



Fondation Universitaire Luxembourgeoise

Province de Luxembourg

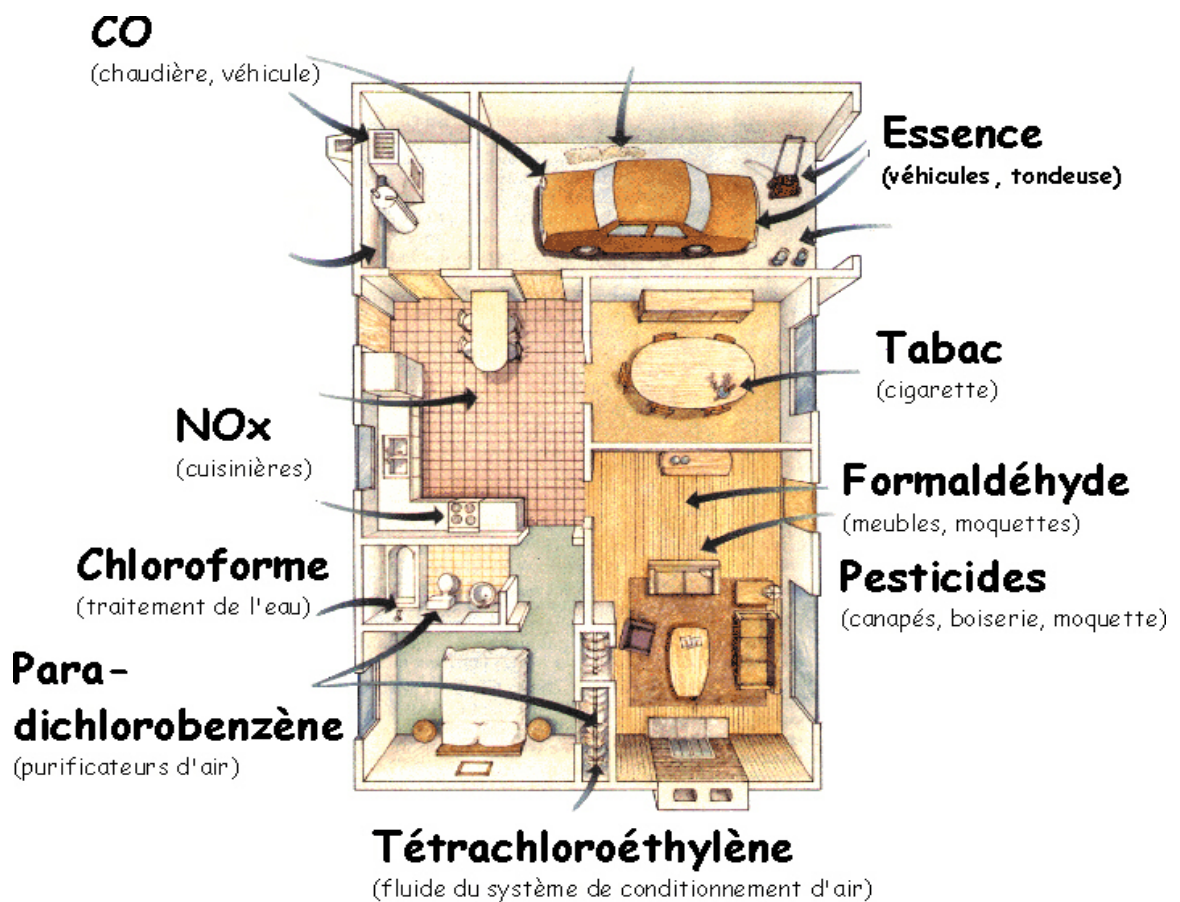


Département Prévention-Santé

Les pollutions dans l'air à l'intérieur des bâtiments

Diagnostic

Incidences sur la santé



Auteurs

Dr Martyna KUSKE
Dr Jacques NICOLAS



En collaboration avec la Députation permanente de la Province de Luxembourg

Les pollutions dans l'air à l'intérieur des bâtiments

Diagnostic

Incidences sur la santé

Auteurs

Martyna KUSKE

Docteur en Médecine

DES en "Surveillance de l'Environnement" (FUL)

Jacques NICOLAS

Ingénieur Civil Physicien

Docteur en Sciences Appliquées

Responsable de l'Unité "Surveillance de l'Environnement" de la FUL

Avant propos

La Fondation Universitaire Luxembourgeoise vient de produire une intéressante étude sur le diagnostic des pollutions dans l'air à l'intérieur des bâtiments. Cet ouvrage est le fruit d'une réflexion menée en étroite collaboration avec la Députation permanente afin d'analyser la faisabilité d'un service provincial de prévention de ces pollutions.

Les auteurs, Martyna KUSKE, Docteur en Médecine et diplômée d'Etudes spécialisées en "Surveillance de l'Environnement" et Jacques NICOLAS, Ingénieur civil physicien et Docteur en Sciences appliquées sont spécialement qualifiés pour cette approche, première du genre par rapport à l'information généralement disponible ailleurs sur ce thème préoccupant des "indoor pollutions".

Résultat d'un travail bibliographique, cette étude rassemble également des textes extraits de travaux d'étudiants (Anne Roué et Martyna Kuske) et des chercheurs de la FUL (Jindriska Maternova) qui ont travaillé en collaboration avec le Docteur Wampach du Service de Médecine de l'Environnement du Grand-Duché du Luxembourg.

Le rapport qui reprend l'inventaire de tous les polluants de l'air potentiellement présents dans les bâtiments, leurs sources, leurs effets sur la santé, la réglementation s'y rapportant, ainsi que certaines recommandations, s'inspire de ces travaux initiateurs, en complétant la liste des polluants et les informations les concernant.

A cette information a été ajoutée la liste des méthodes de mesure ou d'estimation des concentrations de ces polluants dans l'atmosphère intérieure, ainsi que des recommandations pratiques pour un diagnostic et une intervention dans les bâtiments. Ce document constitue ainsi un guide usuel pour les opérateurs chargés d'établir le diagnostic de la qualité de l'air dans nos maisons et autres bâtiments.

Je me réjouis de la synergie que la FUL et la Province, par son Observatoire de la Santé, ont ainsi mise en commun afin d'intéresser les personnes concernées par la problématique des pollutions intérieures.

Félicitations aux auteurs et fructueuse lecture aux professionnels et amateurs intéressés.

Dominique Tilmans
Député permanent chargée de la
"Prévention-Santé".

1. Introduction

Au cours des deux dernières décennies, nos connaissances sur les sources de pollution de l'air extérieur, ses effets indésirables et les méthodes requises pour améliorer la qualité de l'air se sont sensiblement développées. De nombreux pays se sont dotés de normes ou de directives sur la qualité de l'air ambiant.

Or, selon leurs activités, sous nos latitudes, la plupart des individus passent de 80 à 95 % de leur temps dans une atmosphère intérieure confinée -logements, lieux de travail et de loisir ou transport-, c'est-à-dire nettement plus de temps qu'à l'extérieur. Ces atmosphères intérieures, peu étudiées avant les années 80, se révèlent aujourd'hui particulièrement riches en polluants divers.

L'isolation accrue des bâtiments et le taux de ventilation réduit pour économiser l'énergie, l'augmentation incessante de l'utilisation de matériaux synthétiques et de produits chimiques à usage domestique, ainsi que la pollution accrue de l'air extérieur sont tous des phénomènes qui contribuent à détériorer la qualité de l'air intérieur.

La pollution de l'air intérieur ("Indoor Air Pollution") est particulièrement insidieuse. Elle est généralement plus discrète que celle observée dans les milieux extérieurs : peu de manifestations visuelles ne permettent de la détecter et les concentrations des substances chimiques mises en cause sont bien souvent inférieures au seuil de détection de l'odorat humain. La pollution extérieure peut être spectaculaire : panache coloré émanant d'une cheminée d'usine, poissons morts, le ventre en l'air, dans une rivière polluée accidentellement ou encore goudron engluant les oiseaux sur les plages bretonnes. Et cependant, certaines de ces pollutions, bien gérées et appréhendées suffisamment tôt, peuvent s'avérer, à long terme, beaucoup moins dangereuses que l'exposition journalière, et pendant toute une vie, à de faibles concentrations de substances toxiques présentes dans notre environnement domestique. Si leurs effets sur la santé peuvent être immédiats (allergies, asthme, irritation des muqueuses, ...), elles peuvent en effet ne révéler leur toxicité qu'après un temps de latence très long, puisque certaines d'entre elles sont impliquées dans la genèse de cancers ou d'effets neuropsychologiques à long terme.

La qualité de l'environnement intérieur dépend de multiples facteurs, y compris, bien sûr de la pollution extérieure. Mais la majorité des substances présentes dans les bâtiments provient de sources intérieures. Elles sont multiples : les matériaux de construction, les revêtements de sol et de murs, les peintures, les installations techniques, y compris les appareils de combustion, l'ameublement et les accessoires, les activités à l'intérieur des bâtiments, les animaux domestiques, etc.

A cette diversité de sources correspond une liste variée de contaminants que l'on peut regrouper en plusieurs familles :

- les produits du métabolisme (vapeur d'eau, CO₂, odeurs corporelles,...) ;
- les produits de combustion (monoxyde de carbone, NO_x, CO₂, hydrocarbures, fumée de tabac) ;
- les composés organiques volatils (solvants, formaldéhyde, pesticides,...) ;
- les particules viables et les biocontaminants (allergènes, moisissures, bactéries, virus,...) ;
- les particules non viables telles que les fibres et les particules en suspension ;
- le radon et les autres substances radioactives ;
- les ondes électromagnétiques.

En ce qui concerne l'origine de ces polluants, certains sont spécifiques aux milieux intérieurs et d'autres sont importés de l'ambiance extérieure vers l'intérieur des bâtiments. Le tableau 1, adapté de la publication de l'OMS « Guidelines for Air Quality » (WHO, 1999), présente les polluants principaux de l'air intérieur. Certains d'entre eux seront détaillés dans la suite de ce document.

Principaux polluants	Sources principalement extérieures
Oxyde de soufre, matière particulaire en suspension	Combustion de pétrole, fonderies
Ozone	Réactions photochimiques
Pollens	Végétation : arbres, herbe, etc.
Plomb, Manganèse	Circulation automobile
Plomb, Cadmium	Emissions industrielles
Composés Organiques Volatils (COV), Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	Solvants, vaporisation de pétrole
Principaux polluants	Sources extérieures et intérieures
Oxydes d'azote, monoxyde de carbone	Combustion
Dioxyde de carbone	Combustion, métabolisme humain
Matière particulaire en suspension	Fumée de tabac, combustion
Vapeur d'eau	Métabolisme, évaporation, combustion
Composés Organiques Volatils	Combustion de pétrole, métabolisme, peintures, pesticides
Spores	Moisissures, champignons
Principaux polluants	Sources principalement intérieures
Radon	Sol, matériaux de construction, eau
Formaldéhyde	Isolations, mobilier, fumée de tabac
Amiante	Isolations, matériaux anti-feu
Ammoniac	Métabolisme, produits d'entretien
Composés Organiques Volatils	Colles, solvants, cosmétiques, préparation de repas
Mercure	Fongicides, peintures
Aérosols	Produits d'entretien, poussière
Allergènes	Poussière de la maison, animaux
Bio-organismes	Personnes malades
HAP, Arsenic, nicotine, acroléine	Fumée de tabac

Tableau 1 : Principaux polluants de l'air intérieur et leurs sources, groupés selon l'origine

Des mesures de plusieurs substances ont été effectuées simultanément à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments par un certain nombre de chercheurs. Ces mesures révèlent que les concentrations d'ozone, de plomb et d'oxydes de soufre sont généralement plus faibles à l'intérieur de bâtiment qu'à l'extérieur, tandis que les concentrations de CO, NO₂, CO₂, hydrocarbures et aldéhydes sont souvent plus élevées à l'intérieur. Les deux aspects : les concentrations des polluants et le temps passé dans un milieu spécifique nous donnent une notion d'exposition qui sera plus grande à l'intérieur qu'à l'extérieur pour beaucoup d'entre nous.

Si la pollution sur les lieux de travail est bien connue et réglementée par une législation assez stricte, celle relative à l'habitat est, par contre, ignorée du grand public. Paradoxalement, il n'existe pratiquement aucune norme de protection concernant l'environnement domestique, alors que l'homme y passe la majorité de sa vie.

Depuis une vingtaine d'années cependant, un bon nombre d'études sur le sujet ont été initiées de par le monde, principalement aux Etats Unis et en Allemagne. Parallèlement, les scientifiques ont publié des ouvrages, parfois fort complets, sur la pollution intérieure. L'objectif du présent rapport n'est pas de répéter ce genre de travail : le lecteur désireux d'obtenir davantage de détails sur "l'indoor air pollution" trouvera en fin de texte une bibliographie sur le sujet.

Nous avons tenté ici de synthétiser l'information disponible, en la reprenant de manière systématique pour chacune des pollutions potentiellement présentes dans les habitations de nos régions. Le document s'inscrit dans l'esprit d'une démarche vers un système de contrôle des pollutions intérieures en Wallonie : il pourrait être la genèse d'une référence à l'usage des

praticiens chargés du diagnostic des problèmes liés à la pollution intérieure et de leur remédiation éventuelle.

2. Méthodes et instruments de caractérisation chimique : principes de base.

2.1. Introduction et préalable théorique

En fonction des objectifs de l'étude et des particularités du cas traité, la première démarche de l'opérateur chargé du diagnostic de la qualité de l'air intérieur est de sélectionner les indicateurs pertinents à surveiller.

Ce choix étant fait, il s'agit d'identifier la méthode adéquate pour les mesurer : soit des instruments et des capteurs de terrain, soit un prélèvement d'échantillon et une analyse ultérieure en laboratoire.

Il est certain que l'environnement, en général, et l'environnement intérieur en particulier, est synonyme de terrain et qu'il conviendra toujours de privilégier les instruments *in situ*. Il n'existe cependant pas d'instruments capables de caractériser sur site chacune des composantes de la pollution intérieure. Parfois, si le capteur existe, il n'est pas suffisamment précis pour conduire à une interprétation fiable. Dans ces cas, pour la surveillance d'un risque particulier, on préconisera le placement dans le bâtiment de senseurs qui servent d'indicateurs d'alarme et déclenchant, le cas échéant, une procédure plus sophistiquée, avec prise d'échantillon et analyse en laboratoire (Nicolas, 1998).

Dans d'autres cas, aucun instrument de terrain n'est disponible et seule sera appliquée l'analyse de laboratoire sur échantillon prélevé.

Ce chapitre décrit, de manière générale, le principe des méthodes de mesure auxquelles le document fera référence ultérieurement pour chaque pollution présentée. Il se limite à la caractérisation chimique, à l'exclusion de la mesure des rayonnements ionisants (émis notamment par le radon), de celle des champs électromagnétiques, ainsi que de la caractérisation des microorganismes (acariens), des moisissures et de l'amiante. Les méthodes correspondantes seront décrites succinctement, de manière spécifique, à l'intérieur des différents chapitres.

Le présent chapitre est divisé en trois parties : les capteurs et instruments de terrain, les méthodes d'analyse en laboratoire et les techniques de prélèvement et de préparation d'échantillon.

Plusieurs des méthodes décrites, et en particulier les méthodes de laboratoire, sont basées sur la spectrométrie, c'est-à-dire sur la mesure des concentrations de composants chimiques à partir de l'examen de spectres; un spectre étant la résolution d'une onde électromagnétique quelconque en ses différentes longueurs d'ondes constituantes. Dans le cas de la spectrométrie, le spectre résulte de l'absorption ou de l'émission d'énergies discrètes par les différents composants chimiques.

La figure 1 rappelle les domaines de longueurs d'onde couverts par les différentes radiations électromagnétiques qui seront utilisées en spectrométrie.

$$I = I_0 \exp(-klC) \quad (1)$$

Dans cette relation, k est appelé le coefficient molaire d'absorption et dépend de la longueur d'onde et de l'appareillage

Cette relation est fondamentale, car elle montre qu'il est possible de relier l'atténuation de l'onde due à l'absorption à la concentration du composé que l'on veut analyser.

2.2. Capteurs et instruments de terrain

Les exigences en matière de qualité de l'air ne font que s'intensifier au cours des dernières années. La prise de conscience accrue dans les domaines de la sécurité et de l'environnement a donné une impulsion importante à la technique de détection de gaz. Ceci a abouti au développement d'un nombre important de nouveaux capteurs pour déterminer la concentration de composants gazeux présents dans l'air ambiant. Comme les analyses portent souvent sur des traces, les contraintes exigées pour que des concentrations de l'ordre de quelques ppb soient encore décelables requièrent des capteurs des performances accrues.

D'autres propriétés sont en outre demandées aux capteurs, par exemple : fonctionnement continu, sensibilité suffisante, sélectivité, grande fiabilité et faible maintenance.

Tous les principes de mesure ne répondent pas à toutes les exigences ; le capteur doit être choisi au cas par cas, en fonction de l'application prévue.

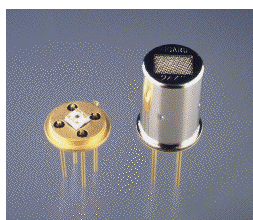
Les procédés de mesures appliqués reposent sur les principes physiques ou chimiques.

Les capteurs-gaz partent pratiquement tous du même principe de base : sur un substrat est déposée une couche de matériau actif qui interagit avec le composé gazeux, ce qui entraîne la modification d'une propriété physique de cet ensemble substrat-couche active.

La propriété ainsi modifiée peut être électrique (résistivité, constante diélectrique), thermique (température) ou massique (mise en évidence par l'effet piézoélectrique dans un quartz).

Parfois, cet ensemble est intégré à un composant actif (transistor), ce qui permet de fournir directement un signal électrique exploitable.

Un bon nombre d'instruments de terrain sont ainsi construits autour de tels capteurs. D'autres sont basés sur des techniques d'analyse de laboratoire rendues portables par une miniaturisation de la mécanique et de l'électronique et une amélioration de la robustesse.



2.2.1. Oxydes métalliques

Le principe se base sur la combustion (c'est-à-dire l'oxydation) des gaz à la surface du capteur. Le matériau support de la réaction d'oxydation est un oxyde semi-conducteur, le plus souvent de l'oxyde d'étain, SnO_2 , déposé en couche épaisse sur un support en céramique. Le SnO_2 est un semi-conducteur de type n : à l'état naturel il est peu conducteur, mais présente un excès d'électrons disponibles.

Lorsqu'il est exposé à l'air, les molécules d'oxygène se placent dans les vacances du réseau de l'oxyde d'étain et profitent des électrons disponibles pour créer des ions oxygène O^- . Dès lors, ces électrons qui auraient pu participer à la conduction sont "capturés" par l'oxygène, ce qui, globalement, entraîne une diminution de la conductivité.

Si, ensuite, le SnO_2 est placé en présence d'un gaz combustible (c'est-à-dire un gaz qui peut se combiner à l'oxygène pour produire de la chaleur : essentiellement, il s'agit des gaz qui comprennent des atomes de carbone et qui peuvent produire du CO_2 et de l'eau au contact de

l'oxygène), l'oxygène présent dans le SnO_2 est consommé en rendant à nouveau disponibles les électrons. Ainsi, la conductivité va se rétablir à des valeurs plus élevées.

En pratique, ce fonctionnement peut être accéléré de deux manières :

- en augmentant la température, pour favoriser la cinétique d'adsorption et d'oxydation. C'est la raison pour laquelle ce type de capteur est chauffé par une petite résistance électrique jusqu'à environ 350°C .
- en ajoutant un catalyseur ("dopant" : palladium, platine, ...) qui permet de favoriser la réaction pour un composé gazeux particulier : c'est de cette manière que l'on parvient à améliorer la sélectivité des capteurs.

La résistance de l'oxyde d'étain est mesurée entre deux électrodes (figure 2). L'air de référence crée la "ligne de base", puis la résistance diminue lorsque le senseur est soumis au gaz combustible (réducteur) étudié. Le risque d'empoisonnement par des composés de poids moléculaire élevé, comme les solvants, constitue l'une des limitations de ce type de capteurs.

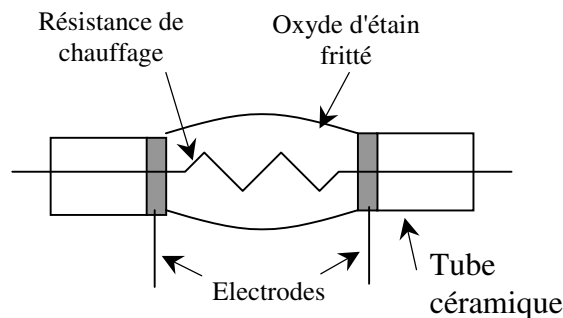


Fig. 2. Capteur gaz de type SnO_2 .

Néanmoins, il reste beaucoup employé dans les appareils de détection (sécurité chaufferies, sonde d'ambiance pour le contrôle de ventilation, nez électroniques) car il n'est pas cher, il est facile à mettre en œuvre, il est robuste et il est notamment commercialisé par la firme japonaise FIGARO, qui fournit plusieurs dizaines de types de senseurs SnO_2 , sensibles à différentes familles de composés gazeux. Le seuil de détection peut atteindre le ppm pour certains gaz, mais son principal inconvénient est sa faible sélectivité, sa sensibilité à l'humidité et la consommation électrique requise pour son chauffage.



2.2.2. Capteurs catalytiques ou pellistors

Comme dans le cas des oxydes métalliques, ce type de senseur exploite le phénomène de combustion du gaz en surface d'une couche sensible, ici un catalyseur de combustion chauffé.

A nouveau, une (relative) sélectivité peut être assurée par un choix adéquat du matériau catalyseur, en général à base de platine ou de palladium, qui accélère la réaction pour certains composés particuliers. Néanmoins, cette fois, ce n'est plus la conductivité électrique de l'oxyde qui constitue le signal de mesure, mais bien sa température : la réaction de combustion engendre en effet une augmentation de la température de l'élément sensible, proportionnelle à la concentration du gaz réducteur qui l'a générée.

En pratique, ce type de capteur (figure 3) est formé d'un fil de platine noyé dans une perle d'oxyde fritté (1 ou 2 mm), en général de l'alumine (Al_2O_3), recouverte du catalyseur poreux de combustion. Le fil de platine sert à la fois de résistance de chauffage et de sonde de température, par la variation de sa résistance électrique lors de l'échauffement.

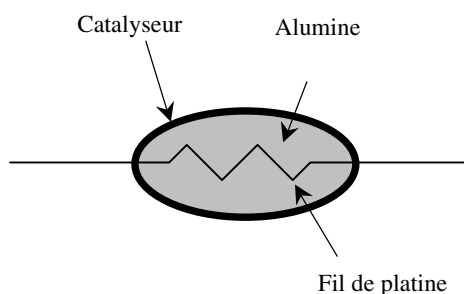


Fig. 3 . Principe du pellistor.

Le capteur est simple dans sa conception, de petite taille (1 mm), de faible coût et facile à mettre en œuvre dans un circuit électronique (en général un pont de Wheatstone).

Pourtant, les pellistors sont relativement peu utilisés actuellement : leur faible sélectivité, leur sensibilité trop faible (quelques %) et leur température de fonctionnement élevée (500°C ... 600°C) ne rencontrent pas les exigences requises par les mesures d'ambiance.

D'autres limitations peuvent également être citées, comme le risque d'empoisonnement du catalyseur, notamment par les composés chlorés et sulfonates, ainsi que la consommation électrique importante.

Néanmoins, l'apparition récente de micropellistors fait naître un intérêt nouveau pour ce type de senseur.

2.2.3. Capteurs électrochimiques



Les capteurs gaz électrochimiques sont basés sur l'oxydation ou la réduction du gaz analysé sur la surface catalytique d'une électrode. La plupart des capteurs électrochimiques utilisés pour évaluer la composition gazeuse sont de type ampérométriques à électrolyte liquide (typiquement, une concentration aqueuse concentrée d'acide sulfurique ou d'hydroxyde de potassium).

Dans l'électrolyte se trouvent trois électrodes (figure 4) :

- une électrode de travail, ou de mesure,
- une contre-électrode
- une électrode de référence.

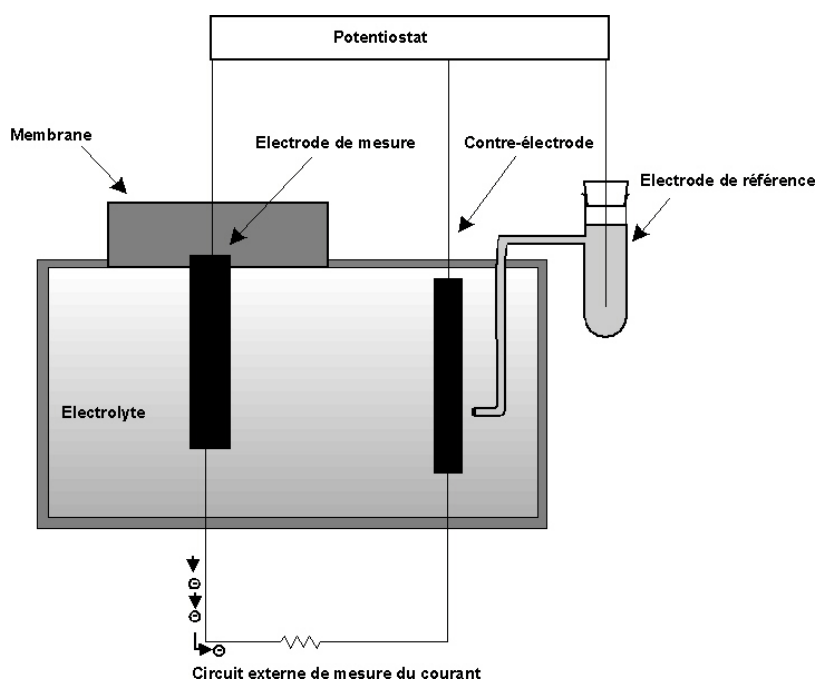


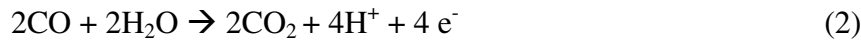
Figure 4 : Principe du capteur électrochimique ampérométrique

Un système électrique extérieur (potentiostat) garantit la présence d'une tension électrique constante entre l'électrode de mesure et la contre-électrode, dont le potentiel est fixé de manière absolue par rapport à l'électrode de référence.

L'électrode de travail, ou de mesure, est typiquement une couche de métal précieux, ou d'un autre catalyseur, déposée sur une membrane. Le gaz diffuse à travers les pores de cette membrane, puis réagit sur l'électrode catalytique, à l'interface avec l'électrolyte liquide.

Au départ, dans l'air ambiant, en l'absence de gaz réactif, l'oxygène diffuse dans la cellule, sans engendrer de différence de potentiel aux électrodes et sans générer de courant.

Si le capteur est mis en présence d'un gaz réducteur, comme de monoxyde de carbone (CO), par exemple, ce gaz diffuse vers l'électrode de mesure où il est oxydé (en dioxyde de carbone dans le cas présent), en libérant un proton (H^+) et des électrons, selon la réaction :



Simultanément, la contre-électrode est le siège d'une réaction avec l'oxygène de l'air ambiant :



L'électrode de mesure est reliée à la contre-électrode par un circuit externe. Les électrons produits à l'électrode de mesure et consommés à la contre-électrode passent donc par cette résistance externe.

Quant au CO_2 produit, il est rejeté par l'électrolyte et ressort par la cellule à travers la membrane.

Le nom "capteur ampérométrique" vient du fait que c'est le courant d'électrons qui passe par la résistance extérieure qui est mesuré, et qui constitue un signal proportionnel à la concentration du gaz réducteur considéré.

Le principe décrit pour le CO peut être appliqué à d'autres gaz réducteurs (H_2S , SO_2 , NO , ...). Dans le cas des gaz oxydants (Cl_2 , N_2 , O_2 , ...), une réaction de réduction du gaz se produit à l'électrode de mesure, la libération d'électrons ayant lieu cette fois à la contre-électrode et le courant circulant en sens inverse.

La fabrication est reproductible, le capteur est robuste et de coût raisonnable. Il permet de travailler à température ambiante, ce qui évite la consommation de puissance électrique pour le chauffage, il est peu perturbé par l'humidité et possède une sensibilité relativement bonne. Le domaine de concentrations mesurables dépend beaucoup de la nature du gaz (de l'ordre du ppm). C'est un capteur qui possède une bonne sélectivité, qui ne coûte pas cher, et la mesure est quasi instantanée (de 20 à 100 s).

Cependant, l'électrolyte s'empoisonne relativement rapidement, limitant ainsi le temps de vie du capteur à 6 mois ... 1 an. Les progrès récents dans ce domaine ont cependant permis d'améliorer la longévité du capteur électrochimique pour un grand nombre de substances. Le domaine de température d'utilisation s'étend de $-40^\circ C$ à $+50^\circ C$. Il peut en outre subir des interférences d'autres gaz.



2.2.4. Capteurs optiques

Les capteurs optiques pour la détection des gaz fonctionnent selon le principe de l'absorption d'un rayonnement traversant le gaz considéré.

Au travers d'un gaz hétéroatomique (au moins deux atomes différents), le rayonnement ultraviolet (longueur d'onde λ entre 0,002 et 0,4 μm), visible (λ entre 0,4 et 0,7 μm) ou infrarouge (λ entre 0,7 et 500 μm) subit une atténuation (absorption) à différentes longueurs d'ondes spécifiques au gaz présent.

En particulier, on peut considérer le spectre de vibration et de rotation des molécules gazeuses. Par exemple, les deux atomes (carbone et hydrogène) d'une liaison C-H (présente dans la molécule de méthane par exemple) ne sont pas fixes l'un par rapport à l'autre. Ils peuvent être considérés comme deux masses reliées par un ressort et vibrent à une certaine fréquence.

Lorsque la molécule est irradiée avec une radiation lumineuse, la liaison vibratoire va absorber de l'énergie de cette lumière si la fréquence de la lumière incidente correspond exactement à la fréquence de vibration, sinon, elle laissera passer la radiation.

Or, les fréquences de vibration et de rotation des molécules se situent en général dans le domaine de l'infrarouge (la longueur d'onde correspondant à la vibration due à l'élongation de la liaison C-H est par exemple environ de 3,45 μm). Si donc on fait traverser un gaz par un rayon lumineux comprenant toutes les fréquences de l'infrarouge, seules seront absorbées celles qui correspondent aux énergies de vibration et de rotation des molécules présentes, qui pourront donc ainsi être identifiées. Le principe est alors de balayer, avec un détecteur de lumière adapté, toute la gamme de l'infrarouge et d'identifier les fréquences correspondant à une perte de transmission : c'est le spectre d'absorption. Ce principe est utilisé en laboratoire, c'est la spectroscopie infrarouge.

On peut également décider de ne détecter, par un filtre adapté, qu'une longueur d'onde déterminée, par exemple 3,45 μm , d'un rayonnement infrarouge qui a traversé un gaz inconnu : si la lumière est absorbée, c'est qu'il y avait probablement une liaison C-H dans le gaz considéré. Ce principe est utilisé dans les capteurs à infrarouge.

Puisque l'amplitude de l'absorption dépend de la concentration gazeuse, pour une longueur donnée du trajet du rayon dans le gaz (loi de Beer-Lambert), une évaluation quantitative peut également être réalisée avec cet appareil.

La figure 5 représente schématiquement la constitution d'un détecteur de gaz infrarouge. L'air à analyser se trouve dans la chambre de mesure, qui est traversée par un rayonnement infrarouge à large spectre. Ce rayonnement atteint un séparateur par lequel une partie du rayonnement atteint la cellule de mesure et l'autre, la cellule de référence. Ces deux cellules comprennent des filtres interférentiels qui n'autorisent que le passage d'une longueur d'onde donnée : dans la cellule de mesure, celle correspondant à la vibration de la molécule que l'on désire détecter et dans la cellule de référence, une autre longueur d'onde, correspondant à une absorption minimale pour ce gaz. Si le mélange gazeux dans la chambre contient une proportion détectable du gaz, une partie du faisceau sera absorbée à la longueur d'onde spécifique, et la cellule de mesure délivrera un signal électronique atténué, le signal de la cellule de référence restant, lui, inchangé. Les variations d'énergie de l'émetteur, l'encrassement du miroir et des fenêtres, ainsi que des perturbations liées à la présence de poussières ou d'aérosols dans l'air influencent de la même manière les deux cellules et se compensent ainsi mutuellement.

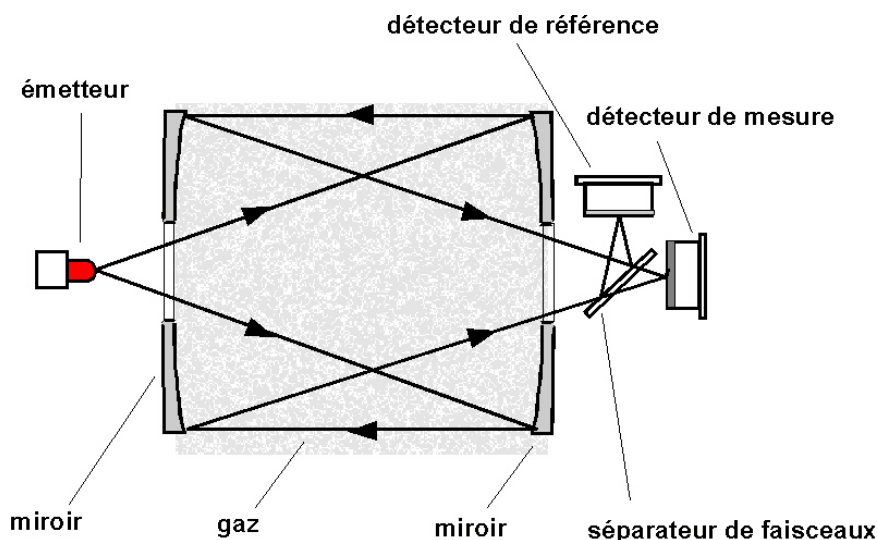


Figure 5 : Schéma d'un capteur infrarouge

Ces capteurs sont utilisés en particulier pour des applications où importent précision de mesure, grande sélectivité, insensibilité aux poisons, possibilités de forte concentrations gazeuses, maintenance réduite. Ils sont particulièrement adaptés aux mesures dans les milieux sans oxygène. Le domaine de concentration détectable pour ce type de capteur va du ppm à 100 %. La performance se paye cependant par un prix généralement plus élevé que celui des autres capteurs, sauf pour des applications courantes de détection de gaz toxiques ou explosifs.



2.2.5. Tubes à indication colorée

Les tubes réactifs à indication directe sont des tubes en verre contenant une solution chimique qui réagit par virage de coloration avec la substance à mesurer. Le tube réactif est un "mini-laboratoire" sous scellés dans lequel se déroule une analyse chimique en phase aqueuse.

Différents réactifs peuvent être utilisés dans les couches de remplissage des tubes, selon que l'on désire une sélectivité à une seule substance, à un groupe ou à une classe de substances.

Par exemple, la transformation suivante du monoxyde de carbone (CO) avec du pentoxyde d'iode en conditions acides,



produit une molécule d'iode élémentaire qui forme, avec l'amidon des composés inclus dans le remplissage, un produit de coloration bleue.

Cette réaction est cependant valable, non seulement pour le CO, mais pour toutes les substances facilement oxydables. La sélectivité à une substance peut être améliorée par des couches préliminaires choisies de façon judicieuse.

Pour pouvoir respecter la durée de stockage et la stabilité du système d'analyse, les extrémités du tube sont soudées. Ainsi, le tube réactif sert également d'emballage chimiquement inerte pour la préparation interne.

Le système de mesure se compose du tube réactif et d'une pompe d'aspiration (figure 6). Au moment de la mesure, le tube est cassé à ses extrémités et l'opérateur aspire à l'aide d'une pompe manuelle à soufflet une certaine quantité d'air ambiant à travers le tube.

Le volume et le débit d'aspiration préconisés par le fournisseur doivent être respectés scrupuleusement.

Dans la plupart des tubes à indication colorée, en effet, la transformation de substance se déroule proportionnellement à la masse du gaz réagissant. Les tubes sont alors pourvus d'une échelle et, dans ces conditions précises de débit et de volume, la longueur de la zone colorée sert à déterminer la concentration de la substance à mesurer, sans calibrage préliminaire, puisque l'échelle imprimée sur le tube est directement en ppm ou %. Plus rarement, la transformation en masse de substance est traduite par l'intensité de couleur du tube, par rapport à une échelle de couleurs de référence.

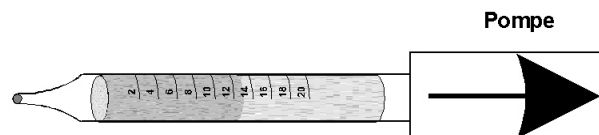


Figure 6 : Principe d'utilisation des tubes à indication colorée

La lecture de la coloration doit être réalisée dans de bonnes conditions d'éclairage, immédiatement après la mesure.

Les firmes Dräger (Allemagne) et Gastec (Japon) se sont spécialisées dans ce genre de tubes réactifs : elles en fournissent pour la détection de plus de 500 substances, et fournissent en outre le système de pompage manuel d'aspiration à soufflet, très facile d'emploi. L'opérateur doit juste compter le nombre de "coups de pompe" préconisé par le constructeur pour la détection du gaz étudié.

Ce type de mesure est donc particulièrement rapide et bien adapté au diagnostic de terrain. Il n'est pas cher et sa mise en œuvre ne nécessite pas un personnel hautement qualifié.

S'ils constituent de bons indicateurs d'une éventuelle présence d'un gaz, les tubes colorimétriques ne peuvent cependant prétendre à fournir une mesure rigoureuse d'une concentration.

Si le seuil de détection convient pour les applications courantes (par exemple, pour le formaldéhyde, il est possible de descendre jusqu'à 0,2 ppm), encore faut-il choisir au départ les tubes possédant une gamme de mesure adéquate par rapport aux concentrations que l'on veut mesurer. Or, dans le cadre d'un diagnostic de pollution intérieure, il n'est pas toujours possible de connaître *a priori* le domaine de concentration auquel on aura affaire.

L'erreur de mesure reste importante (de l'ordre de 30% de la teneur mesurée), elle est due :

- à l'imprécision de la lecture du niveau coloré, qui peut être oblique ou diffus, ce qui peut déjà induire une erreur d'une dizaine de pourcent du fond d'échelle;
- au non-respect du protocole de mesure, assez contraignant : amplitude du pompage manuel, lecture de la coloration ni trop tôt, ni trop tard, ...

Les interférences restent nombreuses : par exemple, le tube pour le CO₂ est également sensible à NH₃, SO₂, NO₂, H₂S ou HCl au dessus d'un seuil de concentration.

Le temps de vie peut être limité (2 ans maximum), selon le type de substance de remplissage et le mode de conservation des tubes.



2.2.6. Colorimétrie

A l'instar des réactions dans les tubes colorimétriques, plusieurs méthodes de détection de polluants chimiques utilisent des substances qui, en contact avec le polluant, forment des produits colorés dont l'intensité de la coloration est proportionnelle à la concentration du polluant à doser.

L'évaluation qualitative de la couleur et l'estimation quantitative de son intensité peuvent alors être réalisées sur site par un colorimètre de terrain.

La colorimétrie est un cas particulier de la spectrophotométrie (voir analyses de laboratoire) dans le domaine du visible.

Le principe est d'envoyer un rayon lumineux monochromatique au travers du milieu coloré (voir figure 7), puis d'apprécier, grâce à une cellule photoélectrique, l'intensité de la coloration du rayon lumineux respectivement transmis ou réfléchi.

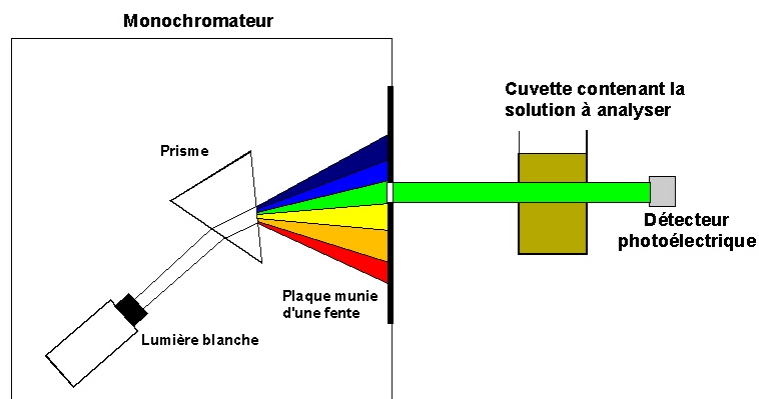


Figure 7 : Principe du colorimètre

2.3. Méthodes d'analyse en laboratoire



2.3.1. Chromatographie en phase gazeuse (GC)

La chromatographie est une technique de séparation des différents composés d'un mélange, basée sur leur migration différentielle au travers d'un substrat fixé dans une colonne (voir figure 8).

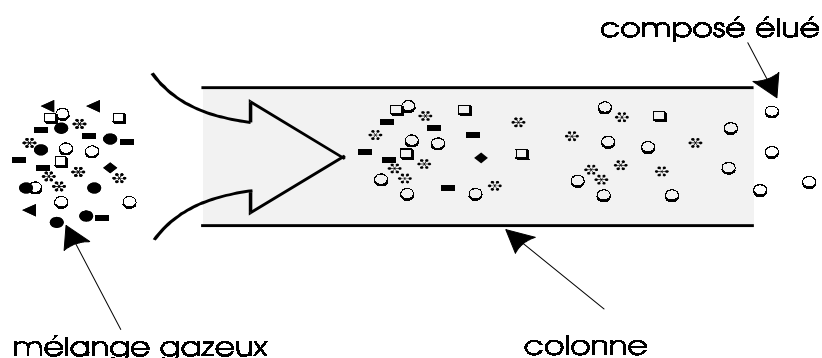


Fig. 8. Principe de la chromatographie.

En maintenant une température minimale convenable, on parvient à volatiliser la totalité des produits (appelés solutés) à l'entrée de la colonne. Ceux-ci sont obligés de parcourir la colonne par la poussée d'un gaz inerte, appelé gaz vecteur, qui constitue la "phase mobile". Alors que la phase mobile tend donc à entraîner les espèces à séparer dans son mouvement, le remplissage de la colonne, constituant la "phase stationnaire", tend à les retarder, d'autant plus fortement que ses interactions avec les solutés sont intenses. Il en résulte que les solutés ont, pour la plupart, des vitesses de déplacement différentes et inférieures à celle de la phase mobile. Ils traverseront donc celle-ci en un temps plus ou moins long, selon leurs interactions propres avec le substrat : c'est l'élution des composés.

La phase stationnaire est un produit à l'état liquide au moment de l'analyse, mais dont la pression de vapeur (la volatilité) doit être très faible dans ces conditions, afin de ne pas être chassés de la colonne par le gaz vecteur. Il s'agit donc d'un liquide lourd, déposé en couche mince sur chaque grain d'un support (granulés de petit diamètre) dans les colonnes remplies ou sur les parois internes des colonnes non remplies.

A la sortie de la colonne, les composés présents dans le mélange gazeux initial sont donc séparés : chacun d'entre eux ayant parcouru la colonne avec un "temps de rétention" qui lui est propre, et qui peut donc servir à l'identifier.

Pour atteindre une bonne séparation des différents composés du mélange et donc une bonne détectabilité, on peut diminuer le diamètre des grains de la phase stationnaire des colonnes remplies, ou diminuer le diamètre de la colonne. On utilise ainsi à l'heure actuelle des colonnes capillaires qui permettent une très bonne séparation des pics.

injecteur

Le mélange initial peut être sous forme gazeuse, liquide ou même solide, pourvu que, dans ces deux derniers cas, la vaporisation totale soit assurée de façon aussi instantanée que possible.

Lorsque le mélange est déjà sous forme gazeuse, il peut être introduit par un système de vannes d'injection ou via une seringue à gaz. Plus fréquemment, le mélange à analyser est sous forme liquide ou en solution dans un solvant. Le gaz vecteur (hydrogène, hélium ou azote) entre alors dans une chambre chauffée, obturée par une pastille d'élastomère, le septum, qui en assure l'étanchéité. A l'aide d'une seringue de petite capacité, on pique au travers de cette membrane et on injecte le liquide.

Le volume interne de cette chambre d'injection est très réduit afin de diminuer les volumes morts de l'appareil.

Parfois, une vanne permet de ne diriger sur la colonne qu'une fraction du produit injecté (système de splitter ou split-splitless).

colonne

En chromatographie, le phénomène de séparation dans la colonne est souvent lié à la migration différentielle due à la différence de solubilité des solutés dans la phase stationnaire. La colonne étant placée dans un four, la séparation des composés dans une colonne apolaire se fait donc sur base de leur température d'ébullition. Mais ce phénomène n'est pas le seul en cause et il s'y ajoute des interactions soluté-solvant, conséquences de leurs polarités respectives. La combinaison des deux permet souvent une bonne séparation des constituants, mais les interactions dues à la polarité peuvent parfois devenir prépondérantes par rapport à la simple solubilité : c'est alors au chromatographe à choisir la colonne adaptée aux constituants qu'il veut analyser.

Si on augmente la polarité de la colonne, on augmente aussi les interactions, par rapport à l'élution basée sur les températures d'ébullition.

Si l'on désire détecter des constituants très polaires, comme les acides gras ou les composés halogénés (c'est à dire des molécules constitués d'atomes d'électronégativités très différentes, et sur lesquels se créent des dipôles électriques), il faudra choisir également une colonne dont la phase stationnaire est polaire.

détecteur

Les effluents sortant à tour de rôle de la colonne doivent être repérés et ce repère transformé en signal électrique que l'on peut enregistrer au cours du temps pour constituer le chromatogramme. C'est la fonction du détecteur.

Le détecteur le plus simple est le catharomètre : il compare en permanence la conductivité thermique (capacité à transporter la chaleur par conduction) du gaz vecteur pur et celle du gaz vecteur chargé des molécules de soluté. Comme la conductivité des gaz vecteurs utilisés dans ce cas (hydrogène ou hélium) est très élevée, la détection des composés, dont la conductivité thermique est environ 10 fois plus faible, peut être relativement performante. Le seuil de détection reste cependant élevé : de l'ordre du pour-cent.

Beaucoup plus sensible que le précédent, le détecteur à ionisation de flamme (FID) est cependant moins universel, car il ne donne pas de réponse aux composés inorganiques. Son principe (destructeur) est de brûler dans une flamme d'hydrogène les composés élués apportés par le gaz vecteur. Sous l'effet d'un champ électrostatique, et si les composés élués sont organiques, il se forme des ions de carbone qui sont dirigés vers une électrode où leur courant est mesuré. Le seuil de détection peut être de l'ordre de $0,1 \text{ mg/m}^3$, mais dépend des composés analysés (beaucoup plus élevé pour le formaldéhyde par exemple).

Dans le détecteur à capture d'électrons (ECD), on crée des électrons libres grâce à une source radioactive β , telle que ^{63}Ni . Quand ce détecteur est traversé par des substances ayant une affinité pour les électrons libres, elles les capturent. Il en résulte une diminution du courant d'électrons sur une électrode de mesure.

La réponse est donc limitée aux solutés ayant des affinités pour les électrons libres, c'est-à-dire aux composés électronégatifs, comme les dérivés halogénés (basés sur le Fluor, le Chlore, le Brome, ... comme beaucoup de pesticides par exemple). La sensibilité est alors considérable.

Le principe du détecteur à photoionisation (PID) est d'ioniser les molécules de soluté par un rayonnement ultraviolet, puis de mesurer ce courant ionique. La molécule s'ionisera si son potentiel d'ionisation est inférieur à l'énergie UV émise. Il est donc très important de choisir la lampe UV d'énergie adéquate en fonction des potentiels d'ionisation des composés que l'on désire analyser.

Ce détecteur est surtout adapté à l'analyse des aromatiques, phénols et hydrocarbures aliphatiques.

De manière générale d'ailleurs, la technique de chromatographie en phase gazeuse n'est pas universelle : les choix de colonne, d'injecteur, de détecteur et de méthode d'analyse sont spécifiques aux composés à analyser.

Grâce au passage préalable de standards de composition et de concentration connue, le temps de rétention du constituant permet son identification qualitative, tandis que la surface du pic chromatographique informe sur la concentration de ce constituant.

2.3.2. Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS)

Dans le cas de mélange gazeux complexes constitués de centaines de composés différents, il serait fastidieux voire impossible d'identifier tous les composés sur base des temps de rétention. C'est pourquoi on fait appel à une technique d'identification puissante des composés : la spectrométrie de masse. La combinaison d'une technique de séparation, la chromatographie, à une technique d'identification, la spectrométrie, offre de nombreuses possibilités analytiques. On parle de couplage GC/MS.

Dans ce cas, plutôt que d'utiliser un détecteur classique (à ionisation de flamme ou autre), on associe le chromatographe à un spectromètre de masse (MS) qui a la fonction de détecteur.

Dans la colonne chromatographique, chacune des molécules composant le mélange complexe est séparée des autres.

Dans le spectromètre de masse qui suit, la molécule est alors ionisée et fragmentée en différents morceaux par bombardement avec des électrons de haute énergie. Or, les fragments ionisés ainsi formés constituent une véritable signature, spécifique à la molécule de base, qui dès lors peut être identifiée de façon quasi unique. Ces fragments de molécule sont dirigés vers un filtre de masse qui les oriente, en fonction de leur rapport masse sur charge (m/z) vers un détecteur. Celui-ci les enregistre en tant que pics localisés au rapport m/z correspondant. Le nombre de charge (z) étant généralement égal à 1, le rapport m/z correspond en fait à la masse m des ions.

Le spectre de masse du composé est un graphe avec l'unité de masse (m/z) sur l'axe x et l'intensité (nombre d'ions de m/z donné) sur l'axe y.

Chaque composé générera donc un spectre qui lui est propre et qui est fonction de sa structure moléculaire ainsi que de sa masse. C'est la carte d'identité de la molécule !

Le couplage GC-MS est donc l'un des systèmes les plus adaptés à la séparation et l'identification exhaustive de substances organiques dans des mélanges complexes tels que les pollutions intérieures. En outre, sa sensibilité (mg/m^3) permet la détection de concentrations très faibles des composés odorants.

2.3.3. Chromatographie en phase liquide haute performance (HPLC)

La chromatographie, de manière générale, est une technique analytique qui permet la séparation des différents composés d'un mélange pour leur identification et leur quantification. La chromatographie en phase liquide (LC) est donc basée sur le même principe que la chromatographie en phase gazeuse (voir paragraphes précédents), bien qu'elle ne soit arrivée dans les laboratoires que bien plus tard (vers les années 1970). La différence avec la technique GC est que la phase mobile est un liquide et non un gaz. Les performances de la LC ont permis des analyses qui n'étaient pas possibles auparavant. Les exigences de qualité étant de plus en plus strictes, cette méthode s'est rapidement répandue dans tous les laboratoires d'analyse et de contrôle.

A l'origine, la chromatographie en phase liquide se faisait avec des colonnes en verre. Le liquide traversait la phase stationnaire par gravité ou sous faible pression. Par la suite, pour augmenter le débit, et donc réduire le temps d'analyse, des essais ont été effectués sous pression plus forte. C'est ce que l'on a appelé la Chromatographie Liquide sous Haute Pression (HPLC). Après d'autres modifications (amélioration des colonnes, ...), la technique a atteint un très haut degré de performance et de fiabilité, si bien que le P de Pression est devenu le P de Performance. Aujourd'hui, l'HPLC est la Chromatographie Liquide Haute Performance (Bonneau, 1987).

La phase mobile de l'HPLC est donc une solution dans un solvant du mélange gazeux initial. Elle est poussée par une pompe sous haute pression (jusqu'à 300 bars) dans la colonne où, comme pour la GC, les composés en solution se répartissent suivant leur affinité entre la

phase mobile et la phase stationnaire. Si la séparation est bonne, chaque pic représente un constituant du mélange qu'il est alors possible d'identifier.

La phase stationnaire dans la colonne est un support plus ou moins poreux de silice ou de polymère recouvert d'un gel qui a les propriétés désirées pour retenir les molécules de soluté.

L'injection dans le solvant-porteur est réalisée par l'intermédiaire d'une vanne. Le détecteur le plus utilisé pour les analyses de polluants "indoor" est le détecteur par photoionisation dans l'ultra-violet (PID) déjà décrit précédemment et travaillant à 365 nm.

L'HPLC est une technique complémentaire à la GC car la phase mobile, constituée d'un mélange de solvants de polarité variable, permet une bonne séparation de composés "difficiles" en GC, comme les composés polaires ou les composés très lourds (ADEME, 1997).

Toutefois, les détecteurs utilisés (UV) sont presque exclusivement sensibles aux composés comportant des noyaux benzéniques. Cette technique est donc utilisée essentiellement pour le dosage des HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) et des composés auxquels on greffe un noyau benzénique par réaction chimique. L'exemple le plus classique est celui des aldéhydes qui, après réaction avec la DNPH (dinitrophénylhydrazine), sont facilement dosables en HPLC. Ceci permet notamment le dosage du formaldéhyde, qui n'est pas aisément réalisable en GC.

2.3.4. Spectrophotométrie UV/Visible

L'analyse spectrophotométrique est fondée sur l'étude du changement d'absorption de la lumière par un milieu, en fonction de la variation de la concentration d'un constituant. On détermine la concentration d'une substance en mesurant l'absorption relative de la lumière par rapport à celle d'une substance de concentration connue.

Pour l'analyse de substances gazeuses, celles-ci sont absorbées au moment du prélèvement, par barbotage dans une solution. Le dérivé formé, éventuellement après addition d'un produit spécifique au moment de l'analyse, présente une coloration caractéristique dont l'intensité dépend de la concentration gazeuse initiale. Cette intensité est alors mesurée par spectrophotométrie UV ou visible.

En analyse spectrophotométrique, on utilise une lumière sensiblement monochromatique.

Ces méthodes d'analyse sont intéressantes car elles permettent de travailler sur de faibles quantités de substances et sont non destructrices vis-à-vis de l'échantillon. Elles s'appliquent à un très grand nombre de dosages.

La colorimétrie est un cas particulier de la spectrophotométrie dans le domaine du visible. On utilise une source de lumière blanche et les déterminations sont faites à l'aide d'un instrument simple appelé colorimètre (voir figure 7).

Une cellule photoélectrique permet d'apprécier l'intensité de la coloration. On utilise une lumière dont les longueurs d'onde se situent dans un domaine spectral relativement étroit grâce à des filtres adaptés. En pratique, la longueur d'onde choisie sera celle qui correspond au maximum d'absorbance du produit à analyser.

Un spectrophotomètre UV/Visible comprend 4 parties essentielles (figure 9) :

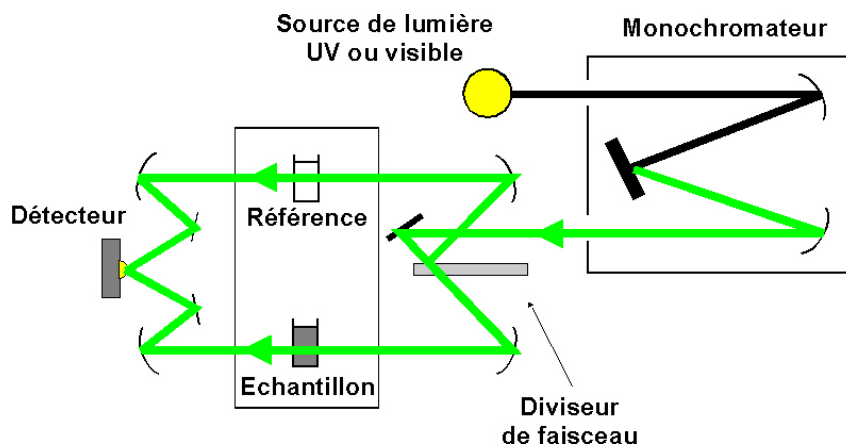


Figure 9 : Schéma de principe d'un spectrophotomètre à double faisceau.

- une source lumineuse (lampe UV au deutérium ou lampe visible à filament);
- un monochromateur : prisme, réseau ou filtre coloré, pour isoler la longueur d'onde sur laquelle on fait la mesure;
- deux cuves, l'une contenant l'échantillon, l'autre la référence
- un détecteur photoélectrique.

Moyennant l'emploi de la bonne solution absorbante au moment du prélèvement du gaz polluant dans l'atmosphère intérieure, la spectrophotométrie UV/visible permet de doser un composé à des concentrations très basses (par exemple : 10 ppb pour le formaldéhyde en réaction avec la pararosaniline).

2.3.5. Spectrométrie infrarouge

Contrairement à la spectrophotométrie UV/visible, la spectrométrie infrarouge, elle, s'utilise davantage sur le gaz polluant lui-même, en mettant en évidence des spectres d'absorption correspondant aux mouvements de vibration et de rotation des molécules concernées. Le principe est identique à celui décrit précédemment et concernant l'instrumentation de terrain (capteurs optiques).

Un spectromètre infrarouge comprend toujours au minimum :

- une source : un corps chauffé à 1300 ... 1900 °C (baguette de carbure de silicium ou filament);
- un détecteur de type pyroélectrique;

Ensuite, l'instrumentation varie selon la technique d'analyse : méthode à double faisceau, méthode à corrélation par filtres gazeux ou méthode par interférométrie (ADEME, 1997).

Méthode à double faisceau

Le spectromètre infrarouge classique à balayage utilise un système dispersif tel que le rayonnement provenant de la source est divisé en 2 faisceaux, l'un pour la référence, l'autre pour l'échantillon. Les deux faisceaux, inégalement absorbés, sont recombinaés grâce à un miroir à secteur tournant. Le faisceau recombinaé passe ensuite par la fente du monochromateur à réseau. Une bande étroite de longueur d'onde est transmise au détecteur, qui établit alors électriquement le rapport d'énergie des deux faisceaux.

Méthode à corrélation par filtres gazeux (GFC)

Cette méthode se différencie de la précédente par l'utilisation d'une seule chambre de mesure (figure 10) au lieu de deux (référence et échantillon). La comparaison est réalisée en séquence et non en parallèle.

Le faisceau émis par la source infrarouge est haché séquentiellement par un disque tournant (disque de corrélation ou "chopper") composé

- d'un secteur opaque au rayonnement,
- d'un secteur contenant une cuve remplie du composé à analyser à forte concentration,
- et d'un secteur contenant une cuve remplie d'azote,

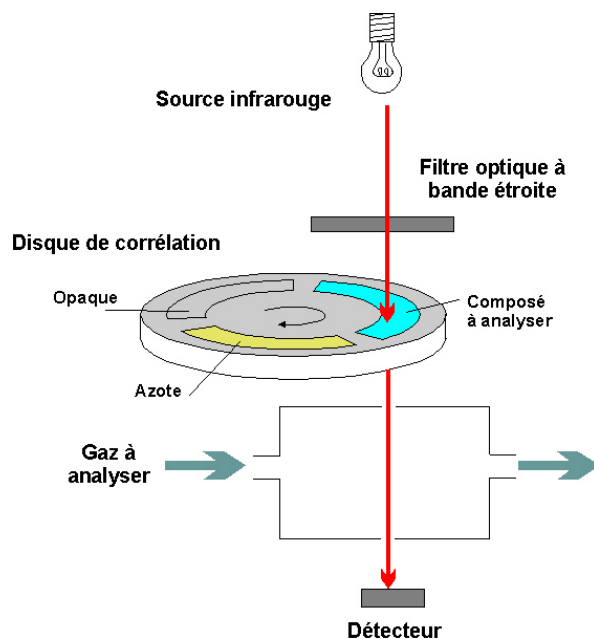


Figure 10 : Principe de l'analyseur infrarouge à corrélation par filtres gazeux

Le faisceau traverse ensuite la chambre de mesure où circule, en continu, l'échantillon à doser. Selon la position du "chopper", le détecteur photoélectrique reçoit successivement :

- un signal zéro,

- un signal contenant seulement des informations sur les composés interférents, les radiations absorbables par le composé à doser ayant été éliminées par le disque de corrélation (cuve remplie du composé à analyser à forte concentration),
- un signal correspondant au faisceau absorbé par les composés présents dans la chambre de mesure (composé à analyser + interférents)

Le signal relatif au composé à analyser peut donc être déduit par différence. Cette technique permet donc de s'affranchir des salissures de la chambre de mesure, de la présence de particules sur le trajet optique et de l'influence des composés qui absorbent les radiations des deux derniers signaux précédemment décrits.

Méthode par interférométrie (NDIR)

En raison même de leur principe, les deux méthodes précédemment décrites ne permettent pas de distinguer deux composés qui absorbent aux mêmes longueurs d'onde, ou dont les spectres d'absorption sont trop voisins.

Les liaisons CH des composés organiques volatils ont des spectres d'absorption légèrement différents selon leur type (alcane, alcène, aromatique), mais trop voisins pour que l'on puisse envisager un dosage sélectif lorsque les composés sont en mélange.

La méthode par interférométrie, par contre, permet d'assurer une analyse beaucoup plus fine.

Pour rappel, si deux ondes de fréquences identiques, mais légèrement déphasées l'une par rapport à l'autre, se déplacent dans la même direction, elles se combinent de telle manière que leur énergie n'est pas distribuée uniformément dans l'espace, mais est maximum en certains points (combinaison constructive) et minimum à d'autres (combinaison destructive) : c'est le phénomène d'interférence. L'effet géométrique créé par la succession de zones à énergie maximum et de zones à énergie minimum s'appelle les franges d'interférences.

Dans le spectromètre NDIR, le faisceau infrarouge n'est pas rendu monochromatique. Il est tout d'abord divisé en deux rayons. Ceux-ci passent ensuite dans un interféromètre (par exemple l'interféromètre de Michelson), où les deux rayons sont légèrement déphasés l'un par rapport à l'autre, de manière à créer des interférences dans le faisceau de sortie résultant. C'est ce faisceau avec interférences qui passe alors dans l'échantillon gazeux, où il se produit une absorption sélective. L'énergie qui atteint le détecteur sera donc la combinaison, constructive ou destructive, des deux faisceaux. Le signal transmis par le détecteur est donc un interférogramme.

Celui-ci est ensuite traité par transformée de Fourier, de manière à reconstituer le spectre d'absorption de l'échantillon, avec une très grande résolution sur les longueurs d'onde. L'appareil sera donc capable de distinguer la succession de raies fines présentes dans les bandes d'absorption.

La méthode est appelée spectroscopie infrarouge non dispersive (NDIR) pour la distinguer de la méthode dispersive où chacun des rayons d'un double faisceau est orienté soit vers l'échantillon, soit vers un "blanc" qui sert de référence. Dans le cas de la méthode NDIR, un premier spectre, correspondant à la source seule, est d'abord mémorisé, puis comparé dans l'ordinateur au spectre obtenu subséquemment avec l'échantillon. Comme la transformée de

Fourier est la technique mathématique utilisée pour reconstituer le spectre, la méthode s'appelle également FTIR (Fourier Transform Infra Red).

Les appareils basés sur ce principe étaient, à l'origine, réservés à des laboratoires très spécialisés, en raison des moyens de calcul nécessaires à l'interprétation des résultats. La montée en puissance des processeurs et leur miniaturisation a permis la mise au point d'appareils portables.

Une telle méthode est pratiquement spécifique à n'importe quel composé, en raison de son excellente résolution. Cette méthode, surtout utilisée actuellement pour détecter le CO₂, n'est encore que peu employée de manière plus générale pour mesurer sélectivement les différents COV. Il est encore prématuré de se prononcer sur ses performances dans ce cas d'application.

De manière générale, pour la spectrométrie infrarouge, la concentration maximale mesurable est de 100% pour tous les gaz et le seuil de détection, exprimé en parties par million en volume, varie selon les gaz : de l'ordre de 1 ppm pour le CO, 10 ppm pour le SO₂, 0,5 ppm pour le CO₂.

La méthode est en outre affectée par des interférences du fait que les bandes d'absorption des différents composés du mélange étudié se chevauchent très souvent.

2.3.6. Luminescence

La luminescence est la propriété qu'ont certaines substances d'émettre sous forme de lumière une partie de l'énergie absorbée au cours d'une excitation quelconque (réaction chimique, irradiation, ...).

Ce phénomène est notamment exploité pour la détection et la mesure de concentration d'organismes vivants bioluminescents (luciole, ...).

Dans le cadre du dosage de polluants intérieurs, les principes exploités sont la chimiluminescence, la fluorescence, ou la phosphorescence.

Chimiluminescence

La chimiluminescence est définie comme l'émission de lumière résultant d'une réaction. Le principe est exploité essentiellement pour la mesure des oxydes d'azote à de très faibles teneurs dans l'atmosphère.

En effet, la réaction entre le NO et l'ozone est la suivante :



Le dioxyde d'azote excité (NO₂^{*}) retombe à un état fondamental stable (NO₂) en émettant un rayonnement lumineux de longueur d'onde comprise entre 600 et 1200 nm.

Ce rayonnement passe dans un filtre optique sélectif pour les longueurs d'onde supérieures à 610 nm et son intensité est mesurée par un photomultiplicateur (transformation du rayonnement lumineux en signal électrique mesurable). Cette méthode permet de mesurer la concentration de monoxyde d'azote.

Pour mesurer le dioxyde d'azote, il faut tout d'abord le réduire en monoxyde d'azote par passage dans un four convertisseur de molybdène à haute température (320°C) suivant la réaction suivante :



Le NO résultant est alors mesuré selon le principe décrit ci-dessus.

La mesure dans une atmosphère intérieure fournit donc la concentration en NO_x totaux (NO d'origine + NO_2 converti en NO). Par différence avec une mesure de NO seul, on peut alors déduire la concentration en NO_2 .

Devant le photomultiplicateur et le filtre optique se situe un "chopper", c'est-à-dire une roue à trois secteurs correspondant aux phases suivantes :

- le masquage des deux chambres (zéro électrique), permettant la mesure du bruit électrique de fond,
- l'ouverture de la chambre NO (mesure du signal NO),
- l'ouverture de la chambre NO_x (mesure du signal NO_x).

Pour ce cas spécifique de la mesure des oxydes d'azote, l'ozone intervenant dans la réaction (5) doit d'abord être généré par oxydation de l'oxygène de l'air ambiant.

De manière plus générale, une réaction chimiluminescente impliquera toujours les trois étapes suivantes :

- réaction préliminaire de formation d'un composé intermédiaire (par exemple NO_2);
- excitation de ce composé intermédiaire par transformation de l'énergie chimique de l'étape précédente en énergie électronique (par exemple NO_2^*);
- émission de lumière par le composé intermédiaire passant de l'état énergétique excité à un état énergétique inférieur.

Cette méthode convient assez bien pour mesurer des concentrations assez faibles, allant du ppb à quelques ppm en volume. Elle est par ailleurs très spécifique.

Spectrofluorométrie

Le phénomène de luminescence peut s'observer également lorsqu'un corps réémet sous forme lumineuse de l'énergie qu'il a reçue sous forme thermique ou sous l'effet d'un rayonnement incident. C'est dans cette catégorie que l'on classe la fluorescence et la phosphorescence. Si le temps qui sépare l'irradiation de l'émission induite est inférieur à 10^{-8} s, on parle de fluorescence. Dans le cas contraire, on parle de phosphorescence. La phosphorescence est une émission lumineuse qui persiste un certain temps après l'arrêt de la stimulation (l'aurore boréale en est, par exemple, une manifestation naturelle). La fluorescence, au contraire, cesse aussitôt l'arrêt de la stimulation.

Ainsi, les molécules de dioxyde de soufre excitées sous l'effet d'un rayonnement UV à une longueur d'onde de 213,9 nm reviennent ensuite à leur niveau fondamental d'énergie par fluorescence : ils émettent un rayonnement de longueur d'onde 350 nm dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en SO_2 .

La spectrofluorimétrie est la technique d'analyse qui consiste précisément à observer la lumière émise par un composé excité.

Cette technique s'apparente à la spectrophotométrie déjà décrite précédemment, mais l'émission de fluorescence par les molécules n'obéit pas à la loi de Beer-Lambert qui exprime la liaison logarithmique entre l'absorption du rayonnement incident et la concentration du gaz absorbant. Il ne s'agit effectivement pas ici d'une absorption d'un rayonnement dans le gaz, mais bien d'une émission, et les spectres de fluorescence ne sont pas identiques aux spectres d'absorption. L'identification qualitative des molécules se base donc sur d'autres références. Ensuite, pour une évaluation quantitative des concentrations, il faut tenir compte du fait que le phénomène de fluorescence n'est pas efficace à 100 %, c'est-à-dire que chaque photon incident ne donne pas nécessairement naissance à un photon secondaire réémis. Le rapport entre le nombre de photons incidents et le nombre de photons réémis s'appelle le rendement quantique et dépend à la fois de la substance étudiée et de la longueur d'onde du rayonnement incident.

Mise à part cette remarque méthodologique, le spectrofluorimètre est similaire à un spectrophotomètre à balayage (voir figure 9) : source de lumière UV (lampe à arc au Xénon), monochromateur, chambre de mesure et détecteur. Un second monochromateur est néanmoins utilisé derrière la source UV pour créer le rayonnement d'excitation.

En outre, pour la plupart des applications, l'axe optique de mesure de la fluorescence forme un angle de 90° par rapport à l'axe du rayonnement d'excitation. Cette configuration permet d'augmenter le rapport signal/bruit de la détection.

Pour la détection de molécules susceptibles d'émettre un rayonnement de fluorescence, la spectrofluorimétrie s'avère une méthode extrêmement fiable et performante.

Dosimétrie thermoluminescente

Lorsque le fluorure de lithium (LiF) est chauffé vers 250°C , il réémet un rayonnement phosphorescent à une longueur d'onde de 425 nm. D'autres matériaux, généralement isolants, possèdent également cette propriété qui peut être exploitée pour mesurer des doses de radiations.

De façon simplifiée, dans ces matériaux, la chaleur excite un électron qui était pris dans un piège (c'est à dire un défaut du matériau), puis l'électron se désexcite en émettant de la lumière.

En particulier, si la chaleur est produite par l'énergie de radiations nucléaires absorbée par le matériau, la mesure de la phosphorescence peut servir à doser la quantité de radiation reçue : c'est un des principes utilisés en dosimétrie personnelle des radiations ionisantes (sécurité, environnement, médecine).

Spectrométrie de fluorescence X

Enfin, lorsque le rayonnement incident n'est pas dû à un apport thermique, n'est ni de la lumière visible, ni une radiation ultraviolette, mais est caractérisé par une longueur d'onde beaucoup plus petite, les électrons des couches internes des atomes cibles peuvent être excités et revenir à leur état stable en émettant un rayonnement fluorescent également de petite longueur d'onde qui peut servir à doser ces atomes en particulier.

La fluorescence X met en œuvre un rayon X incident, d'une longueur d'onde inférieure à 1 nm, et donc de grande énergie, émis par un tube de Coolidge ou par une source radioactive. Les photons atteignent une cible, constituée d'un échantillon prélevé dans l'environnement : par exemple les poussières déposées sur un filtre. S'ils sont suffisamment énergétiques pour arracher un électron des couches internes d'un atome présent sur la cible, ils peuvent ioniser l'atome et donc le faire passer dans un état très instable. L'atome va retrouver ensuite sa stabilité par réorganisation interne et libérer un rayonnement électromagnétique de haute énergie (photon X). La longueur d'onde des raies de fluorescence qui résultent de ce phénomène dépend du numéro atomique de l'atome et est donc caractéristique des éléments constituant l'échantillon (analyse qualitative). En outre, l'intensité des raies caractéristiques permet de déterminer la composition (analyse quantitative).

Le détecteur du rayonnement fluorescent X est en général constitué d'un cristal plan tournant suivi d'un détecteur de photons de type proportionnel ou à scintillation. Le cristal tournant sert à balayer les différentes longueurs d'onde, en exploitant la loi de Bragg, selon laquelle la réflexion d'un rayon X par un cristal est sélective, la longueur d'onde privilégiée dépendant de l'angle d'incidence du rayon sur la surface. Quant au détecteur de photon, il est basé sur l'émission d'électrons induite par effet photoélectrique.

Grâce à une préparation d'échantillons relativement simple, la fluorescence X est aujourd'hui utilisée dans des applications très diverses. Elle n'est cependant applicable que pour déterminer des éléments entre le bore ($Z=5$) et l'uranium ($Z=92$). En particulier, c'est une technique très utilisée pour l'analyse de métaux lourds, notamment dans les poussières.

2.3.7. Spectrométrie d'absorption atomique

Un atome, initialement dans son état fondamental peut absorber des photons et passer ainsi dans un état excité. La règle de Bohr veut que ces états excités, pour un atome donné, sont peu nombreux à cause des règles de sélection qui interdisent le nombre de combinaisons que l'on pourrait réaliser entre les états excités et l'état fondamental. Ainsi, l'électron de l'atome représenté sur la figure 11 ne peut passer que de la première couche à la deuxième couche par absorption d'un photon dont l'énergie serait égale à celle qui sépare les deux niveaux électroniques.

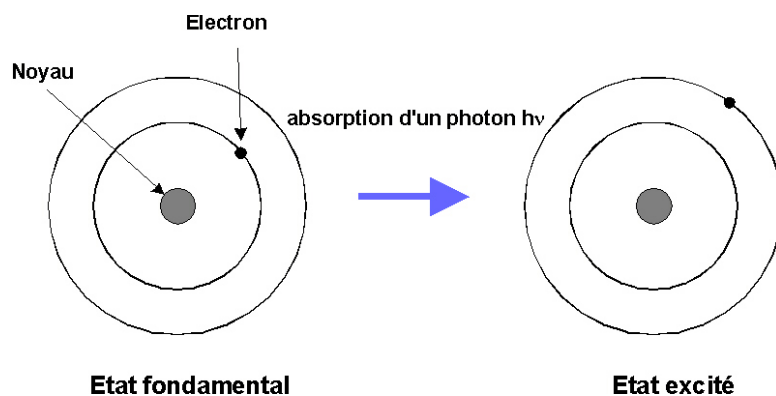


Figure 11 : Excitation d'un atome par absorption d'un photon de longueur d'onde adéquate

Par la suite, l'atome revient de cet état instable à la situation stable du départ en réémettant un photon de même énergie. Pour un atome donné, on ne pourra donc faire de l'absorption que de rayonnements qui ont une longueur d'onde correspondant au passage état fondamental-états excités. Ces raies bien précises sont appelées raies de résonance.

Les photons absorbés étant caractéristiques des atomes absorbants et leur quantité étant proportionnelle au nombre de ces atomes, l'absorption permet de mesurer les concentrations des éléments que l'on a décidé de doser.

L'appareil de spectrométrie d'absorption atomique comporte donc une lampe à cathode creuse qui devrait émettre une radiation la plus monochromatique possible. Pour obtenir le maximum d'intensité à la longueur d'onde du maximum d'absorption de l'élément à doser, on dépose à l'intérieur de la cathode, en forme de godet, un peu de matériau identique à celui que l'on veut doser. Par l'application d'une différence de potentiel élevée entre l'anode et la cathode, on crée un arc électrique, qui entraînera une ionisation locale et l'émission d'une lumière, non pas monochromatique, mais constituée de plusieurs raies caractéristiques de l'élément à doser. Le rayon passe au travers de l'échantillon et atteint un détecteur, en général équipé d'un tube photomultiplicateur.

L'échantillon va donc absorber les raies avec lesquels il "entre en résonance". La loi de Beer-Lambert permettra alors de relier l'intensité de cette absorption au nombre d'atomes de l'élément absorbant.

Cette méthode marche très bien pour la plupart des atomes. Encore faut-il obtenir des atomes libres à l'état fondamental, puis ensuite relier l'absorption causée par ces atomes à leur nombre et enfin ce nombre à leur concentration dans la solution à doser.

Pour obtenir des atomes libres, on effectue une "atomisation". En effet, dans l'échantillon, surtout s'il est en solution, l'élément à doser ne se trouve que rarement à l'état atomique, mais bien à l'état ionique ou combiné. L'atomisation est obtenue par une flamme, de telle manière que l'énergie thermique dissocie les particules.

La spectrométrie d'absorption atomique peut être appliquée au dosage d'une trentaine d'éléments, et cela tout aussi bien au niveau des éléments majeurs ($0,1 \dots 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) que d'éléments en trace ou ultratrace ($0,0001 \dots 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les appareils actuellement sur le marché sont conçus pour travailler sur des solutions. Les échantillons solides doivent donc préalablement être mis en solution.

2.4. Techniques de prélèvement et de préparation de l'échantillon



2.4.1. Prélèvement dans un récipient

Le mode de prélèvement consistant à remplir un récipient (ampoule, sac souple, ...) du gaz à analyser n'est pratiquement utilisé que pour quelques composés (méthane, ...) en raison du risque d'évolution très rapide de la composition des gaz avant l'analyse. Les composés volatils peuvent en effet s'adsorber sur les parois du récipient ou sur les condensats. En pratique, ce type de prélèvement sera surtout utilisé pour la mesure de l'intensité odorante du mélange gazeux (par olfactométrie).

Les ampoules sont en verre munies de robinet de téflon. Les sacs sont en matériau particulièrement neutre, de façon à minimiser l'adsorption en surface (Teflon, Tedlar). Ils permettent le prélèvement de grandes quantités de gaz (50 ... 100 litres). Pour de plus petites quantités (quelques litres), on peut également utiliser des canisters : il s'agit de boîtes en acier inoxydable, dont les parois intérieures sont passivées par une couche inerte d'oxyde de chrome.

Le remplissage peut se faire par aspiration à l'aide d'une pompe. Il faut alors être particulièrement attentif au choix d'une méthode et d'un matériel qui n'introduisent aucun gaz polluant dans l'atmosphère prélevée. Une méthode plus communément adoptée est de créer un pré-vide dans le récipient (s'il est rigide) ou dans le réceptacle du sac plastique et de laisser entrer l'air sans pompage, au moment du prélèvement.

2.4.2. Piégeage par adsorption

Du fait de la concentration faible des molécules dans l'effluent gazeux à analyser, il est souvent nécessaire d'effectuer une préconcentration. Celle-ci peut consister en un piégeage par adsorption.

De nombreux corps poreux possèdent en effet une affinité pour les composés gazeux qu'ils sont susceptibles d'adsorber de manière relativement sélective.

La technique de piégeage consiste à faire passer un volume de gaz au travers d'un tube rempli d'adsorbant. Les volumes traités sont variables et dépendent de la concentration des polluants. L'adsorbant à l'intérieur de la cartouche retient le gaz échantillonné jusqu'au moment où elle est saturée et commence à les relarguer : on dit alors que le volume échantillonné a dépassé le volume de "perçage" de la cartouche. Il convient donc de ne pas dépasser ce volume de perçage pour que le prélèvement reste quantitatif.

Une grande variété d'adsorbants sont actuellement utilisables et le choix de l'adsorbant pour une application donnée est fonction du type d'analyse, du type de composé à doser et de l'environnement où l'on travaille.

Le principe général est d'utiliser des adsorbants "énergiques", tels que le charbon actif ou le gel de silice (silicagel), lorsqu'on cherche à piéger des composés peu adsorbables (COV, ...) et des adsorbants plus doux (carbones graphitisés, polymères poreux comme le Tenax, ...) pour des composés lourds qui seraient adsorbés de manière quasi irréversible sur charbon actif.

On les retrouve sous divers noms commerciaux comme Carbotrap, Tenax, Porapak, Chromosorb ...

Les matériaux adsorbants les plus couramment utilisés appartiennent à trois catégories :

- Le charbon actif et ses dérivés : Carbotrap, Carboxen, Carbosieve. C'est un matériau très polyvalent offrant d'excellentes propriétés d'adsorption pour beaucoup de composés. Il est relativement insensible aux effets de l'humidité de l'air et est disponible sous forme très pure (par exemple, à base de noix de coco).
- Les adsorbants inorganiques : gel de silice, alumina, Florisil, tamis moléculaires. Ils conviennent bien pour l'échantillonnage de composés polaires, mais possèdent une plus grande affinité pour l'eau que le charbon actif.
- Les polymères poreux : Tenax, Porapak, Chromosorb, mousse de polyuréthane (PUF) ou résine de polystyrène, de type Amberlite XAD. Ils conviennent surtout pour les composés possédant des fonctionnalités sensibles et pour l'analyse de traces.

La figure 12 reprend les principaux matériaux adsorbants qui peuvent être utilisés pour piéger des composés organiques volatils en fonction de leur point d'ébullition.

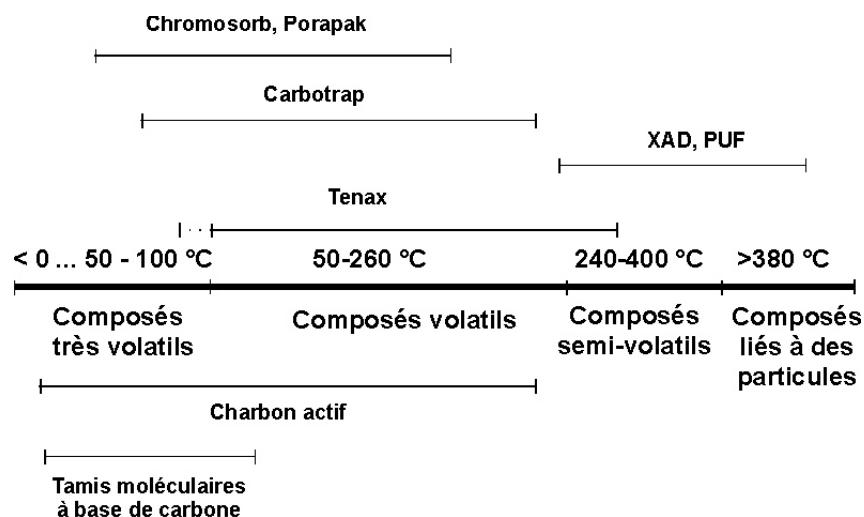


Figure 12 : Températures d'ébullition des composés organiques volatils et principaux matériaux adsorbants correspondants

Il est également possible d'utiliser des tubes comprenant plusieurs couches, soit d'un même matériau de différentes granulométries, soit de deux matériaux différents. Cela permet d'adsorber moins sélectivement une grande variété de composés.

Lors de l'échantillonnage, on veillera, si possible, à prélever également une cartouche témoin placée dans les mêmes conditions d'ambiance, mais en dehors de l'effluent.

Dans le cas d'effluents très humides, on cherchera à éviter la formation de condensats dans la cartouche adsorbante, éventuellement en diluant préalablement le gaz dans une quantité connue de gaz sec ou en le condensant.

Sur le plan pratique, on utilise des tubes de quelques millimètres de diamètre intérieur garnis sur 5 à 10 cm, susceptibles de retenir les polluants à analyser dans quelques litres de l'effluent. Lors de la surveillance individuelle, le système d'échantillonnage est fixé sur les vêtements dans la zone respiratoire de la personne.

Pour qu'il soit possible, lors de l'interprétation de l'analyse, de déterminer la concentration, la substance à mesurer doit être guidée de façon bien définie vers le produit adsorbant.

On distingue deux types d'échantillonnage : l'échantillonnage actif et l'échantillonnage passif.

L'échantillonnage actif consiste à aspirer l'air à analyser à travers le tube par l'intermédiaire d'une pompe portative avec un débit de 10 à 200 ml/min : les substances adsorbantes sont alors accumulées sur l'agent adsorbant. Connaissant le volume d'air prélevé (en général, de 1 à 20 litres), la concentration de la substance peut être aisément calculée après analyse. Comme ce volume est la grandeur de référence pour le calcul de la concentration consécutive à l'analyse, la pompe doit répondre à des exigences très strictes.

L'échantillonnage passif consiste à laisser diffuser les molécules de polluant à l'intérieur du tube rempli, sans utilisation d'une pompe. La masse de composé gazeux adsorbé est calculée en appliquant la loi de Fick, dans laquelle intervient notamment la durée pendant laquelle la substance diffuse dans l'adsorbant.

Les tubes d'échantillonnage passif sont en règle générale prévus pour des prélèvements sur de longues périodes (1 à 8 heures) pour déterminer des concentrations moyennes.

Après adsorption, les cartouches doivent être obturées et placées dans un endroit frais (4°C), à l'abri de la lumière et transportés rapidement au laboratoire.

2.4.3. Désorption

L'échantillon prélevé sur le support adsorbant doit être désorbé avant d'être analysé. La désorption est une phase importante, car elle conditionne la fiabilité des résultats.

Désorption par solvant

Une première technique consiste à désorber les composés retenus dans la cartouche par un solvant approprié : par exemple, le dichlorométhane (CH_2Cl_2) ou le disulfure de carbone (CS_2) pour le charbon actif et le méthanol (CH_3OH) pour le silicagel. L'adsorbant, placé dans une fiole en verre est mis en contact par agitation avec le solvant. L'éluat d'extraction est ensuite séparé du solide d'adsorption, puis injecté dans l'analyseur.

Les avantages de cette méthode sont sa simplicité et son faible coût, ainsi que la quantité relativement faible d'échantillon utilisée, ce qui autorise à répéter l'opération pour plusieurs analyses.

En conséquence, cependant, le seuil de détection est assez élevé.

Un inconvénient majeur de la désorption par solvant pour une analyse chromatographique est que le produit utilisé comme solvant, en concentration importante par rapport aux autres composés du mélange analysé, forme un pic très large en début de chromatogramme, dans lequel sont parfois cachés les pics des éléments légers. De plus, des réactions chimiques entre les différents constituants présents dans le solvant peuvent modifier la composition de l'échantillon.

Désorption thermique

Elle peut être utilisée pour des matériaux adsorbants qui restent stables à température élevée. La technique est souvent appliquée avec les polymères poreux, étant donné que la nature du polymère limite le choix du solvant : celui-ci pourrait éventuellement extraire de l'adsorbant des monomères et des oligomères, qui peuvent perturber l'analyse.

La technique consiste à accoupler la cartouche directement sur la colonne chromatographique qui sera utilisée pour effectuer l'analyse, et à la chauffer très rapidement, de manière à désorber brutalement l'ensemble des composés retenus ("flash desorption"). On passe ainsi de la température ambiante à 400°C en une vingtaine de secondes.

En variante, la cartouche est soumise à un chauffage doux, mais prolongé, les composés étant alors récupérés dans un piège cryogénique intermédiaire, que l'on réchauffe très rapidement pour injecter les composés sur la colonne.

Même si l'on procède généralement à une "sauvegarde" d'une partie de l'échantillon pour se ménager la possibilité d'analyses complémentaires, cette technique conduit à injecter dans la colonne chromatographique une proportion beaucoup plus importante des composés piégés sur la cartouche (10 à 50 %) que dans le mode de désorption par solvant (moins de 1 %). La désorption thermique permet donc d'abaisser la limite de détection à quelques microgrammes par mètre cube.

En outre, l'absence de pic de solvant dans le chromatogramme permet la détection d'un plus grand nombre de composés.

Si l'injection massive de composés dans l'analyseur constitue un avantage, elle peut également présenter des inconvénients. D'abord, le nombre d'analyses avec la même cartouche est limité à 1 ou 2. Ensuite, le risque de surcharge de la colonne chromatographique et celui de saturation des détecteurs rend délicat l'usage de cette méthode lorsque les concentrations à mesurer sont mal connues.

2.4.4. Piégeage par absorption

Lorsque la pollution ambiante est complexe, il est souvent intéressant de sérier les composés à analyser par famille de produits. Si, en outre, une concentration préalable est nécessaire car la pollution est trop diluée, alors, le piégeage par absorption est tout à fait adapté.

Le principe est de fixer sélectivement le constituant à doser sous la forme d'une solution ou d'un précipité que l'on analysera.

Le piégeage par absorption implique donc une dissolution dans un milieu absorbant, suivie d'une réaction chimique entre ce milieu et le composé recherché. Il en résulte la formation d'un composé stable et non volatil, comme un précipité caractéristique, qu'il est alors possible de doser facilement.

L'air à analyser passe par barbotage dans un ou plusieurs flacons laveurs (en série), de 100 à 200 ml et contenant une solution chimique (figure 13).

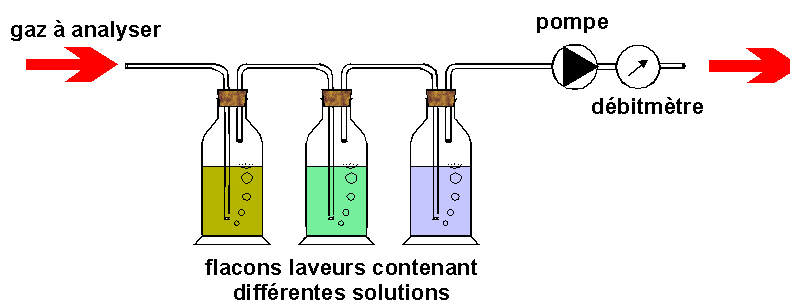


Figure 13 : Schéma de principe d'un dispositif de piégeage par absorption

Une pompe, placée en aval des flacons entraîne le gaz au travers des solutions de piégeage avec un débit de l'ordre de 1 à 2 NI/min.

Le temps de barbotage doit être ajusté en fonction de la concentration estimée du gaz dans l'atmosphère, en général quelques heures, ce qui signifie que le dosage ne saura fournir qu'une valeur moyenne de la concentration gazeuse durant ce temps de piégeage, assez long.

La solution absorbante est choisie en fonction des produits à piéger ou de la technique de dosage choisie, par exemple :

- solution alcaline pour acides organiques légers (acide acétique ou homologues),
- solution acide pour piégeage des amines.

Les composés soufrés réduits, notamment, peuvent être piégés par barbotage dans une solution d' HgCl_2 à 4 ‰ en masse. Ils réagissent avec la solution pour former un précipité de HgS qui peut être pesé. Pour d'autres gaz, la solution sera dosée par des techniques d'analyse des liquides (sondes spécifiques, ...).

Cette méthode permet de piéger efficacement, puis d'analyser, des composés polaires difficilement accessibles par ailleurs (car peu adsorbables ou au contraire peu désorbables). En outre, en raison de la relative spécificité du piégeage, le travail analytique est largement facilité (ADEME, 1997).

Pour certains composés, comme les solvants, cette méthodologie de piégeage n'est pas spécifique : on retrouvera des solvants, du fait de leur solubilité, dans les solutions aqueuses de tous les flacons.

Cette méthode est particulièrement utilisée pour la mesure des aldéhydes, comme le formaldéhyde, qui sont piégés par réaction avec la DNPH (dinitrophénylhydrazine) en solution acétonitrile pour former des hydrazones facilement séparables par chromatographie en phase liquide et détectées par absorption UV grâce à la présence d'un noyau aromatique dans la molécule.

2.4.5. Prélèvement de poussières

Les poussières sont définies par les conventions internationales d'échantillonnage selon leur capacité de pénétration dans les différents compartiments de l'appareil respiratoire, c'est-à-dire selon la probabilité moyenne, respectivement, d'inhalation, de pénétration dans les régions thoraciques (au delà du larynx) ou pénétration dans les alvéoles des poumons. Les diamètres maximum de particules correspondants sont 100 μm , 25 μm et 10 μm (PM10).

Les méthodes de prélèvement dépendent du type de poussières que l'on désire examiner.

Dans la majorité des cas cependant, la poussière est collectée par passage de l'air ambiant à travers des filtres de porosité sélectionnée.

La sélection du filtre employé est primordiale : elle est conditionnée par le diamètre des poussières que l'on désire retenir et par le type d'analyse que l'on veut mettre en œuvre.

Les matériaux employés généralement dans les filtres incluent les fibres de verre ou de quartz, la cellulose ("papier"), les membranes organiques ou la mousse de polyuréthane, chacune de ces matières pouvant servir à réaliser des filtres de diverses porosités.

La fibre de verre est résistante aux gaz corrosifs, elle est relativement inerte, pas chère et peut capturer des particules de diamètre supérieur à 0,3 μm .

La fibre de cellulose purifiée a l'inconvénient de capturer l'humidité, mais a l'avantage de ne présenter que de très faibles pertes de charge lors du pompage. Elle peut en outre être facilement hachée pour l'analyse ultérieure.

Les membranes organiques sont formées d'un support en polymère de synthèse (polycarbonate, polyester, téflon, nitrate de cellulose...) traité chimiquement pour y faire apparaître des pores de la taille désirée. Leur avantage est de présenter des tailles de pore très uniformes, mais elles s'opposent davantage au passage du flux d'air lors du prélèvement (grande perte de charge).

Un filtre soluble sera préféré pour une caractérisation chimique, alors qu'un filtre à membrane sera préféré pour un comptage de particules, une analyse granulométrique ou une caractérisation au microscope (amiante par exemple).

En échantillonnage "indoor", le débit de pompage doit rester faible, certainement sous 25 l/min si l'on ne veut pas affecter la ventilation normale du bâtiment. Le bruit et l'encombrement sont également des facteurs qui conditionnent le choix et le placement du matériel. Il faut également éviter que les habitants de la maison (en particulier les enfants) n'y touchent ou ne dérèglent l'appareillage.

Une bonne solution, si l'objectif de l'étude le permet, serait d'utiliser un échantillonneur passif, où les particules pénètrent dans le filtre par simple diffusion, sans pompage, mais l'endroit de placement du filtre doit alors être choisi avec beaucoup de précautions.

Les échantillonneurs d'air généralement utilisés dans les bâtiments prélèvent durant quelques heures (4 ... 24 h) les poussières présentes dans une quantité d'air allant de 0,1 à 10 m³.

Dans certains cas, le filtrage des particules peut être assuré grâce à un accessoire tel que le cyclone, qui simule la sélection réalisée par le poumon par l'utilisation de la force centrifuge. Les particules solides les plus lourdes à éliminer sont poussées vers l'extérieur du cône constituant le corps du cyclone, puis récupérées. Un dispositif permettant le choix de la fraction d'aérosol collectée peut également être directement intégré à l'appareil de mesure, sous la forme de têtes d'échantillonnage différentes (appareil ARELCO par exemple), de manière à récolter sélectivement les trois types de poussières : inhalables, thoraciques et alvéolaire.

2.4.6. Préparation des échantillons solides

Les échantillons de matériau (cuir, bois, moquette, ...) et susceptibles de contenir des polluants (pesticides par exemple), doivent être préparés pour l'analyse.

La préparation comporte en général une première opération, qui consiste à broyer ou à fractionner l'échantillon.

L'échantillon subit ensuite un processus d'extraction par solvant.

Le procédé employé doit assurer une efficacité d'extraction du composé étudié d'au moins 80 % et doit être suffisamment sélectif pour éviter la présence des substances interférentes dans l'extrait.

Plusieurs techniques sont possibles.

Les particules peuvent être mélangées intimement avec un solvant.

On utilise alors des méthodes d'agitation, comme les bains à ultrasons ou d'autres techniques d'homogénéisation, afin de favoriser un bon contact du solide avec le solvant.

Comme les échantillons contiennent souvent de l'eau, cette phase présente fréquemment des problèmes de mouillabilité ou d'insolubilité de l'eau dans le solvant. Lors de l'étape de broyage préalable, il est alors préférable d'ajouter un déshydratant (par exemple, sulfate de sodium anhydre).

La méthode la plus connue, et encore recommandée par l'EPA, comme une procédure de référence permettant la comparaison avec d'autres techniques, est la méthode d'extraction Soxhlet.

Les particules de l'échantillon sont placées dans une coupelle poreuse (papier filtre) à l'intérieur d'un réservoir muni d'un siphon (voir figure 14).

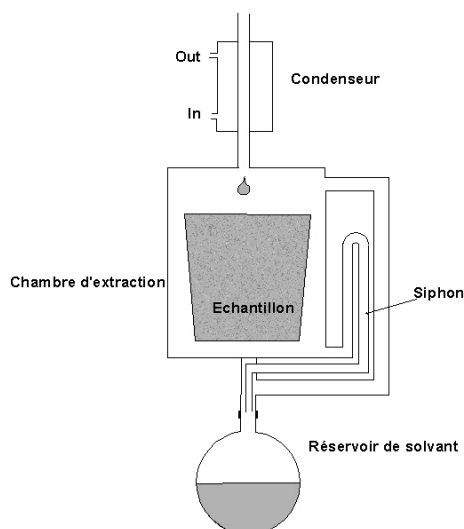


Figure 14 : Extracteur Soxhlet

Le solvant (environ 200 ml) est versé dans un flacon sphérique sous ce réservoir et chauffé à température modérée (par exemple au bain marie, vers 80°C) pour le faire évaporer. La vapeur de solvant passe par un tuyau "bypass" et arrive au sommet de l'appareil où elle se condense dans un condenseur à reflux. Le solvant retombe alors goutte à goutte dans le réservoir de l'échantillon où une extraction a lieu. Lorsque le réservoir de l'échantillon est rempli, le niveau atteint le point haut du siphon et le solvant est sucé vers le réservoir où un nouveau cycle peut recommencer. Chacun de ces cycles dure une dizaine de minutes. Cycle après cycle, le solvant s'enrichit de plus en plus des composés de l'échantillon, pour atteindre une concentration suffisante pour l'analyse.

L'extraction peut également se faire à plus haute température (méthode Kumagawa), mais en tout état de cause, elle est assez longue (plusieurs heures) et implique que les produits de l'extraction restent stables pendant tout ce temps.

L'extraction assistée par micro-ondes est beaucoup plus rapide et permet d'extraire plusieurs échantillons, tout en consommant moins de solvant que la méthode Soxhlet.

Lors de l'étape d'extraction, il est primordial que le solvant utilisé ne réagisse pas avec la méthode de détection finale. L'EPA recommande souvent le dichlorométhane, mais ce solvant est considéré comme "trop complet", en ce sens qu'il va aussi extraire de l'échantillon un bon nombre de constituants indésirables. L'éther est un bon compromis. Pour les organochlorés, une extraction à l'hexane par agitation rotative donne de bons résultats.

3. Méthodologie générale d'investigation des milieux intérieurs

3.1. Contraintes de la surveillance des milieux intérieurs

La pollution intérieure est un phénomène dynamique caractérisé par une variabilité d'émissions de polluants de diverses sources, par une diversité de types d'espaces intérieurs et par une diversité de taux de renouvellement d'air et de ventilation.

Les polluants, eux-mêmes, sont aussi de natures diverses :

- gaz et les vapeurs (organiques et inorganiques),
- matières en suspension,
- particules radioactives (radon),
- agents biologiques.

La situation est encore rendue plus complexe par la variété des sources qui peuvent être classées en deux grandes catégories :

- les sources d'émission continue,
- les sources dont l'émission est intermittente.

Les émissions continues des sources intérieures dépendent souvent de la température, de l'humidité relative et parfois de la vitesse de l'air et varient à l'échelle de temps du jour ou de la semaine. Les émissions intermittentes, elles, évoluent beaucoup plus rapidement dans le temps et peuvent changer en moins d'une heure, voire en quelques minutes.

Une bonne compréhension de ce caractère dynamique de la pollution intérieure est nécessaire pour construire une stratégie d'échantillonnage appropriée et pour évaluer correctement les résultats obtenus.

Par contraste avec la surveillance de la qualité de l'air extérieur où les analyses sont fréquemment faites en continu, l'air intérieur n'est pas analysé de la même manière pour deux raisons. D'abord, il existe un très grand nombre d'espaces intérieurs individuels ; puis, la plupart des analyseurs automatiques sont des appareils encombrants et bruyants, donc trop gênants pour être utilisés dans les maisons.

En conséquence, les mesures de l'air intérieur sont souvent restreintes à la prise d'échantillons pendant un temps limité à quelques minutes à l'aide d'appareils portables, silencieux et pas très coûteux. L'identification et le dosage de polluants sont ensuite exécutés au laboratoire convenablement équipé (équipement parfois très complexe et sophistiqué). Alternativement, lorsqu'une instrumentation de terrain existe, l'opérateur pourra doser le polluant immédiatement dans le bâtiment en cours d'investigation. Son intervention sera alors encore plus brève et ponctuelle.

Cette réduction du temps d'échantillonnage pose un problème de représentativité de l'échantillon. Il est incontestable qu'un échantillonnage approprié conditionne dans une grande mesure la qualité des résultats d'analyses de l'air intérieur, ce qui implique une stratégie de prélèvement particulièrement bien étudiée. Le choix de la bonne stratégie est en outre essentiel pour gagner du temps et de l'argent.

Le plan d'instrumentation comportera les étapes suivantes, correspondant toutes à des choix à effectuer ou à des précautions particulières à prendre :

- sélection des informations à récolter en fonction des objectifs fixés,
- sélection des méthodes de mesure des variables retenues,
- sélection des instruments de mesure correspondant aux méthodes choisies,
- sélection des périodes et des endroits de mesure sur le site considéré,
- transport et conservation des échantillons,
- transport et stockage des informations.

3.2. Sélection des substances à analyser.

Les critères primordiaux qui conditionnent cette étape sont les symptômes ou les pathologies dont souffrent les habitants, ainsi que les caractéristiques de l'habitation.

Un questionnaire rempli par les habitants avant l'intervention du service aide beaucoup à la décision, mais il ne peut pas remplacer l'inspection de la maison, qui est nécessaire pour repérer toutes les sources de pollution, évaluer les voies de diffusion et les endroits d'accumulation des polluants, et ainsi définir les substances qu'il faut prendre en compte.

Les informations nécessaires pour aborder convenablement le problème comprennent :

- Les problèmes de santé
 - le type de symptômes et leur gravité,
 - la date d'apparition des symptômes,
 - l'évolution temporaire (saisonnière ou journalière) des symptômes,
 - l'aggravation éventuelle des symptômes dans certaines pièces de la maison,
 - la relation avec une rénovation récente, etc.
- La description de l'environnement
 - la région géologique, surtout la nature du sol,
 - le milieu : urbain ou rural,
 - la proximité d'industries ou d'autres installations,
 - la proximité de routes de circulation intense;
- Les caractéristiques du bâtiment
 - le type de construction : classique ou préfabriquée, maison ancienne ou moderne,
 - les matériaux de construction utilisés,
 - le garage incorporé dans la maison,
 - la présence de fissures sur la façade,
 - le type de système de ventilation;
- L'inventaire des sources potentielles à l'intérieur du bâtiment
 - le revêtement du sol et des murs,
 - le mobilier,
 - l'équipement : la cuisinière, le feu ouvert, les appareils électriques, etc.
 - les objets de décoration,
 - les activités des habitants,
 - les animaux, les plantes.

Quelques autres facteurs en relation avec l'air intérieur, qui ne sont pas toujours, au sens classique du terme, des polluants de l'air, peuvent causer des symptômes similaires à ceux provoqués par la pollution intérieure, à savoir des céphalées, de la fatigue, une irritation des yeux, etc. Ces facteurs sont : l'éclairage, le bruit, les vibrations, les odeurs, les facteurs psychosociaux. L'investigation doit également prendre en compte ces facteurs de l'environnement domestique.

Afin de déterminer la cause exacte des problèmes observés, il sera aussi très utile de se pencher sur les paramètres qui constituent le confort thermique : température, humidité relative, température rayonnante, vitesse de l'air et concentration en dioxyde de carbone.

L'identification de ces divers facteurs comme étant à l'origine des plaintes des habitants permet souvent d'éviter des analyses superflues et de résoudre rapidement les problèmes.

Les expériences montrent cependant que l'apparition des symptômes n'est pas systématiquement à mettre en relation avec les zones thermiquement les plus inconfortables (température en dehors de certaines limites, mauvaise ventilation). Dans certains bâtiments, selon une étude effectuée au Canada (Campbell, 1999), l'éclairage et le bruit étaient meilleurs indicateurs que l'indice du confort thermique pour des symptômes tels les maux de tête et la fatigue.

Une autre étude, au cours de laquelle on a mesuré la température, l'humidité, le CO₂, le CO, les particules, les COV, le formaldéhyde, le bruit et la luminosité dans des bâtiments publics à New York (Crawford, 1999), a montré la distribution suivante des causes de symptômes :

- 44% relatifs au système de chauffage et de climatisation (HVAC),
- 18% relatifs au bâtiment,
- 14% causés par les polluants provenant de l'extérieur,
- 13% relatifs au bruit ou à l'éclairage,
- 7% causés par les polluants intérieurs,
- 4% relatifs au confort (température).

3.3. Sélection des méthodes d'analyse et d'échantillonnage

Il s'agit souvent d'un compromis entre différents critères : coût et durée de la mesure, disponibilité des appareils, type de milieu, d'échantillon, accessibilité du point de mesure, taille maximale acceptable du capteur, seuil de détection, erreurs de mesure permises, spécificité au polluant particulier considéré.

Lorsque c'est possible, les appareils de mesure portables seront préférés aux analyses de laboratoire sur échantillons prélevés, et cela pour plusieurs raisons :

- le diagnostic est immédiat, et les remèdes peuvent être suggérés au moment de l'intervention;
- cela évite de mettre en œuvre un équipement complexe et de mobiliser du personnel spécialisé;
- en corollaire, le coût par analyse diminue considérablement;
- puisque le coût de l'analyse est plus faible, on peut faire plusieurs mesures dans une même habitation, voire dans différents endroits d'une même pièce afin d'identifier la source de pollution.

3.4. Choix de l'endroit de mesure

Le but final de la surveillance de l'air intérieur étant l'évaluation de l'exposition des habitants, le meilleur emplacement du capteur serait la personne elle-même ou sa proximité immédiate. Cette stratégie n'est cependant possible que dans certains cas particuliers.

En alternative, et puisque le nombre de mesures doit rester limité, on choisira les pièces de la maison fréquemment occupées : le salon, la cuisine, la chambre à coucher, la salle de jeux, etc., et on effectuera les prélèvements au milieu des locaux, à une hauteur correspondant au niveau des poumons, soit à 1-1,5 m du sol. Les concentrations des composés organiques semi-volatils peuvent cependant s'avérer plus élevées à proximité immédiate du sol, ce qui implique notamment que les enfants soient davantage exposés que les adultes. Cet aspect est important pour choisir l'emplacement du capteur et pour l'interprétation des résultats.

Afin d'assurer un bon passage de l'air, les échantillonneurs doivent être éloignés de 30 cm au moins de tout obstacle.

3.5. Choix de la période d'échantillonnage

Compte tenu de la variabilité temporelle des concentrations des polluants intérieurs, le choix de l'époque d'échantillonnage est primordial. La ventilation, l'occupation et les activités dans l'espace intérieur, avant et pendant la mesure, contribuent à la qualité de l'air intérieur. Après une ventilation accrue, pratiquée surtout en saison estivale, la plupart des substances émises par les sources intérieures baissent considérablement et il faut plusieurs heures pour que leurs taux récupèrent les niveaux caractéristiques d'une ventilation normale. Les concentrations de formaldéhyde, par exemple, ne retrouvent leurs valeurs habituelles que 16 à 20 heures après une forte aération.

Généralement, les mesures doivent être effectuées dans des conditions normales d'occupation et dans les conditions les moins favorables de ventilation. Il faut donc conseiller aux habitants de n'ouvrir ni les fenêtres ni les portes pendant quelques heures avant la visite du service.

3.6. Choix de la durée d'échantillonnage

La sélection d'une durée optimale d'échantillonnage dépend de plusieurs facteurs :

- le seuil de détection pour la méthode choisie;
En pratique, si celle-ci implique un piégeage des composés, le temps minimum d'échantillonnage est déterminé par la collecte de la quantité minimale détectable; le temps maximum d'autre part, doit être tel que l'adsorbant ne soit pas sursaturé ("perçage" de la cartouche).
- les concentrations attendues;
- les effets potentiels de la substance recherchée sur la santé;
En général, pour les polluants qui provoquent des effets chroniques, on préférera l'évaluation de l'exposition moyenne, impliquant donc un échantillonnage de longue durée (24 heures, voire 3 à 6 mois pour le cas du radon). En ce qui concerne les effets aigus, le temps d'échantillonnage doit être court (quelques minutes, maximum une heure) et on donnera priorité à des appareils portables pour des mesures ponctuelles directes.

3.7. Choix de la fréquence d'échantillonnage

La fréquence d'échantillonnage idéale doit être choisie au cas par cas. Comme les activités des habitants et les taux de ventilation peuvent varier d'une saison à l'autre, voire pendant la même journée, une seule prise d'échantillon ne représentera pas l'exposition globale des occupants. Cependant, le coût de processus répétés d'échantillonnage et d'analyse ne justifie pas souvent les avantages obtenus. En pratique on se contente d'un ou deux échantillons, mais en contrôlant en même temps les facteurs qui influencent la concentration des polluants.

3.8. Transport et conservation des échantillons

Il faut tenir compte du fait que les échantillons continuent à évoluer entre le moment du prélèvement et celui de l'analyse. L'analyse doit donc être effectuée le plus rapidement possible. Les échantillons doivent être conservés dans des conditions qui rendent impossibles la contamination et la libération des substances contenues dans l'échantillon.

Les tubes échantillonneurs utilisés pour une analyse de COV précédée d'une désorption thermique (tubes métalliques), doivent être fermés à l'aide d'embouts. Les tubes en verre qui sont utilisés pour la désorption chimique sont placés dans un récipient fermé. Les échantillons solides de bois, de cuir, de tapis et de poussière sont conservés dans du papier aluminium ou dans un sac en plastique spécial.

Les mesures de protection des échantillons doivent commencer immédiatement après le prélèvement. Les échantillons sont de préférence conservés dans un endroit frais (réfrigérateur) et bien isolés l'un de l'autre.

3.9. Choix réalisés dans cet ouvrage

Cet ouvrage tente de reprendre, pour chaque pollution "indoor", les sources potentielles, les effets sur la santé, la réglementation, les recommandations pour l'habitant et les méthodes de mesure.

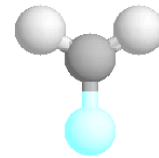
En ce qui concerne ces dernières, les points suivants sont presque systématiquement repris :

- l'échantillonnage, impliquant le choix des points de mesure dans l'espace et dans le temps, et, lorsque c'est pertinent, les recommandations en matière de prélèvement d'échantillon ainsi que de conservation et de préparation de celui-ci en vue d'une analyse en laboratoire;
- l'inventaire de méthodes "standard", qui pourraient constituer une sorte de référence pour l'opérateur chargé du diagnostic : il ne s'agit probablement pas d'une liste exhaustive des méthodes de mesure, mais bien d'une synthèse de ce qui a été trouvé dans la littérature;
- les instrument de mesure ponctuelle directe, c'est-à-dire les instruments portables basés sur des capteurs ou sur des tubes à indication colorée, à l'exclusion cependant

d'instruments de laboratoire (chromatographe en phase gazeuse, spectrofluorimètres...) rendus "portables", par une miniaturisation et une amélioration de la robustesse;

- des recommandations pour l'intervention sur le terrain, qui comportent d'une part ce qu'il convient d'observer particulièrement dans les habitations pour la pollution concernée et d'autre part, une sélection de la méthode qui semble le mieux s'adapter au diagnostic de terrain, sur base de critères de facilité de mise en œuvre, de coût et de qualité des résultats obtenus.

4. Le formaldéhyde



Le formaldéhyde, également appelé formol, aldéhyde formique ou méthanal, est un composé constitué de carbone, d'hydrogène et d'oxygène, de formule HCHO ou CH₂O. C'est un gaz incolore et inflammable, d'odeur piquante et très pénétrante. Cette odeur de formaldéhyde est détectable par la plupart des individus à une concentration située entre 0,06 et 0,22 mg/m³ (soient respectivement 0,05 et 0,18 ppmv).

Le formol, ou encore la formaline, sont en fait des noms commerciaux, en général pour des solutions de formaldéhyde (par exemple : 40% de formaldéhyde et 60% d'eau), qui sont employées comme désinfectants, insecticides, fongicides et désodorisants.

Le formaldéhyde est sans doute l'un des composés chimiques les plus communs et les plus polluants de l'atmosphère de nos habitations parce qu'il est largement utilisé dans les matériaux de construction et les produits manufacturés. La recherche de l'origine de l'émanation de formaldéhyde est parfois complexe car il est émis par certains matériaux et peut être absorbé par d'autres.

Sources du formaldéhyde

- **Les résines et colles à base d'urée-formol ou phénol-formol** interviennent dans la fabrication de panneaux agglomérés de bois ou de particules et dans celle des contre-plaqués. Ces panneaux sont largement utilisés comme matériaux de construction ou dans la fabrication de meubles, étagères de placards, meubles de cuisine, sous face de planchers, habillage de lavabos et baignoires, cloisons, plafonds, etc. En se décomposant, les résines et les colles contenues dans ces matériaux peuvent émettre du formaldéhyde dans l'air ambiant et les émissions augmentent avec la température et l'humidité (voir annexe 1).

Beaucoup de nos cuisines sont aménagées avec des éléments en aggloméré, et comme l'ambiance y est chaude et humide, la concentration en formaldéhyde est souvent beaucoup plus élevée que dans les autres pièces de la maison.

Les émanations diminuent avec l'âge des matériaux, mais peuvent persister durant plusieurs années.

- **Les mousses isolantes urée-formol.** Ces mousses sont utilisées pour l'isolation par injection dans les murs et les cloisons. De moins en moins employées, elles ont été dans les années 60-70 à l'origine de très nombreux problèmes de santé, notamment chez les habitants de mobil homes aux Etats-Unis.
- **La laine de verre et de roche.** Le formaldéhyde entre bien souvent dans la composition des liants de ces matériaux.
- **Les peintures et les produits cosmétiques.** Il est difficile de trouver une peinture à l'eau qui ne contienne pas de formaldéhyde. Très fréquemment, ces peintures à l'eau contiennent également des fongicides.
- **Différentes colles** utilisées pour menuiseries, papiers peints, moquettes.
- **Les tissus d'ameublement.** Le formaldéhyde sert à donner de la tenue à ces divers tissus (tentures et canapés).
- **Désinfectants et aseptisants** utilisés dans les hôpitaux.
- **Stérilisation et conservation de préparations biodégradables.**
- Le formaldéhyde est dégagé lors de la **pyrolyse de nombreuses matières organiques** (incinérateurs, gaz d'échappement des automobiles, fumée de cigarettes).
- **Papier à copier sans carbone.**
- Le formaldéhyde est un produit normal du **métabolisme humain**. Il est produit *in vivo* lors de la déméthylation oxydante de diverses substances étrangères.

Effets du formaldéhyde sur la santé

- **Irritation des muqueuses** des yeux, du nez, de la gorge. Une exposition chronique peut se manifester sous la forme de conjonctivite, rhinite, pharyngite, laryngite chronique, sinusite, bronchite, toux chronique, saignements de la muqueuse nasale. Elle peut conduire à des difficultés respiratoires et peut être à l'origine de crises d'asthme ou à une sensation d'oppression thoracique.
- **Allergies** : dermatite de contact, asthme. Le formaldéhyde est un sensibilisant déclencheur du MCS (Multiple Chemical Sensitivity – sensibilisation aux produits chimiques multiples). Il peut aussi provoquer ou aggraver l'allergie existante aux pollens ou autres allergènes. Après avoir acquis une sensibilisation au formaldéhyde, la personne y devient souvent sensible à de très faibles concentrations.
- **Asthme et la dyspnée aiguë.** L'étude suédoise de Norbäck et al (1995) a démontré que la fréquence de crises de dyspnée nocturne et d'asthme était significativement corrélée à la concentration ambiante en composés organiques volatils (COV) et en formaldéhyde en particulier, de même qu'à la présence de tapis plain.
- **Symptômes généraux** : maux de tête, fatigue, nausées, vertiges.
- **Effets neuropsychologiques** : pertes de mémoire, troubles de concentration, déprime, troubles du sommeil.
- **Effet cancérigène.** Le formaldéhyde est impliqué dans la genèse des cancers des fosses nasales et des sinus ethmoïdaux, ainsi que des poumons (risques plus élevés de ces cancers pour les personnes ayant travaillé avec le formaldéhyde pendant plusieurs années). Le Centre International de Recherche contre le Cancer a classé le formaldéhyde parmi les cancérigènes probables (catégorie 2A) pour l'homme.

Réglementation relative au formaldéhyde

La toxicité du formaldéhyde a conduit de nombreux pays à réglementer son utilisation. Les Etats-Unis, le Canada, l'Allemagne et différents pays Nordiques ont entrepris dès le début des années 80 des mesures de réduction et de réglementation des émissions de formaldéhyde provenant notamment des mousses d'urée-formol et des bois agglomérés contenant des résines d'urée-formol.

La Communauté européenne a établi la norme E1 qui limite l'utilisation du formaldéhyde selon le principe suivant : un mètre carré de contreplaqué, placé dans un compartiment d'un mètre cube, à la température de 23°C et à une humidité relative de 45%, subissant un taux de renouvellement d'air de deux fois par heure, ne peut pas augmenter la concentration ambiante de formaldéhyde de plus de 0,1 ppm (0,12 mg/m³).

L'Organisation Mondiale de la Santé a établi, en 1995, les valeurs guides suivantes :

100 µg/m³ (80 ppb) pour les personnes normales ;

10 µg/m³ (8 ppb) pour les personnes sensibilisées.

Considérant que le formaldéhyde est ubiquitaire (présent partout à la fois) et que rares sont les endroits où la concentration dans l'air intérieur est inférieure à cette limite de 10 micro-grammes par m³, les personnes sensibilisées peuvent rencontrer des difficultés considérables dans leur vie de tous les jours.

Il n'existe, ni au Grand-Duché ni en Belgique, de normes concernant la concentration de formaldéhyde dans l'air ambiant. Les "ambulances vertes" en Allemagne ont fixé la valeur limite à 0,1 ppm (0,12 mg/m³) et la valeur idéale à ne pas dépasser à 0,025 ppm (0,03 mg/m³).

Recommandations

1. La mesure la plus radicale et certainement la plus efficace consiste à éliminer les matériaux de construction contenant du formaldéhyde et le mobilier comportant des panneaux de particules et contreplaqués.
2. Ne pas surcharger la pièce de meubles.
3. Utiliser avant tout des bois naturels et, si cela n'est pas possible (coût important), prendre des agglomérés à faible taux d'émission de formaldéhyde – il faut se renseigner auprès du fabricant sur la nature des panneaux.
4. Eviter peintures, colles, cosmétiques à base de formaldéhyde.
5. Aérer le plus possible.
6. Fermer tous les trous dans le mobilier et traiter les surfaces non couvertes avec du vernis étanche qui empêche le dégagement de formaldéhyde.
7. Veiller à ce que la température et l'humidité ne soient pas trop élevées.
8. Ne pas fumer dans la maison.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Il existe plusieurs techniques pour échantillonner l'air ambiant dans le but d'analyser les concentrations de formaldéhyde dans l'air intérieur : dosimétrie personnelle ou piégeage stationnaire, échantillonnage actif ou passif.

Ces techniques dépendent de la méthode d'analyse préconisée pour doser le formaldéhyde.

Méthodes standard

Méthodes chromatographiques

Méthode DNPH-HPLC (EPA TO-5, EPA TO-11, EPA-0011, NIOSH 2016)

L'une des méthodes mondialement utilisée est celle qui applique la 2,4-Dinitrophénylhydrazine (DNPH) et la chromatographie en phase liquide de haute performance. Cette méthode est décrite aux États-Unis par les références EPA TO-5, TO-11 ; NIOSH 2016 et ASTM D5197 ; en France il s'agit de la méthode NFX43 264. Elle est souvent utilisée dans les investigations de l'air intérieur à cause de sa sensibilité et son assez bonne spécificité.

Le formaldéhyde présent dans l'air est d'abord piégé par échantillonnage actif, par adsorption. L'air, pompé à un débit fixé, passe par une cartouche contenant du gel de silice recouvert d'une solution acide de dinitrophénylhydrazine (DNPH). Le formaldéhyde, ainsi que les autres aldéhydes et cétones, adsorbés sur le support, sont transformés en composés stables : les hydrazones. L'échantillon est ensuite analysé au laboratoire où les hydrazones sont désorbées à l'acétonitrile et séparées par un chromatographe en phase liquide haute performance, équipé d'un détecteur à ultraviolet à une longueur d'onde de 365 nm. La concentration de formaldéhyde peut alors en être déduite.

La durée de prélèvement de 24 heures avec un débit de 0,5 à 1,5 l/min permet de détecter des concentrations de formaldéhyde de 0,1ppb jusqu'à quelques ppm.

Afin de réduire les coûts, et pour une précision comparable avec la méthode précédente, il est parfois préconisé un échantillonnage passif. On utilise alors des filtres en fibre de verre imprégnés d'une solution de DNPH, puis placés dans le tube échantillonneur de 3,8 cm de diamètre et 1,3 cm de longueur.

Les aldéhydes et les cétones isomériques, ainsi que les composés oxygénés à haute concentration, en particulier l'acétone, qui possèdent le même temps de rétention que le formaldéhyde dans la DNPH, sont les principales causes d'interférence, ainsi qu'un produit de décomposition de la DNPH, la 2-4-dinitroaniline, qui, à concentration élevée peut également être confondue avec le formaldéhyde lors de l'analyse.

Cette méthode est très sensible et assez spécifique pour le dosage du formaldéhyde dans les milieux intérieurs. Le prélèvement doit cependant être réalisé sur quelques heures, d'où l'intérêt d'un échantillonneur passif. Néanmoins, l'équipement de laboratoire reste toujours nécessaire et est assez cher (HPLC).

Méthode de chromatographie en phase gazeuse (NIOSH 2541, NIOSH 2539)

Cette méthode utilise un prélèvement actif sur un polymère poreux de type XAD-2, recouvert de 2-hydroxyméthylpiperidine (2HMP), suivi d'une désorption par solvant (toluène) et une analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée au détecteur à ionisation de flamme (FID).

L'air est pompé avec un débit de 100 ml/min pendant 10 minutes (volume total de 1 litre) ; pour appréhender une exposition de longue durée des occupants au formaldéhyde, le temps de prélèvement sera porté à 4 heures (volume total de 24 litres).

Méthodes colorimétriques

Méthode MBTH (ASTM D5014)

La méthode implique tout d'abord un prélèvement par absorption, dans un barboteur contenant du chlorure d'hydrazone 3-méthyl-2-benzothiazolinine (MBTH). Le dérivé formé après addition d'une solution d'acide sulfamique et de chlorure ferrique est mesuré par un spectrophotomètre à la longueur d'onde de 628nm.

L'étendue de mesure est de 25 ppb à 14 ppm (de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 17,2 mg/m^3) pour un temps d'échantillonnage de 15 min à 8 heures ; une période de prélèvement de 4 heures est recommandée pour mesurer le formaldéhyde entre 50 ppb et 1 ppm (61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 1,2 mg/m^3). Les aldéhydes aliphatiques solubles dans l'eau peuvent donner une réponse presque identique à celle du formaldéhyde.

L'avantage principal de cette méthode est que l'équipement de laboratoire requis reste relativement modeste. Huit heures de prélèvement sont cependant nécessaires pour atteindre le seuil de détection de 25 ppb (30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) préconisé par les "ambulances vertes" allemandes.

Méthode à la pararosaniline (ASTM D5221)

Cette méthode utilise un analyseur colorimétrique portable. Le formaldéhyde est absorbé dans une solution de tetrachloromercure de sodium et de dioxyde de soufre. L'intensité de la coloration formée après addition de pararosaniline est mesurée par l'analyseur colorimétrique. Comme l'appareil est portable, il fournit des résultats immédiatement avec un seuil de détection de 20 ppb (24,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), ce qui est suffisant pour un diagnostic de pollution "indoor", mais il est cher et nécessite un étalonnage périodique et une bonne expérience d'utilisation.

En alternative au colorimètre de terrain, une **méthode modifiée** utilise la spectrophotométrie comme méthode d'analyse. Le formaldéhyde réagit avec la pararosaniline en présence de sulfite de sodium ; le produit coloré est mesuré à la longueur d'onde de 570 nm. Cette méthode peut détecter le formaldéhyde à des concentrations de l'ordre de 10 ppb. La réponse n'est pas influencée par la présence de nitrates, nitrites, phénol, éthanol ni autres alcools. L'inconvénient est la nécessité de réfrigération pendant le prélèvement et la conservation de l'échantillon.

Méthode à l'acide chromotrope (NIOSH 3500)

Le prélèvement est effectué sur un échantillonneur contenant une solution d'acide chromotrope et d'acide sulfurique. Le produit coloré issu de la réaction entre le formaldéhyde et la solution est mesuré par un spectrophotomètre à 580 nm.

L'échantillonnage est réalisé à un débit de 1 ml/min pendant 30 min à 1 heure.

Le seuil de détection est de 0,16 ppm (0,2 mg/m^3) pour un prélèvement de 15 min et de 0,04 ppm (49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) pour 1 heure ou plus. L'équipement et la technique de cette méthode sont simples, mais le seuil de détection un peu trop élevé pour les mesures "indoor".

Méthodes ponctuelles directes

Tubes indicateurs

Dans les tubes Dräger, le formaldéhyde réagit avec du diméthylbenzène dans des conditions fortement acides pour former des composés quinoniques de couleur rose. Le domaine de mesure standard est de 0,5 à 5 ppm (0,6 mg/m^3 à 6,1 mg/m^3). L'élargissement du domaine de mesure est possible, mais même pour 100 coups de pompe le seuil de détection ne descend pas en dessous de 0,04 ppm (49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Le temps de mesure est dans ce cas de 150 minutes ! Gastec offre des tubes qui peuvent détecter le formaldéhyde à des concentrations de 0,05 à 1 ppm (61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 1,2 mg/m^3), employant 5 coups de pompe.

Dans les deux cas, le seuil de détection reste trop élevé pour les applications "indoor".

Cellules électrochimiques

Il existe un certain nombre d'appareils de terrain et de capteurs de détection du formaldéhyde. Beaucoup d'entre eux ont un seuil de détection supérieur à la valeur limite d'exposition dans les maisons établie par les "ambulances vertes". Deux appareils méritent cependant

l'attention : INTERSCAN de l'Interscan Corporation et FORMALDEMETER de PPM Limited. Ils fonctionnent sur le principe de la cellule électrochimique.

Formaldemeter

L'étendue de mesure est de 0,05 à 50 ppm (**61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** à 61,3 mg/m^3) et le temps de réponse de 8 secondes. La durée de vie de l'appareil et du capteur est estimée à 5 ans. L'appareil est petit, léger (750g) et facile d'emploi.

L'étalonnage est réalisé à l'aide d'un étalon standard (gel de silice imbibé de formaldéhyde) et ne doit être effectuée que tous les quelques mois.

L'éthanol, le propanol, le butanol et quelques autres substances peuvent occasionner des interférences. La comparaison du temps de réponse de la mesure avec celui du standard rend cependant possible l'identification des substances interférentes (le temps de réponse du capteur à ces substances diffère de celui du formaldéhyde). Si une telle substance interférente a été détectée, une analyse plus spécifique au formaldéhyde est nécessaire.

Les interférences provenant du phénol et du résorcinol peuvent être éliminées par des filtres spécifiques (filtres pour phénol compris dans le kit).

L'appareil peut être muni d'un acquiiseur de données.

Interscan

L'étendue de mesure annoncée est de 0 à 2 ppm (0 à 2,5 mg/m^3), avec un seuil pouvant descendre sous 10 ppb, la résolution est de 1 ppb (1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), le temps de réponse de 30 à 60 secondes. L'appareil fonctionne sur batteries, l'emploi et l'entretien sont faciles. Grâce à un tube relié au capteur, il est possible de faire des mesures à l'intérieur de mobilier, ce qui aide à l'identification de la source émettrice de formaldéhyde.

La durée de vie de l'appareil est de 10 ans, celle du capteur est de 2 ans.

L'étalonnage peut être réalisé avec un étalon standard de mélange gazeux ou par Interscan Electronic Calibration Service.

De multiples substances peuvent interférer, mais avec une sensibilité variable. Le monoxyde de carbone, l'isopropanol, le n-butanol, le n-propanol, le phénol et certaines autres substances ne doivent pas poser de problème parce que les concentrations nécessaires pour provoquer une réponse équivalente à celle de 1ppm de formaldéhyde sont plus élevées que celles rencontrées ordinairement à l'intérieur des maisons. Par contre, les substances comme le chlore, SO_2 , H_2S , HCN, NO_2 ou l'acétaldéhyde réagissent avec le capteur pour des concentrations assez faibles. Un filtre qui doit diminuer les interférences provenant de HCN, H_2S et SO_2 est disponible.

Un acquiiseur de données est également disponible en option sur l'appareil.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

La source la plus importante de formaldéhyde dans les maisons belges est le mobilier en bois aggloméré. Le taux d'émission de formaldéhyde de ces matériaux dépend du type de produit utilisé, de l'humidité du bois, de la température ambiante et de l'humidité relative de l'air ambiant. La concentration de formaldéhyde dans l'air intérieur en résulte directement, mais dépend également de la ventilation du bâtiment et donc, des conditions thermiques et hydriques ambiantes.

La teneur en formaldéhyde dépend donc de plusieurs facteurs propres à l'habitation et l'émission de formaldéhyde en conditions réelles est tout à fait différente de celle que l'on pourrait évaluer en laboratoire dans des conditions expérimentales rigoureuses.

Pour les mêmes raisons, les analyses en laboratoire sur échantillons prélevés ne peuvent remplacer les mesures directes sur site. Pour une détection efficace des sources d'émission, rien ne vaut une analyse d'air en temps réel à proximité des meubles suspects et à l'intérieur de ceux-ci.

Bien que les méthodes de laboratoire soient, en général, suffisamment sensibles et sélectives pour répondre aux exigences rencontrées par les équipes de surveillance de l'air intérieur, elles demandent un équipement complexe, une maintenance et une manipulation par des spécialistes. En conséquence, elles sont longues et chères. Les appareils portatifs qui donnent des résultats sur place, bien que moins précis, constituent une option très intéressante au point de vue de la facilité d'emploi et du coût par mesure. Il est facile, en peu de temps, d'effectuer plusieurs mesures, dans plusieurs pièces de la maison, et donc d'établir un diagnostic sur place. Il est donc préférable de se servir de tels instruments de mesure (par exemple, de l'appareil Interscan, qui semble fournir des résultats satisfaisants) et de réserver les analyses de laboratoire aux cas plus complexes, et quand cela s'avère nécessaire.

Une attention particulière doit être portée aux petites pièces meublées en contreplaqué, le plus souvent les cuisines et les chambres d'enfants. Ce fait est d'autant plus inquiétant que les enfants sont plus sensibles que les adultes aux divers polluants et que le temps d'exposition à cette atmosphère est généralement plus long (périodes de sommeil plus importantes).

5. Les pesticides

Les pesticides sont des polluants fréquents dans l'air intérieur, soit par usage direct à l'intérieur des habitations, soit par "importation" depuis le jardin, collant aux chaussures ou imprégnant les vêtements, soit par dégagement par plusieurs objets présents dans la maison qui ont subi un traitement chimique biocide (objets en bois, en cuir, tapis, etc.).

Une enquête réalisée en Allemagne par l'Institut pour la Recherche préventive et la Médecine sociale de Brême (Bremer Institut für Präventionsforschung und Socialmedizin : BIPS) chez un groupe d'habitants de Münchshagen (Westphalie) révèle une contamination générale des foyers qui dépasse les niveaux attendus. Plus de 50% de personnes utilisent des insecticides pour éliminer les insectes volants. L'insecticide le plus utilisé était dans le passé le lindane. Plus récemment, ce sont les pyréthriinoïdes.

En Belgique, aucune enquête n'a été réalisée à ce jour pour mesurer le niveau de contamination des habitations par les pesticides, ni d'ailleurs par d'autres polluants. On peut supposer cependant que la situation ressemble à celle de l'Allemagne.

De nombreux pesticides se dégradent moins vite à la maison que dans l'environnement extérieur, car ils sont protégés de la lumière solaire, de la pluie, des températures extrêmes et de la plupart des actions microbiennes. Ils ont tendance à adhérer aux tapis, aux tentures, aux surfaces rugueuses en général ; l'aspiration n'en élimine qu'une faible partie, disperse le reste dans l'atmosphère, où ils peuvent rester en suspension pendant des heures.

Des contrôles et mesures effectués dans l'air ambiant intérieur, sur le mobilier, les tapis et la poussière, ont mis en évidence que ce sont les tapis qui renferment le plus haut taux de résidus. Certains résidus de pesticides peuvent persister jusqu'à quatre ans dans le tapis. L'enfant qui court "à quatre pattes" sur un tapis respire un air où la concentration en résidus est bien supérieure à celle trouvée dans l'air respiré par l'adulte. A cause de son poids plus faible et de son absorption plus importante de poussières, certains auteurs (Hawley, 1985 in Van Hammée, 1999) estiment que les enfants courent un risque associé à l'exposition au moins 12 fois supérieur à celui des adultes lorsqu'ils sont confrontés à des substances toxiques présentes dans les poussières de maison.

Si l'inhalation est la voie principale d'exposition aux pesticides utilisés dans l'habitation, il ne faut cependant pas perdre de vue que l'alimentation en constitue une source importante – dont les effets viennent s'ajouter à ceux de l'inhalation. Il est donc faux de dire que les concentrations de pesticides dans les maisons sont faibles et dès lors dépourvues d'effet, d'autant plus que de nombreux pesticides se fixent sur les récepteurs des hormones œstrogènes et agissent donc à des concentrations très faibles. Ce mécanisme de carcinogenèse ne reconnaît aucun effet de seuil.

Les pesticides le plus souvent utilisés par les particuliers appartiennent aux trois groupes chimiques suivants :

Les organochlorés : leur grande liposolubilité¹ leur confère une grande toxicité neurologique. L'intoxication aiguë se traduit par une stimulation du système nerveux central, entraînant des convulsions épileptiformes, des changements de comportement, une perturbation de l'équilibre et des sensations, la dépression de centres vitaux, spécialement ceux contrôlant la respiration. A plus fortes doses, nausées et vomissements peuvent apparaître. Une intoxication subaiguë ou chronique peut se manifester par les symptômes suivants :

- nausées, céphalées, asthénie, vertiges ;
- manifestations cutanées de type érythème prurigineux ou eczéma de contact;
- troubles neurologiques centraux – tremblement, ataxie, modifications paroxystiques EEG ;
- troubles neurologiques périphériques – polynévrite, allongement des vitesses de conduction nerveuses.

Les organophosphorés inhibent l'acétylcholinestérase, l'enzyme du système nerveux. L'inhibition conduit à une accumulation d'acétylcholine dans l'organisme, responsable d'une hyperactivité du système nerveux sympathique et parasympathique. Comme conséquence, apparaît le syndrome dit "classique" avec des effets muscariniques suivis d'effets nicotiniques et des symptômes nerveux centraux qui peuvent parfois persister plusieurs mois.

Les insecticides à base de pyrèthre naturel et les pyréthrinoïdes, leurs substituts synthétiques ont une toxicité pour les mammifères relativement faible. Ils peuvent néanmoins provoquer des dermatites de contact et des irritations de la peau (démangeaisons, sensations de brûlures), parfois des manifestations d'allergie respiratoire, des paresthésies. En cas d'intoxication massive, des manifestations nerveuses, excitation, fibrillations, convulsions peuvent se produire. Ce groupe de composés agit principalement sur les noyaux gris centraux du système nerveux central, provoquant une excitation nerveuse répétée en prolongeant la perméabilité à l'ion sodium au cours de la phase de reconstitution du potentiel d'action des neurones. Ils seraient également toxiques pour le système nerveux périphérique.

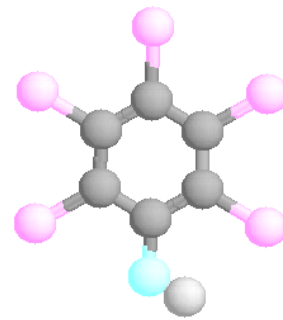
¹ Liposolubilité : aptitude à se dissoudre facilement dans les graisses

Des synergies, renforçant considérablement les effets, ont été observées entre divers pesticides, mais aussi entre pesticides et autres polluants domestiques.

Sources des pesticides dans l'environnement domestique

- **Bois traités.** Bois de charpentes, lambris, poutres, planchers.
- **Cuir traité.** Canapés, fauteuils, chaises en cuir.
- **Industrie textile.** Tapis et moquettes en laine sont souvent traités avec de la perméthrine.
- **Certains peintures et colles de papier peint** peuvent contenir du PCP.
- **Plaquettes insecticides et antimites.**
- **Diffuseurs électriques et aérosols** contre les insectes volants : ils contiennent souvent de la perméthrine.
- **Colliers antiparasitaires** portés par les animaux domestiques.

5.1. Le pentachlorophénol



Le pentachlorophénol (C_6Cl_5OH) est un fongicide de la famille des organochlorés qui est utilisé dans les préparations de produits de traitement des bois et du cuir. En agriculture, il est employé comme insecticide et herbicide. La toxicité du PCP est due à la molécule elle-même, mais également aux impuretés que le produit commercialisé contient : dioxines et furanes. Cette toxicité a conduit de très nombreux pays à l'interdire ou tout au moins à sévèrement réglementer son utilisation. Il reste présent dans l'air intérieur longtemps après son emploi.

Effets du PCP sur la santé

Le pentachlorophénol peut être très rapidement absorbé par la peau, inhalé ou ingéré, et causer des troubles respiratoires, cardiaques et urinaires, des fièvres, des convulsions, et même entraîner la mort

Il agit en stimulant le métabolisme par découplage des phosphorylations oxydatives.

Les symptômes d'intoxication grave (nausées, vomissements, anorexie, diarrhée, perte d'appétit, dyspnée, céphalées, vertiges, transpiration excessive, hyperthermie, déshydratation, tachycardie, coma) surviennent lorsque la concentration sanguine est supérieure à 20 $\mu g/l$.

- **Symptômes généraux :** fatigue, faiblesse générale, maux de tête, nausées, insomnies, nervosité, transpiration excessive, perte de poids, dépression.
- **Irritation des muqueuses** des voies respiratoires et des yeux.
- **Lésions de la peau** dues aux dioxines, qui peuvent apparaître sous forme d'eczéma ou d'acné chlorée.

- Possibilité **d'altération de la fonction hépatique et de neurotoxicité**, également dues aux dioxines.
- Possibilité **d'altération du système immunitaire** et, en conséquence, d'augmentation de la disposition aux infections microbiennes.
- Le PCP est classé dans le groupe C selon l'EPA : "**cancérogène possible pour l'homme**" (sarcomes des tissus mous, lymphomes).

Réglementation relative au PCP

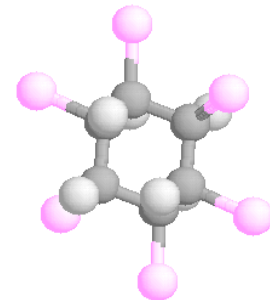
La valeur de 3 µg par jour a été recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (1984) comme la plus grande quantité de pentachlorophénol que l'homme peut ingérer sans effet notable sur sa santé. Les hygiénistes gouvernementaux des USA ont fixé, en 1985, la Valeur Limite Tolérable (c'est-à-dire la concentration moyenne pondérée par le temps de travail) à 0,5 mg/m³ (0,046 ppm).

La directive 91/173/EEC interdit l'emploi de pentachlorophénol et de ses composés en concentration égale ou supérieure à 0,1% en masse, sauf dans les substances et les préparations destinées à être utilisées dans des installations industrielles.

Tous les pays membres sont obligés de transposer cette directive dans la loi nationale.

Dans le bois, le cuir et la poussière, la valeur limite en Allemagne est de 5 mg de PCP par kg de matière.

5.2. Le lindane



Le lindane est l'isomère gamma de l'hexachlorocyclohexane (HCH technique : C₆H₆Cl₆). Il fait partie de la grande famille des organochlorés. Il a été largement utilisé, dès les années 50, dans les produits contre les insectes volants et dans les shampooings destinés aux animaux domestiques. Il a servi efficacement dans la lutte contre la malaria et autres maladies transmises par les insectes.

Comme insecticide, il était souvent employé en association avec le pentachlorophénol (PCP) dans la composition des produits de traitement des bois. Comme pour le PCP, le lindane peut diffuser pendant des années, surtout par temps chaud.

Le lindane est fortement absorbé par la poussière; il se lie aux vêtements et au mobilier.

Effets du lindane sur la santé

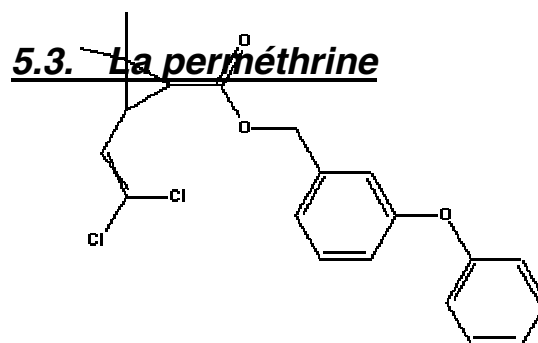
- **Effets généraux** : maux de tête, nausées, vomissements, hyperactivité ou faiblesse.
- **Irritation de la peau et des yeux.**
- Le lindane est un poison du **système nerveux**. L'intoxication due au lindane peut provoquer trémulation, ataxie, convulsions tonico-clonique, modifications de l'EEG.

- **Inhibition du système immunitaire et de la formation d'anticorps.**
- **Perturbation du fonctionnement du foie.**
- Il peut causer des **changements dégénératifs irréversibles des reins.**
- Le lindane peut causer **un endommagement de la moelle osseuse**. Des altérations hématologiques au lindane ont également été rapportées (aplasie médullaire, agranulocytose), surtout lorsqu'il est associé au pentachlorophénol dans des produits de traitement des bois.
- **Perturbation du système endocrinien.**
- L'isomère alpha est **cancérogène**. Le lindane a été classé par l'EPA (B2/C) et par l'IARC (2B) comme cancérogène possible pour l'homme.

Normes et réglementation

La Dose Journalière Acceptable fixée par la FAO et l'OMS s'élève à 0,008 mg/kg de poids corporel. Les valeurs limites établies par les "Ambulances Vertes" en Allemagne et acceptées par le Service de la Médecine de l'Environnement grand ducal sont :

- dans le bois : 5 mg/kg
- dans la poussière : 3 mg/kg



La perméthrine ($C_{21}H_{20}Cl_2O_3$) est une substance synthétisée en laboratoire qui appartient au groupe des pyrèthres et pyrèthrinoïdes. Elle est analogue aux pyrèthrines, substances d'origine naturelle extraites de la plante *Chrysanthemum cinerarefolium*. Les pyrèthres et pyrèthrinoïdes ont été progressivement remplacés par des produits de synthèse, moins nocifs que les substances naturelles; c'est la raison pour laquelle la perméthrine est de plus en plus utilisée et qu'on la retrouve comme polluant dans l'habitat. En Belgique, en 1996, son utilisation non-agricole s'est élevée à 6 232 kg.

Elle peut être trouvée dans divers matériaux et produits comme le bois, les tapis ou les produits contre les insectes.

Effets sur la santé

La perméthrine pénètre dans l'organisme par ingestion, inhalation et par voie cutanée. La toxicité pour les mammifères est relativement faible car les composés sont rapidement métabolisés dans l'organisme. Chez l'homme, la perméthrine est allergisante et peut provoquer :

- **allergies** sous forme de rhinite vasomotrice, d'asthme, d'alvéolites allergiques extrinsèques,
- **irritation** des voies aériennes supérieures et de la peau, **dermite de contact**.
- En cas d'intoxication aiguë massive, **des troubles neurologiques** peuvent survenir : paresthésies, troubles de conscience, convulsions, excitation, nausées, vertiges, migraines, transpiration, états de panique. Des douleurs rhumatoïdes, du strabisme, des symptômes asthmatiques peuvent persister plus longtemps.
- Des symptômes chroniques après intoxication aux pyréthrinoïdes ont été rapportés, dont des **désordres cérébraux et locomoteurs, la polyneuropathie et l'immunosuppression**. Ces symptômes ressemblent à ceux de la "Multiple Chemical Sensitivity", ou MCS (H.Müller-Mohnssen, 1995).
- La perméthrine est impliquée en cancérogénèse. L'EPA l'a classé comme **cancérogène humain possible**, avec évidence limitée sur animal.
- La perméthrine est accusée de **perturbations du fonctionnement endocrinien**.

Normes et réglementation

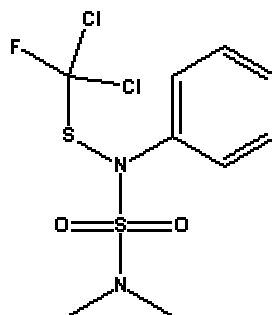
La dose journalière acceptable fixée par la FAO/OMS s'élève à 0,05 mg/kg de poids corporel.

Le Federal Health Office a proposé, en 1992, la valeur maximale tolérable dans la poussière de 1 mg/kg. La même valeur est acceptée par les "Ambulances Vertes" en Allemagne.

5.4. Autres pesticides

Le pentachlorophénol, le lindane et la perméthrine sont les pesticides le plus souvent cités comme polluants de l'air intérieur. Il en existe cependant plusieurs autres, tels que le dichlofluanide et le chlorothalonil, de plus en plus souvent détectés par le Service de la Médecine de l'Environnement au Grand Duché de Luxembourg ou le dichlorvos dont l'utilisation non-agricole en Belgique, en 1996, a été de 8 820 kg.

5.4.1. Le dichlofluanide



Le dichlofluanide (C₉H₁₁Cl₂FN₂O₂S₂) est un dérivé soufré utilisé comme fongicide. Il est souvent retrouvé dans les produits utilisés pour la conservation des bois et dans les peintures. Il est toxique par inhalation; l'élimination survient à 100% après 48h. Les effets secondaires du dichlofluanide ne sont pas encore bien connus.

Différents symptômes ont été rapportés :

- **céphalées**
- **apathie**
- **nausées**
- **conjonctivite**
- il peut provoquer : **méthémoglobinémie, apathie, perte de poids**.

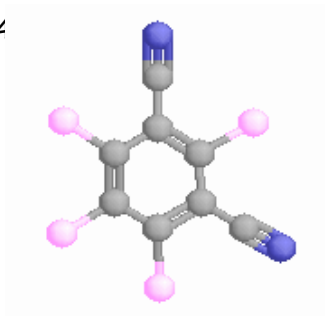
Normes et réglementation

DJA (Dose Journalière Acceptable) : 0,3 mg/kg/j (1983)

Valeurs limites acceptées par les ambulations de l'environnement en Allemagne :

- bois et cuir : 1 mg/kg
- poussière : 1 mg/kg

5.4



Le chlorothalonil (ou Tétrachloroisophthalonitrile : $C_8Cl_4N_2$) est une substance fongicide appartenant à la famille des dérivés phtaliques, utilisée en agriculture et en industrie alimentaire pour la protection des fruits et légumes, et également pour la protection du bois. Le risque pour l'homme a été évalué par la transposition des données recueillies sur le rat et le chien.

- Il peut provoquer des **lésions de l'estomac et des reins**.
- Après une exposition à long terme, **une hyperplasie et une hyperkératose** des cellules épithéliales conduisant au **carcinome** ont été rapportées. Le chlorothalonil est considéré comme cancérogène possible par l'Union européenne, et classé B2 par l'EPA : "cancérogène probable pour l'homme".

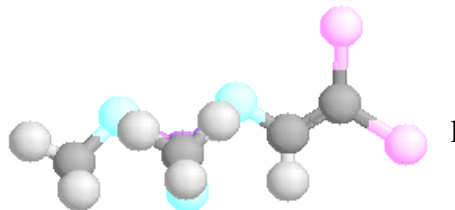
Normes et réglementation

DJA (Dose Journalière Acceptable) : 0,01 mg/kg/j

Valeurs limites acceptées par les ambulations de l'environnement en Allemagne :

- bois et cuir : 1 mg/kg
- poussière : 1 mg/kg

5.4



Le dichlorvos ($C_4H_7Cl_2O_4P$) appartient à la famille des organophosphorés. Il est toxique par inhalation, par contact avec la peau et par ingestion. Le dichlorvos est un inhibiteur de la cholinestérase. Pour cette raison, les individus souffrant d'une fonction respiratoire réduite ou d'une insuffisance hépatique ou ceux qui ont subi

récemment une exposition aux agents anticholinestérasiques présenteront un risque plus élevé que d'autres personnes à exposition équivalente.

- Le dichlorvos est considéré par l'EPA, l'IARC et le Conseil Supérieur d'Hygiène belge comme **cancérogène possible pour l'homme**. Des effets mutagènes/génotoxiques ont été montrés dans de nombreux tests *in vitro* ; ils sont moins évidents pour les tests *in vivo*, probablement en raison de sa dégradation rapide dans l'organisme. Cependant, un des métabolites du dichlorvos, le dichloroacétaldéhyde, peut induire *in vivo* la formation d'adduits à l'ADN (c-à-d de composés complexes obtenus par addition d'autres molécules à l'ADN), ce qui représente un facteur de risque de cancers et de maladies génétiques.
- L'exposition au dichlorvos à long terme peut avoir des **effets sur le système nerveux périphérique et central**.
- Des **effets immunotoxiques, ainsi que des effets sur le système reproducteur et sur le développement de l'embryon et du fœtus** ont été mis en évidence chez l'animal de laboratoire.

Recommandations générales concernant les pesticides

1. Eliminer si possible toutes les sources émettrices : bois, cuir, tapis.
2. Si cela n'est pas possible, isoler les bois traités des pièces utilisées ou les couvrir avec trois couches d'un vernis étanche.
3. Lors de l'achat demander un certificat de garantie d'absence de PCP.
4. Nettoyer à fond les pièces avec de l'eau savonnée ; dosage du PCP dans la poussière 3 mois après.
5. Aérer bien la maison.
6. Eviter l'utilisation de pesticides dans la maison et dans le jardin ; préférer les méthodes alternatives pour le contrôle des insectes et des plantes indésirables.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Les pesticides dans l'environnement domestique se retrouvent dans l'air, adsorbés ou déposés sur les surfaces et dans la poussière, contenus dans les matériaux traités comme le bois, le cuir, le tapis et les matières textiles où ils peuvent s'accumuler.

L'exposition aux pesticides peut se faire par inhalation ou par absorption par la peau après un contact avec les surfaces contaminées ou avec de la poussière. La poussière s'avère un bon indicateur de la présence des pesticides dans l'environnement domestique – selon plusieurs études, la poussière est le réservoir de pesticides le plus important. L'étude de 217 maisons en Allemagne (Maroni, 1995 ; Meissner, 1996) a mis en évidence une corrélation entre la concentration du PCP dans la poussière et l'exposition humaine évaluée par le dosage de PCP dans les urines.

Tout cela signifie que l'exposition aux pesticides peut être estimée par les analyses de ces substances dans l'air ou dans la poussière. D'autre part, les analyses du bois, du cuir et des matières textiles permettent l'identification des sources de pesticides dans l'air.

Echantillonnage de l'air

L'échantillonnage de l'air pour les pesticides est complexe et malaisé parce que les pesticides peuvent exister sous forme d'aérosol, de vapeur ou de particules.

Le prélèvement dans l'air est effectué le plus souvent par adsorption sur de la mousse de polyuréthane (PUF) ou sur le copolymère de styrène et de divinylbenzène (XAD-2). Le débit d'air varie généralement entre 1 et 5 l/min pour une période d'échantillonnage entre 4 et 24 heures. La PUF est préférée aux autres adsorbants à cause de sa faible résistance au passage d'air.

Étant donné que le prélèvement des matières en suspension sur la mousse de polyuréthane n'est pas efficace à 100%, cette méthode peut sous-estimer la concentration des composés qui ne sont pas dans la phase vapeur. Pour améliorer le rendement de l'échantillonnage, on peut ajouter un filtre de fibres de verre ou de quartz à l'entrée de la cartouche ou utiliser un collecteur "sandwich" contenant du Tenax GC. Ces filtres, analysés par la même méthode que l'adsorbant, permettent le captage des particules fines qui peuvent abriter les substances d'intérêt. En ce qui concerne les pesticides organochlorés, ils existent surtout sous forme de vapeur, donc l'utilisation des filtres n'est pas nécessaire.

Echantillonnage des matériaux solides

Les analyses d'échantillons solides sont très utiles pour détecter les sources de pesticides. En effet, celles-ci sont en général les matériaux traités par les pesticides, comme les canapés en cuir, les boiseries, les tapis, les moquettes en laine, etc. Des morceaux de ces matériaux constitueront ainsi les échantillons. La poussière, qui est un échantillon solide, peut servir à la fois comme un indicateur d'exposition et comme preuve de contamination d'un tapis.

La première étape consiste à collecter des échantillons de la manière la plus représentative possible.

- Le cuir : un morceau de 10 cm². En général, il est toujours possible de trouver un endroit peu ou non visible où l'on peut couper un morceau nécessaire.
- Le bois : un morceau ou des sciures (à l'aide d'une raboteuse, BOSCH par exemple).
- Le tapis, la moquette : un morceau de 25-30 cm². La prise d'échantillon peut être problématique dans certains cas ; on peut recourir à l'analyse de la poussière aspirée de la surface de ces objets.
- La poussière : The High Volume Small Surface Sampler (HVS3) a été mis au point pour l'EPA dans le but de collecter des échantillons de poussières domestiques dont il faut évaluer les teneurs en pesticides, plomb et autres toxiques. Une étude menée récemment aux États-Unis (Colt 1998) a montré que le prélèvement de poussières avec des aspirateurs conventionnels donne des résultats comparables. Il peut donc simplement être demandé aux habitants d'aspirer la poussière dans un sac propre et de l'envoyer au laboratoire.

Ensuite, l'échantillon est préparé, selon la nature du matériau.

Le cuir et le tissu doivent être séparés de leur support qui pourrait causer des problèmes lors de l'extraction et des interférences dans l'analyse finale. Le bois collecté à l'aide d'une raboteuse (les sciures) peut être analysé comme tel ; les autres échantillons doivent être broyés ou fractionnés (voir techniques de préparation des échantillons solides dans le chapitre 2).

Enfin, les pesticides sont extraits de l'échantillon, soit à froid, par une procédure de type Soxhlet (voir chapitre 2), ou au point d'ébullition du solvant (méthode Kumagawa). Dans une variante de la méthode d'extraction par Soxhlet, appelée Soxtec, la cartouche contenant l'échantillon est d'abord immergée dans le solvant au reflux. Elle est ensuite surélevée et rincée par le solvant condensé. Le solvant d'extraction peut être ensuite éventuellement concentré par évaporation dans l'appareil. L'appareil SOXTEC AVANTI AUTO 2050 effectue toutes ces étapes d'extraction automatiquement. L'extraction par Soxtec est plus rapide qu'avec un Soxhlet classique.

On peut aussi utiliser l'extraction assistée par micro-ondes, qui présente un certain nombre d'avantages : temps d'extraction réduit, extraction simultanée de plusieurs échantillons et moindre consommation de solvant que les méthodes d'extraction par Soxhlet.

Méthodes standard

Analyse de l'air

Méthode utilisant la chromatographie en phase gazeuse (EPA TO-10 ; EPA TO-4 ; ASTM 4861, ou OSHA 70 5008 pour les pyréthriinoïdes)

L'air contenant les vapeurs de pesticides est collecté avec un débit de 1 à 5 l/min sur une cartouche contenant de la mousse de polyuréthane légèrement comprimée dans un tube en verre borosilicate. Pour les pyréthriinoïdes, la méthode OSHA 70 préconise un prélèvement sur XAD-2, avec filtre en fibres de verre, et un débit de 1 l/min (volume total prélevé : 60 litres).

L'analyse est ensuite faite au laboratoire : les pesticides sont extraits par de l'hexane avec 5% d'éther selon la méthode d'extraction Soxhlet . Le produit d'extraction est ensuite concentré par la technique Kuderna-Danish et analysé par chromatographe en phase gazeuse équipé du détecteur à capture d'électrons (ECD).

Méthode utilisant la chromatographie en phase liquide (NIOSH 5512 ou NIOSH 5008 pour les pyréthriinoïdes)

Le prélèvement est effectué sur un filtre suivi d'un barboteur contenant de l'éthylène glycol, pendant 8 heures avec un débit de 1000 ml/min, ce qui représente un volume d'air total de 480 litres. Pour les pyréthriinoïdes, la méthode NIOSH 5008 conseille un prélèvement sur filtre en fibre de verre à un débit de 1 à 4 l/min (volume total prélevé : 20 à 400 litres).

Après extraction et concentration de l'échantillon, les pesticides sont dosés par chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC) et détecteur à photo-ionisation dans l'ultraviolet (PID).

Analyses des échantillons solides

Méthodes basées sur la chromatographie en phase gazeuse (EPA 8080, EPA 680)

La méthode EPA 8080 est utilisée pour le dosage de pesticides organochlorés et des polychlorobiphényles dans les échantillons solides.

L'extraction est faite à l'acétone et à l'hexane (1:1) dans un extracteur Soxhlet pendant 16 heures, selon la méthode EPA 3540 ou EPA 3550.

L'extrait est ensuite concentré et analysé par chromatographie en phase gazeuse et détecteur à capture d'électrons ou détecteur à électroconductivité spécifique pour les composés halogénés.

Une méthode alternative (EPA 680) préconise l'extraction au chlorure de méthylène et analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC-MS).

Pour détecter la perméthrine, on peut utiliser les mêmes méthodes que pour les organochlorés.

Le détecteur à capture d'électrons et autres détecteurs (à l'exception du spectromètre de masse) peuvent répondre à des composés interférents, tels que les polychlorobiphényles ou les phtalates contenus dans les plastiques (par exemple dans le bouchon du tube échantillonneur).

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

L'analyse de matériaux solides sera en général conseillée dans le cadre d'une intervention ordinaire.

Il n'est pas toujours nécessaire d'analyser des échantillons de tous les objets suspects pouvant contenir des pesticides. Comme ces objets peuvent être nombreux, il suffit parfois d'analyser la poussière qui accumule les substances émises par les différentes sources. L'interprétation des résultats peut nous diriger vers la source la plus probable. Ainsi, la contamination par le PCP, le lindane ou le dichlofluanide sera due probablement au bois ou au cuir, alors que pour la perméthrine, il faut davantage suspecter les tapis. Afin d'éviter la nécessité de couper un

morceau de tapis, le grattage de poils peut être employé sans influencer le résultat de l'analyse.

L'information sur l'utilisation récente de produits contre les insectes ou autres pesticides dans la maison est toujours pertinente, dans ce cas il peut s'avérer préférable de prélever les échantillons au moins 1 mois après l'usage de ces pesticides.

6. Les solvants

De nombreux solvants font partie des Composés Organiques Volatils (COV). Cela signifie qu'à température ambiante, ils sont à l'état liquide, mais qu'ils ont tendance à se transformer en gaz ou à se vaporiser et, donc, à diffuser dans l'air ambiant. Les hydrocarbures aromatiques constituent un groupe de composés primordiaux pour l'industrie chimique. Ils sont utilisés, entre autres, dans la production des détergents, des produits pharmaceutiques et des fibres textiles. Ils sont émis par les peintures fraîches, les vernis, les vitrificateurs, les colles, les décapants, les bois traités, etc. Vu la multiplicité de leurs sources, ils sont souvent présents aussi bien dans l'air intérieur que dans l'air extérieur. Plusieurs études ont montré que les concentrations de certains hydrocarbures aromatiques dans les bâtiments dépassent celles mesurées à l'extérieur (Schneider, 1998 ; Gordon, 1999 ; Chuang, 1999).

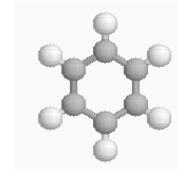
Une fois pénétré dans l'organisme, le plus souvent par inhalation, un solvant, s'il n'est pas éliminé tel quel de l'organisme -par exemple lors de l'expiration- subit diverses biotransformations. Celles-ci se déroulent pour l'essentiel dans le foie. Cette détoxification est bénéfique pour l'organisme, mais la capacité d'élimination de ces produits indésirables est variable selon les individus. Malheureusement, la détoxification peut parfois se compliquer au cours du métabolisme par l'apparition d'intermédiaires réactifs, et provoquer l'intoxication. Cette intoxication peut aller d'une simple réaction allergique (interaction des macromolécules cellulaires) jusqu'au cancer (attaque irréversible de l'ADN).

Sources des solvants

- **Peintures, laques, vernis.** Les peintures "ordinaires" contiennent surtout du white spirit (solvant minéral issu du pétrole) ou des xylènes ; pour les peintures textiles, on utilise souvent le toluène, l'isopropanol ou l'acétate d'éthyle. Dans les laques pour bois, on peut également retrouver des alcools comme l'isobutanol, le n-butanol et l'isopropanol.
- **Colles et adhésifs pour tissus muraux et moquettes.** Pour la pose de revêtements de sol, on utilise dans la plupart des cas du toluène. L'industrie de la chaussure se sert de colles contenant de l'acétone, du toluène, de l'hexane ou de l'heptane. Les colles de contact sont surtout composées de trichloroéthane, un hydrocarbure chloré.
- **Les plastiques.**
- **Produits de nettoyage et d'entretien :** les nettoyeurs, les décapants, le désinfectant (toluène).
- **Nettoyage à sec** – la substance utilisée est le tétrachloroéthène (perchloroéthylène, PER).

- **La plupart des pétroles**, surtout l'essence sans plomb.
- **Produits cosmétiques** : de nombreux alcools et acétones sont utilisés dans les cosmétiques.
- **Les encres** : l'encre pour gravures contient surtout du toluène; les encres d'imprimerie peuvent également contenir du xylène, du cyclohexane, du butanol, de l'isopropanol, du trichloroéthane ou du white spirit.
- **Bois traités** : le toluène entre comme solvant dans la composition de certains produits de traitement des bois.
- Le benzène est utilisé pour la **production de toluène, de xylène et d'autres dérivés aromatiques**.
- **La fumée de cigarette** constitue une source considérable de benzène d'exposition personnelle –cela concerne aussi bien les fumeurs que les non-fumeurs.

6.1. Le benzène



Le benzène (C₆H₆) est un liquide incolore, peu dense, d'odeur aromatique caractéristique. Du fait de son bas point d'ébullition (80,1°C) et de sa forte tension de vapeur, il s'évapore rapidement et il est très inflammable. Il est insoluble dans l'eau mais miscible aux solvants organiques. Il est lui-même un excellent solvant de certains composés comme le soufre, le phosphore, l'iode, les gommes, les graisses, les cires, les résines et la plupart des produits organiques simples.

Avec ses dérivés, il fait partie d'un groupe de composés organiques primordiaux pour l'industrie chimique : les hydrocarbures aromatiques, qui sont utilisés dans la production des détergents, des produits pharmaceutiques, des fibres textiles. Cependant, en raison de son caractère cancérigène et de la toxicité de ses vapeurs, le benzène est de plus en plus remplacé par l'un de ses dérivés, le toluène.

Effets du benzène sur la santé

L'intoxication par le benzène survient généralement par l'inhalation de ses vapeurs. L'absorption cutanée est cependant possible. Du fait de sa lipophilie (affinité pour les graisses), il se distribue rapidement dans les organes riches en lipides : foie, système nerveux, moelle osseuse.

Les transformations métaboliques se déroulent surtout dans le foie. L'élimination connaît deux voies : respiratoire (la mesure du benzène dans l'air expiré est d'ailleurs préconisée comme indicateur d'exposition récente au benzène) et urinaire sous forme de phénol (ou hydroxy-benzène), mais aussi sous forme de très nombreux autres métabolites dont l'acide trans-muconique.

L'intoxication aiguë résulte de l'inhalation des vapeurs de benzène. Dans les formes légères apparaissent les symptômes suivants : excitation nerveuse puis dépression, troubles de la parole, céphalées, vertiges, nausées, insomnies, paresthésies, fatigue. En cas d'intoxication sévère ou prolongée : état d'ivresse, vomissements, somnolence pouvant aller jusqu'au coma, convulsion, mort.

Dans l'environnement domestique, les concentrations de benzène n'atteignent guère les valeurs nécessaires pour provoquer la toxicité aiguë ; on parle ainsi de toxicité chronique à faible dose.

Le benzène peut provoquer :

- **toxicité hématologique** : thrombopénie, anémie, leucopénie portant sur les neutrophiles (<30%), souvent accompagnées d'un syndrome nécrotique gingivobuccal.
- **aplasié médullaire**. Son délai d'apparition est variable (plusieurs mois à plusieurs années). On observe d'abord une thrombopénie et/ou une leucopénie modérées. Ensuite, si l'exposition aux solvants se prolonge, l'atteinte médullaire se généralise et concerne les trois lignées, conduisant à une anémie aplasique.
- **effets mutagènes**. Certaines études ont démontré des aberrations chromosomiques chez des travailleurs exposés à des concentrations de benzène de 4 à 7 mg/m³ (1,25 à 2,2 ppm).
- **effets cancérogènes** pour l'homme et pour plusieurs espèces de mammifères. Leurs délais d'apparition sont variables, avec une variabilité individuelle très importante. La forme la plus souvent rapportée est la leucémie aiguë myéloblastique mais des leucémies aiguës lymphoblastiques ou monoblastiques, ainsi que des leucémies myéloïdes chroniques ont également été décrites.

Par rapport à la population moyenne, le taux d'excès des cas de cancer parmi les travailleurs exposés à une concentration de benzène de 1 ppm (3,2 mg/m³) pendant 40 ans, a été estimé entre 0,26 et 1,3 de cas additionnels sur 1000 travailleurs (Paxton et al. In WHO, 1993). Selon Rinsky et al (1987), le risque relatif de leucémie est multiplié par 60 pour une exposition à 10 ppm (32 mg/m³) pendant 40 ans et par 3 pour une exposition à 5 ppm (16 mg/m³) pendant 40 ans. Le benzène est classé dans le premier groupe : "cancérogènes de manière certaine".

- **immuno-toxicité** : le benzène réduit l'aptitude des lymphocytes B et T à proliférer.

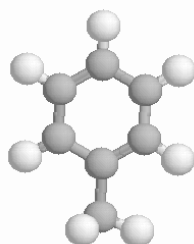
Normes et réglementation

Le projet européen Macbeth (Monitoring of Atmospheric Concentration of Benzene in Town and Houses), mené conjointement par l'Italie, le Danemark, la France, l'Espagne, la Belgique et la Grèce, sur une durée de trente mois, a montré la présence notoire de benzène dans les habitations, à des concentrations parfois plus élevées que dans les rues.

En théorie, le taux de benzène autorisé pour tous produits est limité à 0,1%, mais un contrôle systématique est très difficilement réalisable. La pollution de fond, sur des sites éloignés de toute activité industrielle ou automobile, est caractérisée par une concentration de 5 à 7 µg de benzène/m³ (15 à 20 ppb) et les milieux urbains par une concentration de 5 à 20 µg/m³ (15 à 60 ppb).

La multiplicité des sources d'émission, à la fois industrielles, domestiques et automobiles, rend difficile l'adoption de réglementations précises. Le benzène est une substance pour laquelle "il n'existe pas de seuil de sécurité absolue en deçà duquel il n'y aurait pas de risque", relève l'OMS. Malgré cela, la Commission européenne a adopté, début décembre 1998, une proposition de directive qui fixe pour la première fois des taux limites pour le benzène (5 µg/m³ –ou 15 ppb- d'ici 2010) dans l'air ambiant.

L'Allemagne, le Royaume-Uni et les Pays-Bas retiennent comme concentration moyenne annuelle à ne pas dépasser pour une exposition de longue durée la valeur de 15 µg/m³ (48 ppb); le CSHPF (Conseil Supérieur de l'Hygiène Publique de France) préconise 10 µg/m³ (32 ppb) par jour sur toute l'année.



toluène

Le toluène est un composé du groupe des hydrocarbures aromatiques, liquide, incolore, de formule : C₆H₅-CH₃ (méthylbenzène). Le toluène est très utilisé comme solvant ; il remplace en général le benzène, beaucoup plus

toxique pour le système hématologique. Il est cependant plus toxique que le benzène pour le système nerveux, où il s'accumule facilement.

Effets du toluène sur la santé

Le toluène est principalement absorbé par voie pulmonaire (inhalation de vapeur) et accessoirement par voie cutanée. Vu sa haute solubilité dans les lipides, la quantité absorbée sera influencée par l'abondance du tissu adipeux (Carlsson et Lindqvist, 1977).

Le toluène est moins toxique que le benzène parce qu'il est rapidement métabolisé en acide benzoïque, se conjugue avec la glycine² et est excrété sous forme d'acide hippurique (75%) dosable dans l'urine.

La toxicité chronique se manifeste par des :

- **troubles neurologiques** : maux de tête, vertiges, fatigue, sensation d'ivresse, troubles du sommeil, difficultés de concentration, nervosité exagérée, perte de mémoire, confusion mentale;
- **troubles irritatifs** au niveau des conjonctives, des voies respiratoires supérieures et des bronches ; des lésions de la peau lors d'un contact direct avec du toluène;
- **troubles digestifs** : perte d'appétit, nausées, douleurs gastriques;
- **atteintes hépatiques et rénales.**

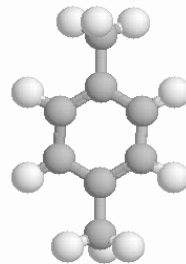
Réglementation, normes et valeurs rencontrées

Les concentrations de toluène dans les régions rurales ne dépassent pas, en général, $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1,3 ppb); dans les villes, elles peuvent aller jusqu'à $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (40 ppb).

L'OMS préconise une valeur guide de $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (70 ppb) en moyenne journalière. Toluène et xylènes sont réglementairement classés comme "nocifs".

6.3. Les xylènes

Para-xylène



Le xylène ($\text{C}_6\text{H}_4\text{CH}_3\text{CH}_3$ - diméthylbenzène) est un hydrocarbure aromatique qui existe sous trois formes : les isomères ortho, méta et para, selon les positions respectives des 2 groupes méthyle. Le xylène de qualité technique est un mélange des trois isomères qui contient en outre un peu d'éthylbenzène.

A la température ambiante, le xylène se présente sous la forme d'un liquide incolore, d'odeur aromatique. C'est dans l'essence que l'on retrouve la plus grande partie (environ 92 %) des mélanges de xylènes utilisés dans le monde. On les utilise aussi comme solvants, en particulier dans les peintures et les encres d'imprimerie.

² acide aminé qui participe à la synthèse du glucose et sert à la conjugaison hépatique des substances toxiques

Effets sur la santé

Le xylène est toxique par inhalation. Son métabolisme est efficace puisqu'il est transformé à 90 % en acide méthylhippurique, lequel est ensuite excrété dans les urines. Le xylène ne s'accumule donc pas en quantité importante dans l'organisme humain.

- Chez l'homme, une exposition aiguë au xylène peut avoir **des effets sur le système nerveux central**.
- Il peut provoquer une **irritation de la peau et des muqueuses**. Ces effets n'ont toutefois pas donné lieu à des études épidémiologiques.
- Le xylène ne s'est révélé ni mutagène ni cancérogène.
- Il peut cependant exercer un **effet nocif sur le développement**.

Réglementation et valeurs rencontrées

Les concentrations moyennes de fond des trois xylènes dans l'air ambiant se situent autour de la valeur caractéristique de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,2 ppb), mais dans les banlieues elles atteignent $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,7 ppb) environ; alors qu'elles peuvent aller jusqu'à $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1 ppm) en zone urbaine et industrielle.

On estime que l'exposition journalière de la population par voie respiratoire est de 70 μg en milieu rural et de 2000 μg en milieu urbain.

Compte tenu de son effet nocif sur le développement de fœtus, la valeur guide recommandée pour la concentration maximale de xylène dans l'air a été fixée à 870 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,2ppm).

6.4. Les solvants chlorés

Les solvants chlorés se caractérisent par la présence d'atomes de chlore dans leur molécule. Ils ont le gros avantage d'être peu inflammables et assez inertes chimiquement, mais ils sont très volatils et instables au contact des métaux et de la lumière (libération de chlore).

Les hydrocarbures chlorés le plus souvent utilisés sont :

- le trichloréthylène (TRI)
- le tétrachloroéthène (perchloroéthylène ou PER)
- le chlorure de méthylène (Fréon 30)
- le trichlorométhane (chloroforme)
- le 1,1,1-trichloroéthane (méthylchloroforme).

Effets sur la santé

La pénétration de solvants chlorés se fait par voie respiratoire ou par voie cutanée. Le métabolisme est différent selon la substance, mais aboutit parfois aux mêmes produits d'élimination.

Une exposition chronique aux solvants chlorés peut se manifester par les affections suivantes :

- **atteinte de la peau** : la peau devient dégraissée et affaiblie, ce qui favorise le développement de l'eczéma.
- **atteinte du système nerveux central (SNC)** : psycho-syndrome des solvants. On décrit trois phases successives :

Phase 1 : asthénie physique, psychique avec réactivité émotionnelle accrue. Céphalées, vertiges, fatigue chronique, difficultés d'apprentissage causées par une diminution des capacités de mémorisation, difficultés de concentration.

Phase 2 : après quelques mois ou quelques années : dysphorie, labilité émotionnelle, état dépressif, irritabilité, troubles du sommeil, révélation des caractères névrotiques, tests psychométriques anormaux.

Phase 3 : après exposition très longue : symptômes très variés, phase irréversible proche d'un état démentiel.

- **atteinte cardiaque** : insuffisances ventriculaires légères par trouble de l'excitabilité.
- **atteinte hépatique** : plus les solvants sont chlorés, plus ils sont toxiques pour le foie.
- **cancers** : selon l'OMS, trois des solvants chlorés sont classés cancérigènes potentiels : le tétrachlorure de carbone, le chloroforme et le dichloroéthane.

Recommandations concernant les solvants

1. Si possible, enlever la source : le vernis, la peinture, les produits de nettoyage;
2. Ne pas occuper trop rapidement les pièces rénovées;
3. Bien aérer pendant et après des travaux de rénovation;
4. Préférer les peintures et les vernis en phase aqueuse;
5. Vérifier l'étanchéité des murs et du plafond du garage, s'il est incorporé à la maison.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Les concentrations de solvants dans l'air intérieur et les seuils de sécurité recommandés en matière de santé humaine sont généralement trop faibles pour que les méthodes courantes d'analyse directe puissent les détecter. Pour cette raison, on emploie des méthodes d'échantillonnage qui concentrent les substances à analyser et notamment le piégeage par adsorption (voir chapitre 2.4.2).

Le Tenax est un bon adsorbant, souvent utilisé pour prélever le benzène et autres composés de volatilité similaire ou inférieure (par exemple éthylbenzène, toluène, xylènes), et pour ensuite employer une désorption thermique, qui n'exige qu'une quantité d'air prélevé de 0,5 à 2 litres. L'EPA préconise un prélèvement durant une heure avec un débit de 16,7 ml/min (soit 1 litre au total) ou de 66,7 ml/min (4 litres au total).

En pratique, un prélèvement au débit de 200 ml/min pendant 10 minutes permet d'atteindre le seuil de détection de 0,06 **ppm (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)** pour le benzène.

Pour une désorption par solvant, on préfère utiliser le charbon actif comme adsorbant et le disulfure de carbone comme solvant. Le volume d'air nécessaire pour détecter les composés avec des concentrations de quelques ppb est de 20 à 600 litres. Cela signifie que le temps de prélèvement est plus long que pour la désorption thermique. En général, le prélèvement est réalisé pendant 4 heures à un débit de 200 ml/min (48 litres au total).

Méthodes standard

Méthodes GC-MS (EPA TO-1, EPA TO-14, EPA TO-17)

La plupart des méthodes standard pratiquent une analyse des solvants par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS), toujours précédée d'une désorption thermique de l'échantillon. Elles diffèrent surtout par les techniques de prélèvement.

La méthode EPA TO-1, utilisée pour l'échantillonnage et l'analyse des composés organiques volatiles non-polaires qui ont leur point d'ébullition compris entre 80 et 200°C, prescrit une cartouche contenant 1 à 2 g de Tenax.

La méthode EPA TO-2 est utilisée pour l'échantillonnage et l'analyse de composés organiques très volatiles non-polaires qui ont leurs points d'ébullition entre -15 et 120 °C (vinyle chlorure, vinylidène chlorure, benzène, toluène). L'air est alors pompé dans une cartouche contenant 0,4 de tamis moléculaire de carbone. En laboratoire, on fait passer un faisceau d'air sec pour éliminer l'humidité adsorbée sur la cartouche.

La méthode EPA TO-14 utilise un prélèvement en canister SUMMA.

La méthode TO-17 constitue une alternative aux précédentes. Elle s'applique à une grande gamme de composés organiques volatils et prend en compte le développement des techniques de désorption thermique et l'apparition de nouveaux adsorbants. Elle propose un grand choix d'adsorbants et de tubes selon la substance à analyser.

Méthode GC-FID (NIOSH 1500)

La méthode NIOSH 1500 préconise un prélèvement actif sur charbon actif, suivi d'une désorption par solvant (au disulfure de carbone) et analyse par chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur à ionisation de flamme.

Pour un dosage relatif à de courtes expositions, la méthode conseille de prélever durant 15 minutes au débit de 200 ml/min, ce qui représente un volume prélevé de 3 litres. Pour évaluer l'exposition moyenne, on recommande 30 litres d'air prélevé au même débit pendant 2,5 heures.

Méthodes ponctuelles directes

Appareils portatifs

Depuis quelques années, sont disponibles sur le marché des appareils portatifs destinés à mesurer les composés organiques volatils. La plupart d'entre eux utilisent un détecteur à photoionisation (PID), qui est assez sélectif et sensible. On peut mesurer plusieurs substances, le choix étant cependant limité par l'énergie de la lampe utilisée.

En ce qui concerne les solvants, ces appareils, d'un bon rapport qualité/prix, possèdent néanmoins un seuil de détection trop élevé pour répondre aux exigences de la qualité d'air intérieur.

Tubes indicateurs

Les réactifs utilisés sont soit le pentoxyde d'iode, soit l'aldéhyde formique. Cette méthode convient pour tout le groupe des composés aromatiques, elle n'est donc pas très sélective.

Les composés aromatiques se condensent dans des conditions fortement acides avec l'aldéhyde formique pour former des composés quinoniques de coloration intense et de différentes structures et tailles moléculaires. Une couche préliminaire ou un tube placé en amont permettent une mesure plus sélective où les substances interférentes n'interviennent qu'à des concentrations plus élevées. Le seuil de détection reste cependant supérieur aux valeurs limites de sécurité : 0,125 ppm (0,4 mg/m³) pour le benzène, 1 ppm (3,8 mg/m³) pour le toluène et 10 ppm (43,4 mg/m³) pour les xylènes.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

Les sources de solvants sont très nombreuses et il est difficile de détecter la plus polluante. La démarche consiste à prélever l'air dans la pièce suspecte et à chercher la cause sur base des résultats de l'analyse. Comme beaucoup de produits d'entretien contiennent des solvants, il est utile de connaître leur composition pour ne pas chercher en vain une autre source.

Les mesures ponctuelles directes basées sur les tubes indicateurs ne conviennent pas pour l'analyse des solvants dans l'air intérieur : vu la diversité des substances et des concentrations, la méthode manque de sélectivité et de sensibilité.

Un chromatographe en phase gazeuse portatif peut être conseillé. Comme il s'agit du même appareil que l'instrument de laboratoire, rendu plus petit et plus robuste, les performances et la fiabilité en sont comparables. L'avantage évident par rapport à l'instrument de laboratoire est la rapidité du diagnostic, qui peut être réalisé sur place. A coût comparable, néanmoins, il sera plutôt conseillé d'utiliser un instrument permettant une identification précise des molécules en laboratoire le chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse.

7. Le monoxyde de carbone

Le monoxyde de carbone est un gaz incolore, inodore, très diffusible, de densité très proche de celle de l'air. Il est produit lors de la combustion incomplète de toute substance contenant des atomes de carbone ou chaque fois qu'une flamme entre en contact avec une surface plus froide que la température d'ignition du constituant gazeux de la flamme. Le CO se forme également à l'intérieur de l'organisme. Chez des personnes en bonne santé, la part de COHb issue du métabolisme se situe entre 0,5 et 1 % en l'absence de tout apport extérieur de CO. La fièvre, l'anémie et les médicaments peuvent faire monter ce taux jusqu'aux alentours de 4 %.

L'intoxication par le monoxyde de carbone survient en Belgique environ 2000 fois par an et est responsable d'une centaine de décès chaque année.

La majorité des accidents survenant à domicile se produisent dans une salle de bain équipée d'un chauffe-eau.

Plus de 70 % des accidents surviennent entre octobre et avril, avec deux pics d'occurrence, en automne et au printemps; ces pics sont liés à des inversions thermiques dans les basses couches de l'atmosphère.

Plus de 50 % des intoxiqués ont moins de 30 ans, 70 % moins de 40 ans. Le monoxyde de carbone touche donc essentiellement une population jeune.

Sources de monoxyde de carbone

- **Les appareils à gaz non raccordés à un conduit de fumée** : chauffe-eau à gaz instantanés, avec ou sans sécurité, appareils mobiles de chauffage d'appoint ; il s'agit alors soit d'un défaut d'entretien, d'un fonctionnement trop prolongé, d'un dérèglement du débit du gaz ou d'une installation défectueuse dans une pièce mal aérée.
- **Les appareils à charbon ou à gaz raccordés à un conduit de fumée** ; les accidents proviennent du refoulement des gaz dans la pièce, soit en raison d'un défaut de ramonage du conduit obstrué par des suies, des gravats, des nids d'oiseaux, soit par un mauvais état du conduit (mal isolé thermiquement, fissuré, mal emboîté, débouchant à proximité ou en contrebas d'un mur).
- **Les gaz de combustion du charbon** contiennent toujours des quantités importantes de monoxyde de carbone et les poêles à charbon sont d'un usage dangereux lorsque, par temps doux, on réduit l'allure de la combustion.
- **La consommation de tabac** constitue une source d'exposition modérée au CO dans certains foyers de fumeurs ; la consommation de 1 à 2 paquets de cigarettes par jour entraîne des taux de COHb pouvant aller jusqu'à 5 %, voire 10 %.
- **Les incendies et explosions.**
- **L'élevage (porcs) en espaces confinés.**
- **Le gaz de ville**, obtenu par distillation de la houille. Son énergie calorifique est due au méthane et à l'hydrogène, mais il contient encore 5 à 15 % de CO.
Le propane et le butane ne contiennent pas de CO.

Effets sur la santé

L'action toxique du CO sur la santé résulte du fait qu'il entre en compétition avec l'oxygène pour l'hémoglobine. L'oxyde de carbone se fixe dans le sang à 85 % sur l'hémoglobine pour laquelle il a une affinité 203 fois supérieure à celle de l'oxygène chez l'homme. Une faible fraction reste dissoute dans le plasma et un pourcentage variable se fixe sur la myoglobine et sur différents cytochromes. Le pourcentage de carboxyhémoglobine formée dépend du taux initial de la carboxyhémoglobine (en particulier chez les fumeurs), du temps d'exposition, de la concentration en CO de l'air inspiré et de la ventilation du sujet.

Les conséquences de l'hypoxie provoquée par le monoxyde de carbone sont particulièrement sensibles au niveau du système nerveux central, du myocarde et du fœtus en cas de grossesse. L'hypoxie est également mal tolérée chez le sujet âgé, chez le sujet anémié, chez l'insuffisant respiratoire ou l'insuffisant coronarien.

Une exposition à une forte teneur en CO (de 50 à 1000 ppm c'est-à-dire de 57 à 1145 mg/m³) pendant quelques heures, entraîne une perte de réflexes, des troubles visuels, auditifs et des accès de violence.

Le monoxyde de carbone à une concentration dans l'air de 2000 ppm (2290 mg/m³) est mortel en 4-5 heures et en 20 minutes pour des concentrations supérieures à 2000 ppm.

Le diagnostic clinique repose sur le dosage de l'oxyde de carbone dans le sang.

Pour les taux de carboxyhémoglobine (HbCO) plus élevés, les manifestations sont en général les suivantes :

- 10 % HbCO : réduction de l'acuité mentale, dyspnée lors d'un effort musculaire intense.
- 20 % HbCO : dyspnée lors d'un effort modéré, éventuellement céphalées, réduction de la vitesse de conduction nerveuse.
- 30 % HbCO : céphalées, irritabilité, troubles visuels et auditifs, perte de réflexes, accès de violence ou somnolence.
- entre 40 et 50 % HbCO : céphalées, confusion, agitation ressemblant parfois à une crise d'hystérie, nausées, vomissements, perte de conscience au moindre effort.
- entre 60 et 70 % HbCO : convulsions, coma, mort si l'exposition prolongée.

Dans le cas d'intoxication chronique de faible dose, la symptomatologie est souvent peu spécifique : céphalées tenaces, rebelles aux antalgiques, fatigue mal définie, troubles psychiques avec instabilité caractérielle, difficultés de concentration, troubles mnésiques, dépressions, troubles digestifs (nausées, signes dyspeptiques), précordialgies, vertiges.

Réglementation

Les teneurs en CO, pondérées par le temps d'exposition, recommandées par l'OMS, ont été calculées de manière que le taux de carboxyhémoglobine dans le sang ne soit pas supérieur à 2,5 %, soit:

- 100 mg/m³ (90 ppm) pendant 15 minutes,
- 60 mg/m³ (50 ppm) pendant 30 minutes,
- 30 mg/m³ (25 ppm) pendant 1 heure,

- 10 mg/m³ (10 ppm) pendant 8 heures,
- 5 mg/m³ (5 ppm) pendant 24 heures.

Recommandations

1. Respecter la norme NBN D51-003 qui décrit avec précision les règles de l'art pour réaliser une installation domestique au gaz.
2. Réaliser l'installation par un professionnel compétent.
3. Vérifier périodiquement l'installation.
4. Remplacer des anciens appareils par des nouveaux appareils avec sécurité intrinsèque.
5. Nettoyer régulièrement les grilles de ventilation.
6. Vérifier la qualité du tirage de conduit d'évacuation.
7. Faire entretenir les appareils de chauffage.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Le CO est en général détecté directement sur le site et aucune méthode ne préconise un prélèvement d'échantillon.

Méthodes standard

Méthode NDIR (EPA IP-3A ; ISO/FDIS 4224 ; ISO 8186)

La méthode NDIR (non dispersive infrared) est une méthode continue automatique, généralement considérée comme la plus fiable pour le dosage du CO dans l'atmosphère.

La plupart des analyseurs NDIR disponibles dans le commerce fonctionnent à la pression atmosphérique et peuvent déceler des concentrations d'environ 1 mg/m³ (1 ppm).

La présence d'anhydride carbonique et de vapeur d'eau est gênante, mais il existe plusieurs procédés adéquats pour réduire cette cause d'erreur, par exemple l'application de filtres optiques.

Ces appareils ont plusieurs avantages :

- ils sont peu influencés par la valeur du débit,
- ils n'exigent pas l'emploi de produits chimiques en solution,
- ils sont raisonnablement indépendants des variations de la température de l'atmosphère,
- ils sont sensibles dans une large gamme de concentrations,
- leur temps de réponse est court.

Parmi leurs inconvénients, on peut citer :

- la dérive du zéro et de la mesure,

- le prix élevé.

Les appareils NDIR sont étalonnés en général à partir d'air exempt de CO ou d'air ou d'azote en bouteilles, en contenant des quantités connues avec précision. Un étalonnage journalier est nécessaire afin de réduire les erreurs dues à la dérive.

La méthode de spectrométrie infrarouge à corrélation par filtre gazeux (GFC) constitue une option alternative d'analyse du CO.

Méthodes ponctuelles directes

Cellules électrochimiques

Les constructeurs proposent plusieurs appareils portatifs fonctionnant sur le principe de la cellule électrochimique pour mesurer le monoxyde de carbone. Ils sont en général fiables, sensibles aux faibles concentrations de CO, faciles d'emploi et possèdent une large gamme de mesure. Certains d'entre eux peuvent fonctionner en continu et enregistrer des mesures pendant plusieurs heures.

En général, les appareils du commerce permettent de mesurer plusieurs substances, telles que CO, CO₂, NO_x, SO_x, en même temps ou après changement du capteur, si la possibilité de capteurs interchangeables existe sur l'instrument.

Pour le CO, l'étendue de mesure est, en général, de 0 à 1000 ppm (1145 mg/m³), avec une résolution de 1ppm. Le temps de réponse est assez court : de 30 à 60 secondes. La durée de vie d'un senseur va de 2 à 5 ans.

Les interférences diffèrent selon l'appareil.

Parmi le grand nombre d'appareils disponibles sur le marché, on peut retenir les marques et types suivants :

- Dräger : MULTIWARN, MINIWARM, ANALYSEUR CSM
- Optimus : TMX 412, ATX 612, TX 418, T80
- Oldham : GASMAN
- Ados : 592 TOX

Tubes indicateurs

Les tubes indicateurs permettent d'estimer la concentration de l'oxyde de carbone à partir de 1 ppm (1 mg/m³) et jusqu'à 2000 ppm (2290 mg/m³).

L'appareillage est portatif et l'opération ne prend que quelques minutes. Si on admet que le changement de couleur est dû au seul monoxyde de carbone, on peut estimer la concentration de ce gaz dans l'air.

On emploie couramment trois réactifs :

1. Le palladosulfite potassique jaune, qui vire au noir (Gastec).
2. Un mélange de pentoxyde d'iode et d'acide sulfurique fumant (oléum), incolore, qui devient vert bleuâtre (Gastec, Dräger).
3. Un mélange de sulfate palladique et de molybdate ammonique jaune, qui devient vert, puis bleu.

Beaucoup de tubes commerciaux contiennent en outre des produits placés en amont du réactif pour éliminer la fumée et la poussière et pour absorber des gaz gênants tels que les vapeurs nitreuses, le dioxyde de soufre, les vapeurs d'hydrocarbures, l'ammoniac, l'hydrogène sulfuré et la vapeur d'eau. L'acétylène est également indiqué, cependant avec une sensibilité plus faible.

La méthode est très simple et très facile, mais sa reproductibilité médiocre et sa faible précision n'autorise pas à considérer les valeurs obtenues comme allant au delà d'une simple estimation de la concentration. L'emploi de tubes indicateurs où l'on mesure la longueur de la tache peut être recommandé lorsqu'on désire évaluer rapidement et à bon marché des concentrations en CO.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

Dans une maison, les concentrations en monoxyde de carbone sont plus élevées dans les pièces où l'on utilise des appareils de chauffage. Pendant le temps de fonctionnement de ces appareils, cependant, le taux de CO dans la maison devient homogène, excepté lorsqu'il n'y a pas de communication entre les pièces.

L'usage de tubes colorés semble suffire dans la plupart des cas.

Portes et fenêtres fermées, la concentration de monoxyde de carbone est vérifiée dans la pièce contenant l'appareil de chauffage, le capteur de CO étant placé à 1,5 m du sol au minimum. Étant donné que la plupart des intoxications surviennent dans les salles de bain, cet endroit doit attirer particulièrement l'attention. La détection de la source peut être faite de la manière suivante : les portes et fenêtres toujours fermées, on allume l'appareil (par exemple chauffe-eau), puis on effectue une mesure quelques minutes après. Si le résultat est positif, c'est-à-dire si la concentration de CO dépasse 10 ppm (10 mg/m³), une des sources de pollution au CO a été découverte. Il est alors éventuellement nécessaire de pratiquer de la même façon pour d'autres appareils de combustion.

8. Les oxydes d'azote

L'oxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂) sont des gaz polluants oxydants, qui se forment lors de combustions à température élevée. Le NO est un composé instable qui, à température ambiante, se combine à l'oxygène pour former du NO₂. Le monoxyde d'azote est donc présent en faible quantité dans l'air et la toxicité des oxydes d'azote est essentiellement due au NO₂.

Le dioxyde d'azote est un gaz brunâtre, d'odeur piquante. Le seuil de perception olfactive se situe entre 200 et 400 mg/m³ (106 et 212 ppm). Une augmentation insensible de la concentration de NO₂ crée rapidement une accoutumance telle que même une concentration de 50 000 mg/m³ (26 ‰) n'est quasiment plus perceptible.

Sources d'oxydes d'azote

- **Le parc automobile** est responsable de près des $\frac{3}{4}$ des émissions de NOx.
- **Les porcheries.**
- **Les cuisinières et fours à gaz.**
- **Le tabagisme** (faible contribution).

Les enquêtes et mesures effectuées dans les habitats privés ont révélé que la présence de chauffe-eau et de cuisinière à gaz conduit à des émissions temporaires d'oxydes d'azote, principalement au moment de la préparation des repas. Dans les cuisines mal ventilées, équipées de chauffe-eau non raccordés, des teneurs élevées en NO et NO₂ ont été observées sur quelques minutes. Une étude ponctuelle a montré que les teneurs en NO₂ atteignent la valeur de référence horaire de l'OMS (400 µg/m³ ou 0,2 ppm) et sont accompagnées de concentrations en NO de l'ordre du mg/m³.

Effets sur la santé

Les études d'expérimentation animale ont montré que le NO₂ est quatre fois plus toxique que le NO.

Des essais effectués sur des cultures tissulaires et sur des animaux ont montré que jusqu'à 90 % du NO₂ inhalé est absorbé. Au contact du liquide qui tapisse les alvéoles pulmonaires, il entre en réaction avec les substances organiques et pénètre dans le sang sous forme de nitrite (NO₂⁻). Là, il se fixe à l'hémoglobine et est transformé en nitrate (NO₃⁻) par l'oxygène sanguin. Le nitrate est éliminé par les urines.

Le dioxyde d'azote pénètre dans les plus fines ramifications des voies respiratoires ; les asthmatiques et les sujets atteints de bronchite chronique sont particulièrement sensibles à des concentrations peu élevées.

En ce qui concerne l'exposition expérimentale aiguë chez l'homme, de nombreux travaux ont démontré qu'une exposition à des concentrations élevées d'oxydants pouvait conduire à : une **irritation des muqueuses des voies** respiratoires, des **crises d'asthme** par élévation de la réactivité bronchique, de la **toux**, une **irritation des conjonctives**, et une **diminution de la résistance aux microbes pathogènes**.

Dans les études portant sur les enfants en âge scolaire, il a été trouvé que les enfants exposés à l'atmosphère plus polluée par le NO₂ manifestaient une plus grande tendance à l'infection pulmonaire que ceux vivant dans un milieu peu pollué.

Par contre, d'autres études ne confirment pas l'influence de l'utilisation d'appareils à gaz sur le système respiratoire.

Réglementation

Il n'y a pas de normes portant sur les oxydes d'azote à l'intérieur des locaux. L'OMS a proposé en 1997 la valeur de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,02 ppm) comme concentration maximale d'exposition annuelle.

Recommandations

1. Utiliser, au-dessus des appareils de cuisson, des hottes aspirantes correctement reliées à un système d'évacuation des gaz.
2. Aérer la maison.

Méthodes de mesure

Méthodes standard

Méthode de chimiluminescence (ISO DIS 7996)

Dans le cadre de la réglementation européenne, la détermination des teneurs en oxydes d'azote, NO et NO₂, est effectuée au moyen d'analyseurs automatiques ; la méthode de référence étant la chimiluminescence décrite dans la norme ISO DIS 7996 publiée en 1985.

Cette norme a été acceptée par l'Arrêté du Gouvernement wallon du 5 décembre 1991 fixant les normes de qualité de l'air pour le dioxyde d'azote, modifié par l'arrêté du Gouvernement wallon du 8 septembre 1994.

La méthode permet le dosage du NO₂ à des concentrations variant de 5 ppb à 10 ppm (de $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $18,8 \text{mg}/\text{m}^3$).

Les corps susceptibles d'être transformés en NO dans le convertisseur thermique qui produit le NO₂ (ammoniac, nitrites organiques et nitrate peroxyacétyle) peuvent causer des interférences à la mesure du NO.

Les appareils de chimiluminescence sont très sensibles mais relativement fragiles ; on les utilise généralement pour les applications scientifiques.

Méthode colorimétrique

La méthode la plus connue d'analyse colorimétrique du dioxyde d'azote est celle de Palmes. Le capteur est un tube de 7 cm de longueur et d'un diamètre intérieur de 10 mm, contenant de la triéthanolamine comme adsorbant. Après exposition du capteur à l'air qu'on analyse, suit l'éluion à l'eau du nitrite formé ; la concentration de NO₂ est ensuite déterminée par mesure photométrique d'absorption à la longueur d'onde de 540 nm. Le seuil de détection est de 0,6 ppb ($1,1 \text{mg}/\text{m}^3$) pour un temps d'échantillonnage de 1 heure et diminue en prolongeant l'exposition du capteur. Cette méthode n'est pas cependant assez sensible pour détecter des pics de concentration de courte durée.

Méthodes ponctuelles directes

Cellule électrochimique

Comme pour le CO, il existe dans le commerce des appareils fonctionnant sur le principe de la cellule électrochimique.

L'étendue de mesure du monoxyde d'azote est de 0 à 100 ppm (123 mg/m³) ou de 0 à 300 ppm (368 mg/m³) avec une résolution de 1 ppm (1,2 mg/m³).

L'étendue de mesure du dioxyde d'azote est de 0 à 50 ppm (94 mg/m³) ou de 0 à 30 ppm (56,4 mg/m³) avec une résolution de 0,1 ppm (0,2 mg/m³).

Tubes indicateurs

Les tubes Dräger contiennent du diphénylbenzidine qui, en présence du dioxyde d'azote, donne un produit réactionnel bleu gris. Le monoxyde d'azote ne participe pas à cette réaction. On peut mesurer le dioxyde d'azote dans la gamme de concentration de 0,5 à 100 ppm (0,9 mg/m³ à 188 mg/m³).

Les tubes Gastec emploient C₁₄H₁₆N₂ qui, en réaction avec le dioxyde d'azote, donne un produit de coloration orange. La gamme de mesure est alors de 0,5 à 125 ppm.

Pour les oxydes d'azote (NO + NO₂), le domaine de mesure s'étend de 0,04 à 625 ppm.

Le seuil de détection du dioxyde d'azote est trop élevé pour pouvoir vérifier la valeur de référence horaire de l'OMS - 0,2 ppm (400 µg/m³). En ce qui concerne les valeurs instantanées, il n'existe aucune norme.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

Les concentrations en oxydes d'azote à l'intérieur des maisons sont généralement faibles, les pics de concentration survenant surtout au début et pendant utilisation d'appareils à gaz. Les mesures sont effectuées à proximité de ces appareils, en supprimant tous les courants d'air.

Les analyses passives fournissent une concentration moyenne intégrée dans le temps, mais ce sont surtout les pics de concentration qui provoquent les altérations du système respiratoire. Afin d'évaluer l'influence des oxydes d'azote sur la santé il sera donc préférable de prendre des mesures instantanées, par exemple au début de la cuisson des aliments, avec un appareil de type électrochimique.

9. La fumée de tabac

D'une manière générale, il apparaît que le tabagisme constitue la principale source de pollution à l'intérieur des bâtiments où séjournent des fumeurs. Personne ne peut nier aujourd'hui la mauvaise influence du tabagisme sur la santé; depuis quelques années, on s'inquiète des conséquences du tabagisme sur les non fumeurs exposés aux concentrations élevées de la multitude de polluants chimiques de la fumée de tabac.

La fumée de tabac comprend une phase gazeuse et une phase particulaire dans lesquelles Duke et Green ont identifié plus de 3 800 composés différents (Déoux, 1997). Parmi eux se trouvent des agents toxiques comme les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone, l'ammoniaque, la nicotine; des inhibiteurs du mouvement ciliaire des cellules du système respiratoire comme le formaldéhyde, l'acroléine, l'acétone, l'acide formique et surtout plus de quarante substances cancérogènes.

Le tableau 2 fournit les principaux composés contenus dans la fumée de cigarette.

Composé	Type d'agent*
Matières particulaires	T,C,CoC
Monoxyde de carbone	T
Nicotine	T
Oxydes d'azote	T
Acide cyanhydrique	T, CT
Acide formique	CT
Catechol	CoC
Acétone	CT
Ammoniaque	T
Formaldéhyde	CT, C
Acroléine	CT
Benzène	C
Sulfure de Carbonyle	T
N-nitrosodiméthylamine	C
N-nitrosopyrrolidone	C
3-vinylpyridine	T
Gamma-butyrolactone	C
Quinoline	C
N-nitrosornicotine	C
2-toluidine	C
Cadmium	C ?
Nickel	C ?
N-nitrosodiéthanolamine	C
Benzanthracène	C
Benzo-a-pyrène	C
Hydrazine	C
Polonium 210	C

* *T* :agent toxique, *CT* :agent inhibiteur de mouvement ciliaire, *C* :cancérogène, *CoC* :agent cocarcinogène.

Tableau 2 : Principaux composés de la fumée de cigarette
(par ordre décroissant) D'après *Passive smoking, IARC*.

Le fumeur passif est exposé à la fumée de tabac provenant de l'addition de l'aérosol complexe inhalé, filtré par le poumon et exhalé par le fumeur et de l'aérosol secondaire émis directement par la combustion de la cigarette. Ce courant latéral, en raison de la température de combustion, contient plus de produits toxiques que le courant principal.

Effets du tabagisme passif sur la santé

- Le tabac incommode les non-fumeurs en bonne santé par une **irritation de la gorge, du nez et surtout des yeux** qui sont les plus sensibles à l'ambiance enfumée.
- Les expositions importantes et de longue durée à la fumée de tabac engendrent le risque accru de **cataracte**.
- Les fumeurs passifs souffrent plus fréquemment de troubles tels que **respiration sifflante, toux chronique, bronchite chronique, moindre résistance aux infections respiratoires**.
- Les personnes allergiques supportent particulièrement mal la fumée de tabac qui peut **aggraver l'asthme**.
- Le tabagisme passif peut **favoriser la sensibilisation aux acariens**.
- **Cancer du poumon**. Des études épidémiologiques montrent un excès systématique de cancers du poumon chez les femmes vivant avec des fumeurs. L'OMS estime qu'environ 10% des cancers du poumon chez les non-fumeurs seraient dus à l'exposition passive à la fumée de cigarettes.
- **Fréquence plus élevée de maladies cardio-vasculaires**.

Réglementation

C'est aux Etats-Unis qu'ont été menées les premières politiques anti-tabac. En 1975, le Minnesota a été le premier état à créer des zones non-fumeurs. A l'heure actuelle, la plupart des pays ont établi des restrictions différentes comme l'interdiction de fumer dans certains endroits publics, séparation des zones pour fumeurs, etc. Bien sûr, toutes ces mesures ne concernent que les lieux publics.

Recommandation concernant la fumée de tabac

1. La meilleure recommandation est de ne pas fumer.
2. S'il y a des fumeurs dans la maison, interdire de fumer à l'intérieur.
3. Si les fumeurs fument à l'intérieur, prévoir un local spécial avec ventilation particulière.

Méthodes de mesure

L'exposition à la fumée de tabac peut être évaluée par dosage des divers constituants du tabac : l'acroléine, les hydrocarbures aromatiques, les nitrosamines, le monoxyde de carbone, les oxydes d'azote, la nicotine. L'indicateur idéal n'existe pas, la nicotine est cependant le plus souvent utilisée.

Deux approches sont possibles : mesure de la nicotine dans la phase vapeur et mesure de la nicotine totale (vapeur et particules). Pour doser la nicotine sous forme de vapeur, on effectue une adsorption sur Tenax GC et sur XAD-2. Pour prélever la nicotine totale, des filtres de verre couverts de Teflon sont utilisés. Après désorption chimique par solvant, l'analyse est faite dans les deux cas par chromatographie en phase gazeuse couplée au détecteur thermoionique (NPD).

L'évaluation de l'exposition à la fumée de tabac peut aussi être effectuée par le dosage de la nicotine et de son métabolite, cotinine, dans la salive, le sang et les urines.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

La fumée de tabac contient de nombreuses substances sous forme de vapeur et de particules. Le fait de fumer du tabac dans le milieu intérieur doit toujours être mentionné lors de l'investigation, parce que les concentrations de substances telles que le formaldéhyde, le benzène, le monoxyde de carbone sont plus élevées dans les maisons de fumeurs. Cette information est donc importante pour l'interprétation correcte des résultats d'analyses.

Le tabagisme étant un choix personnel, les ambulances de l'environnement ne mesurent pas la contamination par la fumée de tabac. Cet aspect intéresse plutôt les médecins et les chercheurs.

10. Le radon

Le radon est un gaz radioactif issu de la désintégration de l'uranium présent en quantité variable dans l'écorce terrestre. Il est inodore, incolore et insipide. Généralement, ce gaz se dilue rapidement dans l'atmosphère, mais lorsqu'il s'infiltré dans la maison, il peut s'y accumuler et parfois atteindre des concentrations inquiétantes. On estime qu'il est responsable de la moitié de la radioactivité naturelle.

Le radon existe sous trois formes :

- *le radon 219*, issu de l'uranium 235; il est, comme ce dernier, présent en très faible quantité. Comme sa demi-vie est inférieure à quatre secondes, il n'a pas le temps de parvenir à l'air libre et, de ce fait, ne représente pas un risque réel ;
- *le radon 220*, issu du thorium 232. Sa demi-vie, proche de la minute, fait qu'il ne constitue un danger que s'il est émis à partir des matériaux de construction présents dans un bâtiment occupé;
- *le radon 222*, issu de l'uranium 238. Sa demi-vie, égale à 3,8 jours, est suffisamment importante pour qu'une fraction notable de ce gaz puisse cheminer jusqu'au niveau du sol.

La figure 15 rappelle le nom et la demi-vie des descendants de l'uranium 238, créés par transformations successives après désintégration du noyau atomique et émission de particules (Alpha ou Bêta) ou de rayonnement électromagnétique (Gamma).

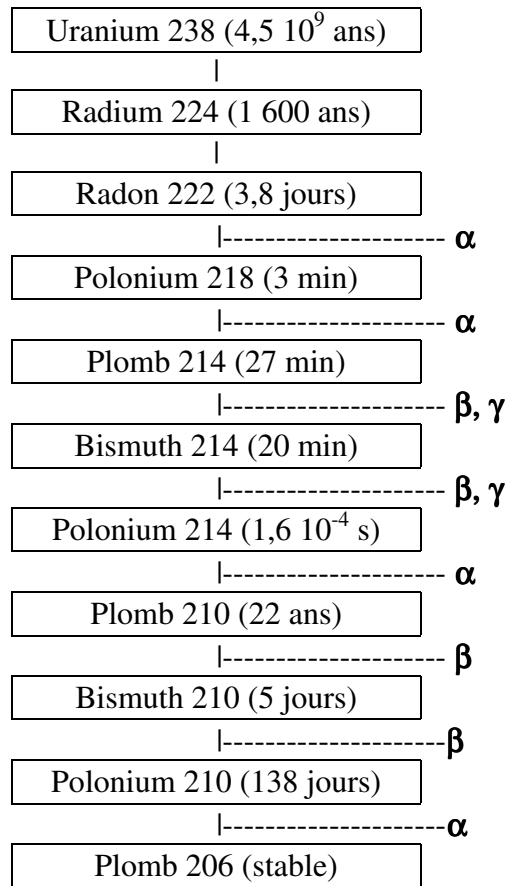


Figure 15 : Descendants de U^{238}

Sources de radon

Le radon présent dans les locaux habités peut avoir plusieurs origines :

L'air extérieur

La diffusion atmosphérique conduit en général à une dilution rapide du radon émanant du sol.

Les matériaux de construction

Dans les années soixante- septante, on employait des matériaux à forte teneur en uranium comme le phosphogypse, utilisé pour la fabrication de plâtre et de cloisons, le béton à base de schistes alumineux ou certains matériaux granitiques. Les matériaux de construction utilisés actuellement présentent des teneurs beaucoup plus faibles en uranium.

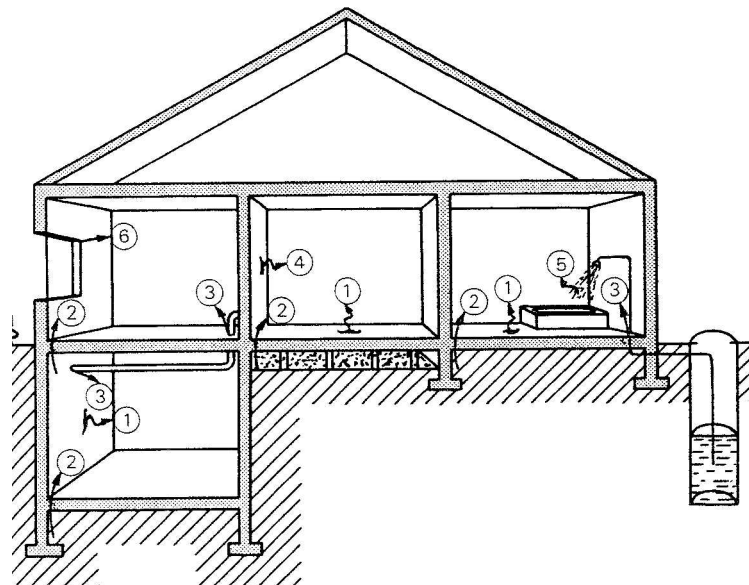
L'eau à usage domestique

L'uranium qui se trouve dans les roches situées au sein d'une nappe d'eau souterraine peut libérer le radon dans cette eau. Le radon, transporté par l'eau, peut ainsi se concentrer dans certaines sources ou certains puits. Ce danger ne concerne que les puits individuels situés dans des zones à forte teneur en radon 222.

Le sol

C'est de loin la source la plus importante. L'exhalaison de radon est fonction de la teneur du sol en uranium, mais également des possibilités de transfert du sol vers la surface, liées à la porosité et au degré de fissuration du sol.

La figure 16 montre les sources et voies de pénétration possibles du radon dans une habitation.



- | | |
|---|-----------------------|
| ① Fissures | } émanation
du sol |
| ② Joints entre parois | |
| ③ Points de pénétration des réseaux | |
| ④ Émanation des matériaux de construction | |
| ⑤ Émanation de l'eau à usage sanitaire | |
| ⑥ Air extérieur | |

Figure 16 : Sources et voies de pénétration du radon dans une habitation (Millet et Bienfait, 1991)

La concentration en radon varie au cours de la journée (plus élevée le matin), d'une saison à l'autre (plus élevée en hiver) et aussi en fonction des conditions météorologiques (plus élevée lors des basses pressions et lors du phénomène d'inversion de température).

On ne peut pas dire avec certitude *a priori* que telle ou telle maison aura des concentrations de radon dépassant les normes. Cela dépend de nombreux facteurs :

- concentration en uranium dans les roches sous la maison,
- possibilité de courants souterrains de radon,
- caractéristiques architecturales de la maison
- matériaux utilisés
- isolation
- ventilation, etc....

Les zones à risque en Belgique

A la fin des années 70, l'équipe de la Faculté Polytechnique de Mons sous la coordination du Service Géologique de Belgique dressa des cartes de la distribution de l'uranium et de la radioactivité totale en moyenne et haute Belgique à l'aide d'un détecteur fixé sur un véhicule tout-terrain. Ces documents fournissent les premiers éléments pour déterminer les zones à risques.

La Basse Belgique est essentiellement le domaine des sables, des argiles et des limons. Les sables sont pauvres en uranium tandis que les argiles, si elles contiennent parfois des quantités non négligeables d'uranium, constituent des écrans imperméables. Ces zones sont donc à très faible risque en ce qui concerne le radon.

La Moyenne Belgique est une région de transition entre la Basse Belgique et la Haute Belgique. Le socle de roches dures que l'on trouve en Ardenne est présent, mais souvent recouvert par des formations de limons. Ces étendues limoneuses, avec des concentrations en uranium peu élevées et à caractère imperméable accusé, sont des zones à faible risque.

Par contre, les rivières, en creusant leurs vallées, ont traversé cette zone de couverture limoneuse et sont arrivées sur un soubassement de roches plus dures, plus anciennes, analogues à celles que l'on trouve en Ardenne : grès et schistes. D'une part, ces roches peuvent contenir des teneurs en uranium plus importantes que leur couverture limoneuse ou sableuse ; d'autre part, les roches très dures du socle ont pu être fracturées et, par cela, devenir susceptibles de libérer du radon. Ces vallées constituent ainsi des zones où le risque potentiel est plus élevé que sur le plateau.

La Haute Belgique, pays de roches anciennes, fracturées, parfois riches en uranium, est la zone présentant le plus de risques.

Le Condroz est un paysage où alternent les calcaires et les grès. Une forte perméabilité de ce substrat et les circulations d'eau souterraine permettent le déplacement du radon.

La Famenne constitue une dépression schisteuse. Le schiste contient des quantités non négligeables d'uranium, mais les argiles qui couvrent ces roches sont imperméables et empêchent l'émanation de radon.

L'Ardenne est sculptée dans des roches anciennes dures : grès, schistes, qui contiennent de l'uranium en teneurs élevées. Ces roches ne sont pas recouvertes par des couches épaisses de roches de couverture : rien n'empêche le radon de se dégager.

La Gaume est constituée de calcaires et de marnes (mélange de calcaire et d'argile) dont les teneurs en uranium sont basses. Ce mélange provoque également un colmatage des fissures. C'est une zone à risque radon plus faible qu'en Ardenne, analogue au nord du pays.

C'est surtout le sud du pays qui est exposé au radon, et plus particulièrement les Ardennes, le Condroz et l'Entre-Sambre-et-Meuse, la ville de Visé, mais également quelques sites du Brabant wallon notamment Court-St-Etienne et Villers-la-Ville.

En effet, la concentration moyenne est de 40Bq/m³ pour la Flandre, contre 80Bq/m³ pour la Wallonie.

En raison de la caractéristique géologique de la Province de Luxembourg et de la préoccupation croissante pour les questions liées à la santé et l'environnement, le premier Centre d'Etudes du Radon a été ouvert à Bastogne en 1989. Entre les années 1990 et 1996, au cours de quatre campagnes de mesures de radon dans les écoles, les bâtiments publics et les habitations privées, 3000 tests ont été réalisés par la méthode du détecteur de traces à long terme.

Ces campagnes ont permis de dénombrer les habitations présentant des taux de radon trop élevés :

- 175 ont un taux situé entre 400 et 800 Bq/m³
- 103 ont un taux supérieur à 800 Bq/m³

En extrapolant ces données, on peut estimer que, dans la Province de Luxembourg, 1000 à 1500 habitations auraient un taux de radon supérieur à 800 Bq/m³.

Les arrondissements les plus touchés sont Bastogne et Neufchâteau, et plus particulièrement les communes de : Houffalize, Bertogne, Fauvillers, Vielsalm, Vaux-sur-Sûre, Bastogne, Saint-Hubert, Daverdisse et Bertrix.

Dans l'annexe 2 est présenté un tableau récapitulatif des mesures de radon menées dans la province de Luxembourg.

L'action ne se limite pas à la mesure ; les maisons qui ont un taux élevé reçoivent la visite d'un expert du service technique provincial pour faire un diagnostic et donner des conseils de remédiation.

Effets du radon sur la santé

Le radon, qui a une demi-vie de 3,8 jours, donne des descendants tels que le polonium 218 et le polonium 214 (voir schéma figure 1). Ces descendants, eux-mêmes radioactifs mais non gazeux, ont tendance à se fixer sur les particules fines dispersées dans l'air. Une fois inhalées, elles vont se déposer sur les bronches et sur les parois des poumons.

Les rayonnements alpha et bêta, émis lors de désintégrations successives de descendants du radon, provoquent une irradiation interne. Le poumon et le tissu adipeux reçoivent les doses les plus élevées. Le tissu adipeux n'étant pas radiosensible, on se préoccupe surtout des voies respiratoires.

Les effets liés à l'exposition au radon sont de nature probabiliste ; c'est pourquoi on utilise la notion de risque. Le risque de développer un **cancer du poumon** n'est pas nul à faible dose, mais il croît avec la concentration de radon et la durée d'exposition.

Des études épidémiologiques menées sur les mineurs des mines d'uranium ont mis en évidence une fréquence de cancer du poumon supérieur à la normale. Certaines autres études (par exemple Edlin, Stockwel *in* Déoux, 1997) ont montré une augmentation du risque de cancer broncho-pulmonaire chez les habitants de régions ayant les taux élevés de radon. D'après les études internationales, le radon serait responsable de 10 % des cancers du poumon. Le risque encouru par des fumeurs exposés au radon est beaucoup plus grand car les effets nocifs du tabac et du radon se renforcent l'un l'autre.

L'IARC classe le radon et ses produits de filiation dans le groupe 1 : cancérigène pour l'homme.

Réglementation

Il n'existe à l'heure actuelle aucune norme obligatoire en matière de radon, ni en Belgique ni au niveau européen. L'Union européenne recommande toutefois que les concentrations restent inférieures à 400 Bq/m³ dans les maisons existantes, et 200 Bq/m³ dans les nouvelles habitations. Cette recommandation a été adoptée par la Belgique.

Un arrêté du Gouvernement wallon du 8 mars 1994 permet l'accord d'une prime de réhabilitation aux habitations où l'on mesure plus de 400 Bq/m³.

Les Etats-Unis, la Suède, la Grande Bretagne ont fixé le seuil critique nécessitant une intervention à 150 Bq/m³ pour une construction neuve et à une valeur située entre 150 et 500 Bq/m³ pour un bâtiment ancien.

Pour les matériaux de construction, il n'existe aucune norme.

Recommandations

Les techniques de remédiation se classent en deux groupes :

1. Celles traitant la cellule habitée visent à diluer la concentration en radon (augmentation de la ventilation) ou à annuler la dépression du bâtiment (ventilation par insufflation).
2. Celles traitant l'interface entre le sol et le bâtiment empêchent la pénétration du radon dans le bâtiment.

Il faut par exemple :

- obturer les fissures dans la dalle de sous-sol ;
- rendre étanches la dalle de sous-sol, les murs et les joints des caves (mastic au silicone, feuille de plastic, bitume) ;
- rendre étanche le sol entre les caves et le rez-de-chaussée ;
- éviter des matériaux comme les plâtres à base de phosphogypse.

Les moyens consistant à couvrir un sol en terre battue et à obturer les fissures et les orifices sont en général insuffisants, mais s'avèrent nécessaires pour mettre en œuvre efficacement toute autre technique. Ces techniques, telles que l'aspiration sous la dalle, l'aspiration par tuyau de drainage ou la ventilation des murs de parpaing, sont assez efficaces, mais aussi plus compliquées et plus chères. En général, le choix d'une méthode dépendra des caractéristiques propres de la maison, du taux de radon et des voies par lesquelles le radon pénètre dans la maison.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Il existe de nombreuses méthodes actives ou passives de piégeage du radon qui seront choisies selon les objectifs.

Les mesures à court terme sont utilisées pour indiquer les bâtiments ou les locaux de la maison dans lesquels les concentrations de radon sont trop élevées. Elles permettent aussi d'identifier les voies d'entrée de radon dans la maison.

Les mesures à long terme donnent une estimation plus exacte de l'exposition réelle.

Les analyses en continu fournissent des informations sur la variabilité dans le temps de la concentration de radon.

Les méthodes de mesure du radon et de ses descendants se basent principalement sur la détection du rayonnement alpha ; peu d'entre elles sont celles basées sur la détection des rayonnement gamma ou bêta.

Méthodes classiques

Détecteur à scintillation

C'est un des appareils les plus vieux et les plus fiables de détection du radon. Il existe sous plusieurs formes et peut être utilisé pour des mesures instantanées ou des mesures continues. La forme la plus connue est la cellule de Lucas.

Généralement, le détecteur à scintillation est constitué d'un cylindre en métal équipé d'une soupape d'admission et d'une soupape d'échappement, montées sur la même extrémité. La surface interne du cylindre est recouverte d'une poudre de ZnS(Ag) qui est un scintillateur très efficace pour les particules alpha. L'échantillon d'air est introduit dans le cylindre ; les particules alpha présentes dans l'air provoquent une émission de lumière qui est détectée par un photomultiplicateur, capable en général de fournir une impulsion électrique pour chaque photon

absorbé par effet photoélectrique sur la surface photosensible. Grâce à un calibrage adéquat, la concentration de radon peut ainsi être déterminée.

Capteur passif au charbon actif

Le charbon actif est contenu dans un flacon en plastique. Le radon qui diffuse à travers la gaze protectrice est adsorbé par le charbon actif. Grâce à l'utilisation de filtre de diffusion, le taux d'adsorption du radon est proportionnel à sa concentration dans l'air. Le radon adsorbé est ensuite mesuré au laboratoire par une technique nucléaire (scintillateur liquide).

Cette méthode a l'avantage d'être rapide ; on l'utilise donc comme première approche pour voir si des mesures à plus long terme seront nécessaires. Elle présente cependant deux inconvénients :

- la mesure doit être limitée à 24 heures à cause de l'humidité ;
- le résultat est peu précis car il ne tient pas compte des variations dans le temps.

Détecteur solide de traces

C'est un film plastique qui conserve les changements causés par le passage des particules alpha. Les matériaux le plus souvent utilisés sont : le film de nitrate de cellulose (LR-115), le plastique de polymère de thermostet (CR-39) et le plastique de polycarbonate (Macrofol). Le pot contenant ce film est déposé dans la pièce à investiguer pendant un temps relativement long : 3 à 6 mois. L'air entre dans ce pot par diffusion.

Un traitement chimique basé sur le principe de la révélation d'un film photographique -par exemple, un traitement à la soude- fait apparaître des traces ponctuelles que l'on compte au microscope optique ou à l'aide de compteurs automatiques spécialisés. Le nombre de taches constitue une mesure de la concentration en radon.

Le détecteur solide de traces est un appareil peu coûteux, facile d'emploi et donne des mesures intégrées, précises et fiables. L'inconvénient est qu'il ne donne pas de résultats sur place, mais doit être envoyé au laboratoire.

Détecteur à électret

L'électret est un corps dans lequel les molécules conservent une orientation donnée par les lignes de force d'un champ magnétique. Les propriétés de l'électret de maintenir la charge et le potentiel associé sont employées dans le détecteur passif de radon. Le détecteur consiste en un électret, généralement en Teflon aluminisé, placé dans une boîte en plastique. Les particules alpha présentes dans l'air ambiant diffusent dans la boîte et provoquent le déchargement de l'électret proportionnellement à la concentration en radon. La différence de potentiel de l'électret avant et après l'exposition constitue la base de détermination du taux de radon. Ce type de détecteur est rechargeable, il peut donc être utilisé plusieurs fois. L'autre avantage est que le traitement en laboratoire n'est pas nécessaire. Il est cependant sensible à l'humidité et aux radiations ionisantes autres que le radon ; ces facteurs peuvent influencer la performance de l'appareil.

Détecteur électronique - "Alpha-card"

Les alpha-cards sont des appareils portables qui mesurent directement l'émission radioactive du radon quand ce dernier se pose sur une surface électroniquement sensible aux particules émises par le radon et ses descendants solides. Un grand nombre et une grande variété de détecteurs électroniques est aujourd'hui disponible. L'air entre par diffusion ou est aspiré par une pompe. L'enregistrement et le transfert des données vers un ordinateur sont, en général, possibles. Ces appareils, très précieux dans les investigations détaillées, sont cependant coûteux et ne conviennent donc pas pour les études à grande échelle.

L'évaluation de l'exposition des habitants au radon doit prendre en compte la grande variabilité de sa concentration dans le temps. Cette concentration dépend à la fois de la saison, de la période de la journée, des conditions atmosphériques, des caractéristiques du bâtiment, des habitudes de vie des personnes, etc. Pour cette raison, les mesures de longue durée, idéalement d'un an ou plus, sont préférables à des mesures ponctuelles pour une estimation globale de l'exposition. Lorsqu'on effectue des mesures sur une période inférieure à un an, il est préférable de le faire pendant la saison froide, lorsqu'on aère moins ; le résultat risque de surestimer légèrement l'exposition réelle, mais cela vaut mieux que de la sous-estimer.

Les capteurs doivent toujours être placés dans les pièces où les habitants séjournent : le salon, la chambre à coucher, le bureau, etc. L'installation du capteur dans des pièces peu fréquentées ou dans la cave ne refléterait pas l'exposition réelle des individus.

Si les budgets de l'étude le permettent, un système de type "Alpha-card" s'avère une bonne méthode d'investigation. Le détecteur solide de traces reste cependant un appareil de choix pour estimer l'exposition des habitants.

11. Les champs électromagnétiques

Tout courant électrique, tant celui qui circule dans les lignes à haute tension que celui qui alimente les appareils électroménagers, engendre un champ électrique et un champ magnétique. L'association de ces deux champs orthogonaux crée ce que l'on appelle un champ électromagnétique.

Le champ électrique naît de l'écart de potentiel entre le conducteur et le milieu environnant. Ce champ est proportionnel à la tension (220 volts dans les maisons européennes), et se mesure en volts par mètre. Son intensité dépend de la tension et de la distance à la source. Il est modifié par n'importe quel objet conducteur : les murs d'une maison, la végétation, etc.

Le champ magnétique est induit par le mouvement des électrons lors du passage du courant dans un conducteur. Il dépend de l'intensité de ce courant et de la distance au conducteur. L'unité légale d'intensité de champ magnétique dans le système international est l'Ampère par Mètre, mais l'induction magnétique liée au champ magnétique s'exprime habituellement en Gauss ou en Tesla (un Tesla égale 10^4 Gauss). Le champ magnétique traverse sans être modifié tous les corps organiques (bois, feuille, peau, etc.), une grande partie des roches (pierre, brique, ciment, etc.) et la plupart des métaux. En revanche, il est modifié par les métaux dit ferromagnétiques (fer, nickel, cobalt) et par beaucoup de leurs alliages (aciers simples, aciers inox, céramiques dites ferrites...).

Sources des champs électromagnétiques dans l'environnement

L'environnement électromagnétique naturel est la résultante de deux phénomènes géophysiques : le magnétisme terrestre et l'électromagnétisme de la haute atmosphère (principalement le vent solaire formé de radiations et de particules chargées). L'intensité totale du champ géomagnétique varie de 60 μ Tesla près des pôles à 30 μ T à l'équateur. Le champ magnétique naturel est de type continu. Le potentiel électrique de l'atmosphère crée un champ électrique continu de l'ordre de 100 à 150 V/m.

L'environnement électromagnétique artificiel. Ces dernières années, on a assisté à une augmentation sans précédent du nombre et de l'éventail des sources de champs électriques et magnétiques, utilisées à des fins individuelles, industrielles et commerciales. En trente ans, la densité des ondes électromagnétiques dans notre environnement a été multipliée par cent; les risques potentiels pour la santé de l'homme en sont ainsi accrus.

Deux types de pollution électromagnétique peuvent être présents dans une habitation :

- les champs électromagnétiques dont l'origine est extérieure à l'habitation :
 - les lignes de transport et de distribution de l'électricité à haute et à moyenne tensions;
 - les stations de transformation;
 - les antennes relais de transmission de radiotéléphones et de télévision;
- les champs électromagnétiques liés à l'installation électrique et aux appareils de l'habitation elle-même :
 - l'installation électrique de l'habitation ;
 - les appareils électroménagers.

Au cours des trente dernières années, les réseaux de transport et de distribution de l'électricité se sont considérablement développés en Belgique. On observe notamment une augmentation de 336 % pour le réseau de transport à très haute tension. Pour le réseau de distribution haute tension (de 30 kV et moins) l'augmentation est de 112 % et de 43 % pour le réseau basse tension.

Une comparaison entre la production et la consommation d'électricité par province nous donne une autre indication : plus le rapport entre ces deux valeurs sera différent de l'unité, plus la région concernée demandera l'implantation de lignes à haute tension. C'est malheureusement le cas pour toutes les provinces du pays (voir annexe 3).

L'enquête sur la qualité de l'habitat en Wallonie, réalisée par le Ministère du Logement de la Région Wallonne en 1994/1995, a révélé un mauvais état de l'installation électrique dans 13,5% de logements de la province de Luxembourg. Cela peut s'avérer dangereux pour les habitants, et même en dehors de danger, augmente une exposition aux ondes électromagnétiques.

Effets des ondes électromagnétiques sur la santé

Alors que le champ électrique est très facilement arrêté dans le cas des très basses fréquences (ELF), le champ magnétique pénètre presque partout et donc aussi dans le corps. C'est une des raisons pour lesquelles on admet que si un effet biologique se produit, il est dû au champ magnétique, et non au champ électrique. Quand son intensité varie, le champ magnétique induit un courant électrique dans tout conducteur, notamment le corps humain. En revanche, lorsqu'il est statique, comme l'est le champ magnétique terrestre, il n'a aucun effet.

11.1. Les fréquences extrêmement basses (E.L.F.)

Le champ magnétique émis par la plupart des installations électriques (lignes de transport et de distribution de l'électricité, appareils électroménagers) varie avec une fréquence de 50. Hz en Europe Il peut produire des effets très divers.

- **Effets biologiques bénéfiques** : cicatrisation plus rapide des brûlures, cicatrisation plus aisée des fractures, amélioration de l'état des malades souffrant de problèmes circulatoires dans les extrémités.
- **Action sur le métabolisme de la membrane cellulaire.** L'un des mécanismes qui méritent des recherches approfondies concerne les processus d'échange entre les milieux intra- et extra-cellulaires. Des observations faites, pour la première fois par Adey (1982 *in* Comblin, 1994) aux Etats-Unis, ont montré que dans certaines fenêtres de fréquences ELF, les champs magnétiques pouvaient modifier les flux d'ions calcium traversant des membranes cellulaires. Ces ions sont des messagers très importants en particulier dans les transmissions neuromusculaires. Des études menées en Allemagne par les professeurs J.Schimmelpfeng et H.Dertinger (1993 *in* Comblin, 1994) ont montré l'augmentation des taux de cAMP, une molécule connue pour son implication dans la prolifération cellulaire, sous l'action d'un champ électromagnétique ELF.
- **Influence sur les rythmes circadiens.** Un des effets qui a été mis en évidence à la fois sur les animaux et sur l'homme est celui qui a trait au cycle éveil-sommeil, un des rythmes circadiens. Ces rythmes sont liés à la sécrétion de l'hormone appelée mélatonine, par l'épiphyse, une glande endocrine située derrière les hémisphères cérébraux. Cette glande agit sur de nombreuses fonctions et synchronise les réactions physiologiques de l'organisme à certaines conditions environnementales. La sécrétion de mélatonine se produit selon le rythme journalier et, du fait du rôle d'inhibition de la lumière, présente un pic nocturne. Des perturbations de ce cycle peuvent changer les relations de synchronisation avec d'autres rythmes circadiens du corps et, par exemple, engendrer des dépressions. Un dysfonctionnement du système circadien peut aussi affecter la sensibilité aux médicaments.
- **Effets carcinogènes.** La glande pinéale et les niveaux élevés de mélatonine sont connus pour leur capacité à empêcher la formation de cancers de la peau et de certains cancers du cerveau. Cette inhibition est la plus efficace pendant la phase de promotion. Les champs électromagnétiques, par diminution du taux de sécrétion de mélatonine, peuvent agir comme promoteurs du cancer. Dans un travail de Lyle et al (1986 *in* Comblin, 1994), il a été mesuré que des champs électriques pulsés à 60 Hz, de 0,1 à 10 mV/cm affaiblissent de 20 % l'effet des T-lymphocytes qui attaquent spécifiquement les cellules cancéreuses. Cet effet augmente avec l'intensité.
A ce jour, plus de 100 publications traitent du rapport entre les champs électromagnétiques de fréquence extrêmement basse et le cancer. Trois aspects y sont plus

particulièrement étudiés : l'exposition résidentielle et le cancer de l'enfant, l'exposition résidentielle et le cancer de l'adulte, et l'exposition professionnelle et le cancer.

Le rapport de l'EPA (Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis) d'octobre 1990 concluait que ce sont les études sur les enfants qui apportent "la plus forte évidence qu'il y ait une relation causale entre les champs électromagnétiques E.L.F. et certaines formes de cancer, particulièrement les leucémies et les cancers du système nerveux".

- **Anémie sidéropénique (ferriprive).** Certaines observations non publiées ont rapporté que les personnes habitant à proximité des lignes à haute tension développent une anémie sidéropénique. Le manque du fer serait dû à une carence en magnésium, l'oligo-élément qui facilite l'absorption du fer dans l'intestin et qui est nécessaire dans le processus de formation des globules rouges dans la moelle osseuse.

11.2. Les radiofréquences

Les appareils, comme le four à micro-ondes, l'écran d'un téléviseur, les téléphones portables, les radars, engendrent un champ magnétique de fréquence beaucoup plus élevée que les 50 Hz du secteur électrique : il s'agit en général de plusieurs dizaines de GHz.

Ce qui distingue clairement les radiofréquences des champs ELF, c'est leur énergie nettement plus élevée, qui entraîne des effets spécifiques lors de leur absorption par un être vivant. Il peut s'agir d'effets thermiques ou non-thermiques : il est d'ailleurs souvent difficile de ranger avec certitude un effet observé dans l'une ou l'autre catégorie.

En ce qui concerne les effets thermiques, ils sont déterminés par le taux d'absorption spécifique (TAS), qui représente la quantité d'énergie rayonnante absorbée par unité de masse d'un tissu vivant (watts par mètre).

Les effets athermiques se produisent déjà à de très faibles intensités et sont difficiles à étudier. Les études cliniques montrent des troubles réversibles liés, pour la plupart, à des désordres neurovégétatifs (fatigabilité, asthénie, troubles du sommeil...).

Les études sur les animaux conduisent à des résultats divers et parfois contradictoires.

Toutefois, des effets sont de plus en plus reconnus au niveau du système nerveux (modifications comportementales, altération de l'électroencéphalogramme), du système cardio-vasculaire (modification du rythme cardiaque et de la tension artérielle), de la composition du sang et du système immunitaire.

Un petit nombre de personnes (0,1 à 1 % de la population totale) présentent une hypersensibilité aux champs électromagnétiques, pour des fréquences spécifiques et pour des intensités très faibles. Ces hypersensibilités peuvent être déclenchées par des expositions préalables à des agents chimiques tels que des pesticides (allergènes).

Les différents symptômes ont été observés : maux de tête, fatigue chronique, dépression et faiblesse musculaire.

Réglementation : normes, législation, distances de sécurité

Pour les radiofréquences, c'est le seul effet thermique qui a dicté la recommandation de 10 mW/cm^2 depuis 1984. Pour les champs électromagnétiques à 50/60 Hz, c'est la densité des courants induits dans la tête et le tronc qui, à court terme, ne doit pas excéder 10 mA/m^2 .

La limite pour la population générale est ainsi fixée à $100 \text{ } \mu\text{T}$ par l'IRPA (International Radiation Protection Association). Or, de nombreuses études épidémiologiques ont déjà relevé une augmentation du risque de cancer pour des champs magnétiques de l'ordre de 0,1 à $0,2 \text{ } \mu\text{T}$.

En Suède, il existe déjà une norme pour les ordinateurs : la norme MPRII. Un ordinateur ne peut émettre plus de 2,5 mG à 50 cm. En France et en Belgique, on indique 1000 mG comme norme sans danger !

Normes belges. L'arrêté ministériel du 20 avril 1988 limite les valeurs du champ électrique non perturbé, généré par une installation de transport ou de distribution de l'énergie électrique aux valeurs suivantes, mesurées à 1,5 m du sol ou des habitations :

- 5 kV/m dans les zones habitées ou qui sont destinées à l'habitat dans les plans de secteur ;
- 7 kV/m lors de surplombs de routes ;
- 10 kV/m dans les autres lieux.

Le 10 mai 2000, le ministre wallon de l'Environnement a fixé une norme en matière d'implantation des antennes GSM : l'émission d'ondes est limitée à 3 V/m pour le champ électrique et à 24 mW/m^2 pour la densité de puissance du champ magnétique.

Un grand nombre de mesures de champs électromagnétiques dans les habitations et bâtiments industriels, réalisées en France et en Belgique ont permis de tirer quelques conclusions d'ordre général :

- les pollutions électriques domestiques sont peu importantes comparativement aux pollutions par les lignes T.H.T. (Très Haute Tension);
- les pollutions électriques domestiques sont toutes maîtrisables (mise à la terre, utilisation de câbles blindés, éloignement des sources pendant le sommeil), tandis que les pollutions externes liées aux lignes T.H.T. ne sont pas maîtrisables; il s'agit là d'un principe de droit;
- les champs mesurés dans les habitations surplombées par une ligne à très haute tension, ou simplement voisines d'une telle ligne, peuvent être de l'ordre de 450 fois le champ électrique naturel et 1 120 fois le champ d'induction magnétique naturel; aucune protection n'est possible.

Recommandations générales concernant les champs électromagnétiques

1. Toute habitation doit posséder une excellente mise à la terre. Les appareils électriques et certains luminaires doivent être mis à la terre.

2. Utiliser des câbles blindés électriques et magnétiques.
3. Préférer les interrupteurs bipolaires, surtout en dessous des chambres à coucher.
4. Eloigner à 1,50 m du lit : les réveils électriques, les chaînes HI-FI, les lampes de chevet et les cordelières de raccordement à deux conducteurs jumelés.
5. Eloigner toutes les allonges électriques du lit.
6. Ne pas laisser fonctionner les couvertures chauffantes pendant le sommeil (champs de l'ordre de 200 à 300 V/m et 15 mG). Veiller à les débrancher de la prise.
7. Découpler du réseau tous les appareils qu'on n'utilise pas.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

L'analyse des ondes électromagnétiques dans les bâtiments ne peut évidemment être réalisée que sur le site même, avec des instruments portables. Elle s'avère assez complexe car non seulement il faut analyser les rayonnements électromagnétiques de hautes et basses fréquences émis par diverses sources, mais il convient également de prendre en compte les rayonnements vagabonds générés par les courants alternatifs cheminant dans le sol et dans les murs et ayant pour origine des défauts d'installation ou de raccordement du réseau électrique, des fuites ou des courants induits dans des éléments métalliques. L'identification des sources étant essentielle pour proposer un assainissement adéquat, on ne peut se contenter d'une mesure au milieu de la pièce : le rayonnement électromagnétique doit être mesuré à proximité de chaque appareil électrique et des câbles du réseau.

Méthodes classiques

La mesure des champs électriques est basée sur celle d'une différence de potentiel générée aux bornes d'un condensateur formé par un dipôle dont la distance séparant ses plaques est bien connue.

La mesure des champs d'induction magnétique est basée sur l'emploi d'une magnétorésistance à très haute sensibilité ou d'une bobine sensible aux variations de flux engendrées par la présence d'un champ alternatif.

Le choix des appareils est assez vaste ; et dépend de la fréquence des ondes à étudier. A titre d'exemple, on peut citer quelques instruments commerciaux.

Pour les basses fréquences, il existe de simples appareils avertisseurs qui indiquent le dépassement d'un niveau de tolérance. Ils sont légers, petits et faciles d'emploi, mais ne doivent être considérés que comme de simples avertisseurs et non comme de réels appareils de mesure. Ainsi, l'instrument MAGELAN de Pirenne & Ooms indique les valeurs limites selon les nouvelles normes suédoises d'émissions ELF qui fixent les limites d'exposition de l'être humain à 2mG en champ magnétique et à 5 – 16 V/m en champ électrique alternatif à 50 Hz.

L'instrument ELECTROSMOG TESTER de Unitec, quant à lui, indique plus qu'un dépassement, puisqu'il permet de situer l'induction magnétique sur une échelle à 5 niveaux entre 0 et 20 mG.

D'autres appareils, comme MAGELAN PLUS ou EFM 130, fournissent les valeurs des champs magnétiques et électriques à 50 Hz, dans des gammes suffisamment larges pour

appréhender les problèmes de pollution intérieure (gammes typiques : 0,01 à 400 mG pour le champ magnétique, 0,1 à 4 000 V/m pour le champ électrique, avec une résolution de l'ordre du dixième de pourcent.

Les appareils hautes fréquences sont destinés à mesurer les densités de puissance des rayonnements électromagnétiques générés par les émetteurs radio, les téléphones cellulaires et leurs antennes-relais, les fuites de fours à micro-ondes, etc.

L'appareil CHAUVIN-ARNOUX CA-43, par exemple permet une mesure isotrope (dans toutes les directions) dans une plage de fréquences de 100 kHz à 2,5 GHz.

Ici encore, il existe de petits appareils de détection de seuils, comme les petits appareils de détection de fuite des fours à micro-ondes ou même le téléphone cellulaire lui-même qui peut servir d'appareil de mesure, pour un opérateur GSM donné émettant à une certaine fréquence, puisqu'il fournit une indication du niveau de réception.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

Les matériaux de construction tels que le bois, la tuile et le béton conduisent les champs électriques vers la terre, si bien que les murs ont normalement un effet protecteur. Si toutefois il se trouve dans une maison des câbles électriques insuffisamment isolés (par exemple de vieux câbles ou des réseaux poreux), certaines zones des parois ou des poutres en bois peuvent diffuser sur toute leur longueur de forts champs électriques dans toute la pièce. Les lignes de champ magnétique par contre traversent sans difficulté les murs, le sol et aussi le corps humain.

Le corps du manipulateur influençant déjà fortement le parcours des lignes de champs électriques, le bon positionnement des appareils de mesure est essentiel. L'appareil doit être maintenu à environ 30 à 50 cm du buste, tenu par un manche isolant s'il en est pourvu. Il doit être lentement approché de la source.

Dans le cas d'un champ magnétique, la présence de l'opérateur n'a pas d'effet sur celui-ci. Par contre, la bobine inductrice de la plupart des appareils est dépendante de l'orientation du champ. Cela signifie que les valeurs de champ magnétique vont varier selon la direction. Il est donc conseillé de tester toutes les orientations dans la pièce et de rechercher les valeurs minimales et maximales. D'une façon générale, le parcours des lignes magnétiques est très sinueux. La source d'un champ magnétique ne se situe donc pas dans le prolongement direct d'une ligne magnétique. Afin de localiser précisément la source, il faut suivre le parcours exact des lignes magnétiques.

Il ne suffit pas de regarder la pièce elle-même ; il faut aussi vérifier les pièces voisines. Tous les câbles non blindés qui passent dans les murs, au-dessus ou en dessous de la pièce peuvent engendrer un champ magnétique important. Un téléviseur émet un champ magnétique plus important derrière que devant l'écran. Son intensité peut être, de ce fait, plus grande dans la chambre à côté.

12. Les acariens

Parmi les particules susceptibles d'être inhalées par l'homme dans les bâtiments, les micro-organismes constituent des "particules viables", par opposition aux "particules inertes", chimiques ou minérales. Dans les habitations, les micro-organismes animaux les plus connus sont les acariens. Ces insectes microscopiques (400 µm) s'y installent préférentiellement dans les matériaux textiles, notamment les matelas et les tapis. On peut également les retrouver dans des canapés, des jouets en peluche, des vêtements. Ils sont présents dans des encoignures et dans les rainures des planchers où peut s'accumuler une fine poussière et où l'humidité relative peut être plus élevée. C'est souvent dans les chambres à coucher que leur concentration est la plus importante. La présence prolongée des habitants durant la nuit engendre une humidité relative qui favorise leur prolifération, et les sécrétions corporelles constituent leur alimentation.

Il existe une corrélation entre la durée de vie des acariens et le degré hygrométrique : leur développement est optimal dans des atmosphères dont l'humidité relative est située entre 50 et 80 %, et ils ne peuvent survivre en atmosphère sèche. Les acariens aiment aussi la chaleur et se reproduisent plus volontiers à une température de 25°C, mais se développent bien également à 21°C si le taux d'humidité est de 60%. Par contre, s'il ne fait que 15°C, l'humidité nécessaire à leur développement devra monter à 75%.

Effets sur la santé

Les acariens sont hautement allergisants et peuvent provoquer des crises d'asthme bronchique chez des personnes allergiques.

Les pourcentages de tests cutanés positifs aux acariens ont été comparés chez un groupe de 700 enfants vivant en bord de mer, à Martigues, où la teneur moyenne en allergènes majeurs d'acariens était de 15,8 µg par g de poussière et chez 200 enfants vivant en altitude, à Briançon, dans un milieu très pauvre en acariens (en moyenne 0,36 µg/g). Quatre pour cent des enfants briançonnais étaient sensibilisés aux acariens contre 16 % des enfants résidant à Martigues.

A partir d'études comparatives de populations vivant en bord de mer et en altitude, il a été observé, tant chez l'adulte que chez l'enfant, une prévalence moindre de rhinite per-annuelle et d'asthme en altitude.

Une différence significative a été trouvée pour les classes de l'Acarex-test entre les échantillons de poussières provenant d'habitats de personnes sans symptôme et ceux d'habitats où les occupants manifestaient des symptômes. Parmi 48 patients ayant un asthme et une allergie aux acariens, ceux qui nécessitaient un traitement anti-asthmatique quotidien présentaient en moyenne un taux d'antigènes P I de 10,8 µg dans la poussière de leur habitat. A l'inverse, lorsque la teneur en allergènes d'acariens diminue, l'asthme et la rhinite s'améliorent. Ceci a pu être observé chez des groupes d'enfants asthmatiques allergiques aux acariens au cours de séjours climatiques en altitude ou à la suite de la mise en œuvre d'importantes mesures de lutte anti-acariens au domicile de patients sensibilisés.

Les allergènes d'acariens semblent être plus puissants que les autres allergènes présents dans les maisons, comme le chien ou le chat.

Recommandations

1. Utiliser des housses entourant hermétiquement le matelas.
2. Laver les couettes toutes les semaines.
3. Utiliser les matelas en latex naturel.
4. Eviter les tapis, rideaux, animaux en peluche.
5. Pour dépoussiérer, utiliser des chiffons mouillés ; le seul effet de plumeaux ou de chiffons secs est de mettre la poussière en suspension dans l'atmosphère.
6. Diminuer le taux d'humidité à moins de 50 %.
7. Le remplacement de la literie, de l'ameublement et des tapis permet d'éliminer rapidement les acariens. Cependant, l'infestation des nouveaux substrats textiles réapparaît en moins d'un an d'utilisation, à partir d'un réservoir d'acariens non éliminé.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Bien que l'exposition de courte durée à des concentrations élevées d'acariens soit cliniquement plus conséquente, il est conseillé de prélever l'air durant 2 à 24 heures. La raison de cette longue durée d'échantillonnage est que les acariens ne sont pas présents dans l'air ; la plupart de leurs allergènes sont attachés à leurs matériaux fécaux qui se trouvent abondamment dans la poussière. En conséquence, l'échantillon le plus adapté à l'analyse est la poussière et l'appareil utilisé est le respirateur équipé d'un sac ou d'un filtre spécial.

Les endroits préférés pour l'échantillonnage sont :

- le matelas : on aspire la surface supérieure pendant 2 minutes ;
- le sol sous le lit et le sol du salon sur surface de 2 à 4 m² ;
- les canapés et les fauteuils en tissu.

Méthodes de comptage

Après séparation de la poussière par flottation ou par suspension, les nombres et les espèces d'acariens sont déterminés au microscope.

La présence de plus de 100 acariens par gramme de poussière constitue un risque de sensibilisation, alors que celle de plus de 500 acariens par gramme de poussière peut provoquer des crises d'asthme chez les personnes allergiques.

Cette méthode n'évalue cependant pas les allergènes, c'est-à-dire la principale cause des allergies, parce que les matériaux fécaux et les acariens décomposés ne sont pas quantifiés.

Les méthodes immunochimiques mesurent mieux les allergènes et leur puissance allergénique. Ce sont par exemple :

- RAST (Radio-Allergo-Sorbent Technique),
- RIE (immunoélectrophorèse),

- RIA (immunoradioinhibition),
- ELISA (Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay).

La limite de détection est en général de 10-20 ng allergènes par gramme de poussière.

Méthode indirecte : indicateurs chimiques de la présence d'acarariens

Une évaluation indirecte peut être faite par la mesure de la guanine, un produit excrété par les acariens et les arachnides. L'intensité de la coloration obtenue est mesurée par spectrophotométrie. Cette méthode, simple et économique, n'identifie pas les espèces d'acariens et est moins sensible et moins fiable que le test ELISA.

Les méthodes spécialisées étant très coûteuses, en pratique les tests simples et peu coûteux, tels que Acarex-test ou Aclotest, basés sur la mesure colorimétrique de la guanine, s'avèrent, selon certaines études, suffisants pour évaluer le risque. La valeur limite de 2000 ng d'allergènes par gramme de poussière a été proposé pour les personnes sensibles et asthmatiques.

3. Les moisissures

Les moisissures sont des champignons microscopiques qui s'étalent sur les matières organiques. Quelques moisissures sont parasites des végétaux ou des animaux, mais la plupart sont saprophytes (elles se développent sur des milieux non vivants).

Le développement de moisissures sur une surface ne se produit que dans des conditions favorables. Il faut notamment :

- une quantité d'oxygène suffisante,
- une température adéquate ; la température optimale pour un développement rapide se situe entre 5 et 25°C,
- un substrat nutritif approprié,
- une humidité suffisante.

Les endroits présentant une accumulation de salissures ou de poussières, certaines sortes de papiers peints et surtout la colle cellulosique avec laquelle ils sont posés, ainsi que certains types de peintures semblent être de bons fonds nourrissants pour les moisissures.

L'eau est une condition essentielle au développement des moisissures. Sept facteurs peuvent être à l'origine de l'humidité d'un bâtiment :

- l'infiltration d'eau de pluie, par exemple par les pores des matériaux, par des fissures, des micro-fissures, des joints non étanches, etc.
- la succion d'eau dans le sol,
- l'absorption d'eau par les matériaux lors de la construction,
- l'hygroscopicité, c'est-à-dire l'absorption de l'humidité contenue dans l'air,
- la condensation superficielle,
- la condensation interne,
- des événements occasionnels comme une fuite dans une conduite d'eau ou dans une gouttière, etc.

L'air chaud peut contenir plus de vapeur d'eau que l'air froid. Lorsque l'air chaud rencontre une paroi froide, il se refroidit et le surplus d'humidité se dépose sur cette paroi – il y a formation d'une condensation superficielle. Ce phénomène est bien visible sur le verre ; comme le verre est un matériau non poreux, le condensat s'écoulera

lorsque le film d'eau sera suffisamment épais. La plupart des parois opaques sont composées de matériaux poreux ; le condensat qui s'y dépose, est absorbé et on ne voit pas d'humidité en surface. Si une condensation superficielle se forme régulièrement, les matériaux s'humidifieront de façon durable sur une certaine profondeur, ce qui peut favoriser le développement de moisissures.

Les matériaux avec un pourcentage élevé de pores étroits (micropores) sont des matériaux fortement hygroscopiques : les plaques de plâtre, les plafonnages à base de chaux, le bois, le papier peint, etc.

L'isolation excessive depuis les crises pétrolières a largement favorisé l'apparition, de la cave au grenier, de zones de condensation (ponts thermiques) qui sont rapidement le siège d'un intense développement mycétien. Le mode de vie a évolué parallèlement entraînant la production et l'accumulation d'humidité dans l'habitat (vapeur de douche, aération insuffisante des chambres...).

Effets sur la santé

L'inhalation des spores fongiques entraîne l'apparition des **pathologies allergiques** les plus diverses : rhinite, dermatite, bronchite allergique conduisant à l'asthme, **infections pulmonaires, problèmes digestifs**. Certains sujets sont particulièrement vulnérables à cette contamination aérienne ; ce sont des patients immunodéprimés ou hospitalisés dans des services spécialisés, par exemple pour des transplantations d'organe ou des greffes de moelle.

Parmi les infections fongiques, les infections aspergillaires sont les plus fréquentes. Le tableau clinique initial est, dans le cas d'une inhalation, une atteinte pulmonaire (aspergillose invasive nosocomiale, aspergillome), avec possibilité de métastases secondaires, cérébrales, ou une infection naso-sinusienne. Une atteinte médiastinale, péri-hépatique ou méningée peut être secondaire à une inoculation directe des spores aspergillaires. Le pronostic est très sombre : 50 à 100 % des malades atteints d'aspergillose invasive nosocomiale vont décéder. Les moisissures, *Stachybotrys atra* en particulier, sont également incriminées dans la **mort subite de nourrisson**.

Recommandations

1. Aérer les pièces du logement tous les jours, quelle que soit la température extérieure.
2. Veiller à ce que les grilles d'aération soient toujours libres et nettoyées régulièrement.
3. Eviter toute humidité excessive.
4. Eviter de prolonger la durée des douches.
5. Réduire le temps d'ébullition des aliments à l'air libre.
6. Maintenir idéalement la température des pièces à 18-21°C.
7. Rechercher les fuites d'eau.

Méthodes de mesure

Les moisissures sont présentes sur les supports stables comme les murs, le bois, le papier, etc., d'où elles libèrent leurs spores dans l'air ambiant. Au point de vue de la santé, toute particule de moisissure, viable ou non-viable, doit être prise en compte. Une des difficultés de l'identification vient du fait que beaucoup de spores présentes dans l'air ne prolifèrent pas sur les milieux de culture et ne sont pas distinguables au microscope. Elles ne peuvent pas être identifiées par les méthodes actuellement connues.

Un autre problème est que la libération des spores n'est pas un processus uniforme ; elle se produit en phases d'intensités variables qui dépendent des conditions de l'environnement et des activités humaines. Certaines espèces de moisissures, en particulier celles qui produisent les spores dans le mucilage ou dans les sacs de sporulation fermés, ne libèrent pas facilement les spores dans l'air. *Stachybotrys atra*, *Acremonium strictum* et *Chaetomium globosum*, par exemple, même visibles sur les murs, ont révélé de basses concentrations de spores dans l'air.

L'interprétation des résultats doit prendre en compte la très grande variation temporelle du nombre de spores de moisissures dans l'air ambiant, et l'échantillonnage de l'air ne suffit pas toujours. L'analyse de la poussière peut notamment être proposée, puisque celle-ci peut à la fois être une source et un puits de particules viables en suspension dans l'air.

Les méthodes de mesure impliquent toujours trois étapes : l'échantillonnage, la culture et l'identification.

Méthodes d'échantillonnage

1. Echantillonnage passif de l'air : les boîtes de Petrie ouvertes sont déposées en un endroit où l'air diffuse librement. Cette méthode donne les résultats les moins fiables parce que de nombreuses spores ne sédimentent pas dans des conditions normales.
2. Echantillonnage actif de l'air : l'air est aspiré à l'aide d'appareils à l'intérieur desquels on place le milieu de culture sur un support spécialement conçu. Les échantillonneurs collectent les particules de moisissures avec une efficacité qui dépend des dimensions des particules. Les techniques d'analyse, elles aussi, diffèrent considérablement : certaines fournissent le nombre total de particules, viables et non-viables, tandis que d'autres ne comptent que les particules viables. Actuellement, il n'y a pas de méthode de référence pour l'échantillonnage des moisissures ; la méthode est choisie selon les préférences et l'expérience du laboratoire.
L'Institut de la Santé Publique à Bruxelles utilise le Reuter Centrifugal Air Sampler (RCS-Biotest, Frankfurt). L'air, aspiré avec un débit de 40 l/min, est propulsé vers des languettes recouvertes du milieu de culture. Les languettes fournies par Biotest contiennent le milieu Rose Bengal, sur lequel la croissance des moisissures est restreinte, afin de faciliter le comptage.
Le temps d'échantillonnage est de 2 minutes (80 litres d'air) pour les espèces mésophiles et de 4 minutes (160 litres d'air) pour les espèces thermophiles.
3. Echantillonnage de moisissures présentes sur une surface : une boîte de Petrie ou une languette recouverte du milieu de culture, par exemple Rodac contact plates (Replicating Organism Direct Agar Contact), est posée, avec une légère pression, sur la surface atteinte. Sur les surfaces limitées ou dans les coins, il est plus facile de se servir de bâtonnets d'ouate qui sont ensuite inoculés dans l'extrait d'Agar + chloramphénicol. Des rubans adhésifs, par exemple Sellotape or Scotch tape, posés sur la surface, peuvent être ensuite examinés au microscope.
4. Echantillonnage de la poussière : la poussière est prélevée à l'aide d'un aspirateur équipé d'un filtre fixé à la sortie du tuyau. Une surface de 2 m² est aspirée pendant 1 minute avec une puissance d'environ 1200 W. La poussière prélevée est ensuite mise en suspension, les concentrations décroissantes sont préparées et ajoutées aux boîtes de Petrie.

Méthodes de culture

Les boîtes de Petrie et les languettes sont incubées pendant 4 à 7 jours soit dans l'obscurité à une température de 25°C pour la recherche des espèces mésophiles, soit à la température de 45°C pour les espèces thermophiles. Les résultats sont exprimés en nombres de colonies par mètre cube d'air (Unité Formant Colonie, CFU/m³).

Le nombre de moisissures obtenues par la culture dépend du milieu de culture utilisé, et il faut souligner qu'il n'existe pas un milieu permettant d'isoler tout le spectre de moisissures présentes en suspension dans l'air. Le milieu gélosé (ou "agar") de Sabouraud et autres milieux riches en nutriments (par exemple l'extrait de malt) favorisent le développement de différentes espèces fongiques, mais les moisissures à croissance rapide envahissent celles qui se développent lentement, rendant ainsi le comptage difficile et inexact. On peut obtenir un milieu plus satisfaisant par la suppression du dextrose et de la peptone du milieu gélosé à l'extrait de malt et par l'ajout d'antibiotiques tels que pénicilline et streptomycine ou chloramphénicol, afin de prévenir la croissance de bactéries. Récemment, un milieu qui restreint la croissance et facilite le comptage, le "dichloran glycerol agar" ou DG18, s'est avéré convenable pour isoler les xérophiles, mais ne convient pas pour la détection de certains hydrophiles.

Les résultats du comptage dépendent aussi de la forme du support pour le milieu de culture. Dans les boîtes de Petrie, les colonies de croissance rapide se répandent au détriment d'autres espèces. En conséquence, le comptage sous-estime le nombre de colonies. Certaines languettes, comme celles utilisées dans l'appareil RCS-Biotest, ont des compartiments séparés, ce qui empêche les moisissures de croissance rapide d'envahir d'autres colonies. Le comptage est ainsi plus facile et plus exact.

Identification des espèces de moisissures

Après leur comptage, les colonies sont observées à l'œil nu et au microscope. Si l'observation à ce stade ne permet pas d'identifier l'espèce, le milieu de culture original est réincubé, ou bien le mycélium ou les spores sont transférés, pour une nouvelle incubation, sur un autre milieu de culture, plus adéquat.

Récemment, un test d'immunofluorescence a été introduit dans les investigations des maisons dans lesquels on a rencontré des personnes atteintes d'alvéolite allergique. Les kits d'identification immunologique développés pour l'industrie alimentaire peuvent servir aussi dans le domaine de la pollution intérieure.

Méthode indirecte : indicateurs chimiques de la présence de moisissures

Les moisissures génèrent plusieurs substances gazeuses, dont certaines sont communes à la plupart des espèces et d'autres sont plus spécifiques à une espèce de moisissure particulière. Ainsi, les spores de *Stachybotrys atra* contiennent un toxique puissant, le trichothecène ; alors que *Aspergillus versicolor* produit un cancérigène, la sterigmatocystine. Ces toxiques spécifiques attirent l'attention du corps médical à cause de leurs effets dangereux pour la santé. Les substances plus communes, qui ne sont d'ailleurs pas neutres non plus pour l'homme, s'avèrent de bons indicateurs de la présence de moisissures. Cette information est particulièrement précieuse dans les cas où les moisissures ne sont pas visibles (sous le papier peint, dans les gaines d'aération, etc.).

A l'Institut du docteur Lorenz à Düsseldorf, quatre de ces substances sont notamment mesurées pour tester la présence de moisissures :

- 3-méthylfurane : produit par des moisissures en phase de croissance rapide ;
- 1-octen-3-ol : indique la présence de vieilles colonies ;
- 3-méthyl-1-butanol : généré par des espèces qui se développent sur un support cellulosique ;
- diméthylsulfure : témoigne la présence de moisissures dans l'eau de toilette.

L'analyse de ces substances est faite par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Cette méthode est très précise et exacte, mais elle nécessite un équipement important, une bonne expérience et prend un certain temps. Elle ne peut être donc justifiée que dans les cas où il faut également analyser d'autres composés organiques volatils par le même procédé, d'où l'intérêt de développer un appareil portable qui pourrait détecter sur place les substances indicatrices de moisissures.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

Étant donné que les moisissures se développent dans une atmosphère humide, elles se retrouvent principalement dans les pièces où l'humidité relative est élevée, comme la salle de bain, la cuisine, les caves... Parfois l'odeur caractéristique, et plus souvent des taches noires sur les murs, indiquent la présence de moisissures. Les cas sans signes évocateurs sont plus difficiles à diagnostiquer. Des mesures d'humidité relative de l'air ambiant et d'humidité des parois permettent souvent d'identifier la source de la pollution microbiologique.

Les moisissures sont le plus souvent présentes dans les endroits suivants :

- les murs extérieurs, davantage concernés par la condensation,
- les murs infiltrés l'eau,
- les châssis des fenêtres,
- les pièces utilisées pour sécher le linge. Si ces pièces sont mal ventilées, l'excès d'humidité se dépose sur les murs. De plus, les vêtements séchés dans ces locaux sont ensuite transportés dans les autres pièces de la maison, où ils constituent une source additionnelle de spores de moisissures.
- les pièces mal ventilées,
- les salles de bain. Les douches chaudes provoquent l'accumulation de vapeur d'eau dans les murs.
- les chambres à coucher. Il ne faut pas hésiter à observer la surface inférieure du matelas : les moisissures se développent assez souvent sur les lieux de contact avec le sommier.

14. L'amiante

Le terme amiante (ou asbeste) désigne des substances minérales naturelles (roches métamorphiques) de type silicates fibreux qui sont classées en deux familles selon leur structure cristalline :

Les serpentines

Chrysotile – amiante blanc – silicate de magnésium hydraté

Les amphiboles

Crocidolite – amiante bleu – silicate de fer et de sodium

Amosite – amiante brun – silicate de fer et de magnésium

Trémolite – silicate de fer, de magnésium et de calcium

Actinolite

Anthophyllite

Les différentes utilisations des fibres d'amiante mettent à profit leur exceptionnelle qualité de résistance à la chaleur et au feu, leur inertie chimique, leur résistance mécanique et leur imputrescibilité.

Sources d'amiante

- Les matériaux d'isolation thermique et phonique des bâtiments.
- Les produits d'isolation électrique.
- Les matières plastiques pour l'isolation et la calorifugation.
- Les produits d'étanchéité.
- Les plaques murales.
- Les matériaux coupe-feu destinés à être pulvérisés sur des carcasses métalliques.
- Les carrelages en vinyle-asbeste.

En général, les matériaux compacts, comme l'amiante-ciment ou l'amiante-plastique, n'entraînent pas d'émission de fibres d'amiante à l'intérieur des locaux, sauf s'il y a une intervention mécanique. En 1982, le Laboratoire d'Etudes des Particules Inhalées, en France, a rapporté pour la première fois la pollution de l'air ambiant d'un bâtiment par les fibres d'amiante liée à l'usure des dalles vinyl-amiante.

Des mésothéliomes ont été rapportés pour des expositions para-professionnelles et domestiques, où la source d'exposition étaient constituée par les vêtements de travail souillés de personnes exposées professionnellement, ces vêtements étant rapportés à la maison.

Effets sur la santé

L'amiante ne constitue pas une substance toxique au toucher ; elle ne devient réellement nocive que lorsqu'elle est présente sous forme de fibres et dispersée dans l'air.

La taille et la géométrie des fibres sont les principaux facteurs qui déterminent la pénétration de l'amiante et sa distribution dans les voies respiratoires. Les mécanismes conduisant à l'apparition d'atteintes à la santé sont encore relativement mal connus, mais on sait que ce sont les fibres fines (<0,5 µm de diamètre) et relativement longues (>5 µm) qui sont les plus toxiques.

On pense aussi que les propriétés physico-chimiques des fibres, liées à leur temps de séjour dans les tissus, jouent un rôle important. Ainsi, les serpentines, qui présentent une persistance assez courte dans l'arbre respiratoire (de l'ordre de quelques mois), sont les fibres d'amiante les moins dangereuses. Les amphiboles, plus résistantes, persistent pendant plusieurs années, ce qui leur confère un pouvoir cancérigène plus élevé.

Heureusement, en milieu domestique, plus de 95 % de l'amiante utilisée est la chrysotile (ou amiante blanc) qui est de type serpentine. Dans certains cas cependant, cette forme d'amiante peut être contaminée par des amphiboles, dont la trémolite.

Les deux organes cibles visés par ce polluant sont le parenchyme pulmonaire et la séreuse mésothéliale, c'est-à-dire la plèvre et le péritoine. A ces niveaux, les fibres d'amiante peuvent provoquer soit des maladies inflammatoires évoluant vers la fibrose, soit des transformations cellulaires aboutissant au cancer.

- **L'asbestose pulmonaire** est une fibrose interstitielle diffuse et progressive qui s'étend des régions péribronchiolaires vers les espaces sous pleuraux, et qui peut apparaître 10 à 20 ans après le début d'exposition. Les fibres d'amiante, en pénétrant dans les poumons, provoquent une inflammation qui crée un épaissement des parois des bronchioles responsable d'une obstruction des petites voies aériennes, d'où une insuffisance respiratoire.
- **La fibrose pleurale** peut avoir deux formes : une fibrose diffuse ou des plaques pleurales apparaissant 10 à 15 ans après la première exposition à l'amiante. La fibrose pleurale a été observée en relation avec des faibles expositions.
- **Le cancer broncho-pulmonaire** n'a été décrit que chez des travailleurs ayant été soumis à des expositions très élevées lors de leurs activités professionnelles, lesquelles ne se retrouvent en aucun cas en milieu domestique. La période de latence peut être de 20 à 30 ans.
- **Le mésothéliome pleural, péritonéal ou péricardiaque** (plus rarement) peut être induit par de bas niveaux d'exposition à l'amiante. Les premiers signes apparaissent environ 35 ans après l'exposition, qui est parfois très courte, c'est-à-dire quelques semaines. Le pronostic est redoutable : il n'y a pas de traitement vraiment efficace du mésothéliome, qui envahit progressivement la paroi du thorax et le poumon.

L'amiante est classé cancérigène humain (groupe 1) par l'IARC.

Réglementation

L'Arrêté Royal du 15 décembre 1978 interdit le flocage d'amiante, c'est-à-dire la projection des fibres sur une surface enduite d'adhésif. Ce procédé engendre un risque important de dispersion dans l'air de fibres d'amiante, tant lors du flocage lui-même que lors de la dégradation du revêtement à plus ou moins long terme.

L'Arrêté royal du 22 juillet 1991 détermine les valeurs limites d'exposition pour les différentes sortes d'amiante dans le lieu de travail (période d'exposition de 8 heures). Ces normes obligatoires dès lors sont suivantes :

- 0,15 fibre/cm³ d'air pour les amphiboles
- 0,5 fibre/cm³ d'air pour les serpentines

Il n'y a pas de normes obligatoires pour les milieux intérieurs. Les valeurs guides proposées l'IHE et le CEN pour l'environnement sont : 0,001 fibres/cm³ pour le chrysotile et 0,0002 fibres/cm³ pour les amiantes amphiboles.

L'Arrêté royal du 3 février 1998 interdit la mise sur le marché, la fabrication et l'emploi des fibres de la famille d'amphiboles et des produits auxquels elles ont été délibérément ajoutées. L'arrêté interdit aussi l'utilisation de la chrysotile dans certain nombre de produits.

Le 4 mai 199, la Commission européenne a adopté une directive visant l'interdiction de la commercialisation et de l'utilisation de tous les types d'amiante au sein de l'Union européenne. Cette interdiction sera effective en 2005.

Recommandation concernant l'amiante

1. Faire appel à un professionnel pour éliminer ou maîtriser l'amiante selon les procédures légales et les règles de l'art.
2. Bien isoler les espaces contenant l'amiante des espaces habitables.
3. Ne travailler en aucune façon des matériaux contenant de l'asbeste (couper, usiner...).

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Les fibres d'amiante en suspension dans l'air sont généralement prélevées sur membranes poreuses grâce à des appareils de prélèvement de type CASELLA, ROTHEROE-MITCHELL ou BENDIX constitués d'une pompe portable autonome de faible débit. La durée minimale d'un prélèvement est de 4 heures et le volume minimal aspiré est de 0,48 m³.

Comptage et identification

Mesure au microscope optique

La méthode de mesure au microscope optique à contraste de phase est utilisable uniquement quand l'origine des fibres est connue – la méthode ne permet pas l'identification des fibres. Elle a encore une autre limite : la résolution du microscope optique est d'environ 0,3 µm. **Or ce sont** justement ces plus petites fibres qui sont responsables de l'apparition du cancer.

Mesure au microscope électronique

Le prélèvement d'air peut être effectué sur deux supports : le filtre en nitrate de cellulose ou le filtre en polycarbonate.

Un volume d'air connu (de 4 à 8 m³) est prélevé sur un filtre en nitrate de cellulose de 0,45 µm. **Le** filtre est d'abord incinéré à basse température dans un plasma d'oxygène sous basse pression. Cette incinération élimine le filtre lui-même et les substances organiques récoltées. Les cendres sont mises en suspension dans de l'eau ultra pure à l'aide d'un agitateur ultrasonique durant maximum 5 secondes.

Après filtration sur un filtre en polycarbonate, une micro couche de carbone est déposée sous vide sur les particules. Le filtre est ensuite déposé, face carbonée vers le haut, sur quatre grilles de microscope et est dissous par capillarité dans du chloroforme.

Le comptage des fibres est réalisé en deux étapes. La première à un grossissement de 1 400 fois permet le comptage et l'analyse des fibres d'un diamètre compris entre 0,2 et 3 μm et d'une longueur supérieure ou inférieure à 5 μm .

La seconde étape utilise un agrandissement de 9 000 ; elle permet ainsi le comptage et l'analyse des fibres de plus petites dimensions.

Parmi les différents types de microscopie électronique, celle à transmission est la plus précise. La limite de détection de cette méthode est de l'ordre de 150 fibres/m³. Elle permet non seulement d'énumérer de très petites fibres, mais aussi de déterminer leur nature.

La composition chimique des fibres peut éventuellement être ensuite fournie par spectrométrie à rayons X à dispersion d'énergie.

Vu la complexité de la préparation de l'échantillon et de l'analyse, le comptage et l'identification des fibres d'amiante ne peut être réalisée que par des laboratoires expérimentés.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

La démarche consiste à interroger les habitants sur la présence éventuelle de matériaux contenant de l'amiante et des fibres minérales. Ensuite, il faut évaluer l'état de ces matériaux : la dégradation, l'usure, et les possibilités de contamination des espaces habitables. Il convient de porter une attention particulière aux faux plafonds, et au risque de transport des fibres d'amiante par les ouvertures des spots d'éclairage. Si les fibres sont apparentes, un test rapide peut suggérer une analyse plus approfondie : la fibre d'amiante reste droite lorsqu'elle est chauffée à la flamme d'une allumette ou d'un briquet, contrairement aux autres, qui se recroquevillent. Ce test, bien entendu, n'est qu'indicatif et ne peut en aucune manière être considéré comme une identification précise. S'il y a des doutes, il vaut mieux effectuer les analyses que d'exposer les habitants au risque d'une maladie grave.

15. Les fibres minérales artificielles

Ce terme générique englobe des substances fibreuses inorganiques produites à partir du verre, de roches, d'argile, etc. auxquelles on donne l'appellation de "laine". Il existe trois types de laine : laine de roche, laine de verre et laine de laitier, différant par leur composition chimique en raison des matières premières et des technologies de fabrication utilisées.

La laine de roche provient de roches basaltiques et de roches contenant 40 à 60 % de carbonate de calcium et de magnésium. Les principaux composants chimiques de certaines laines de roche sont la silice (de 45 à 53 %), l'alumine (de 6,5 à 13 %), la chaux (de 11 à 30 %).

Le diamètre des particules de laine de roche est de trois à huit microns tandis que le diamètre des fibres de laine employée généralement est de six à quinze microns.

La laine de verre est composée du sable et de divers additifs (alumine, oxydes de sodium, de potassium et de bore).

La laine de laitier est composée principalement du laitier.

Sources des fibres minérales

Les laines de verre et de roche sont employées dans **l'isolation thermique et acoustique des constructions**.

L'utilisation de ces fibres en isolation enchâssée quasi hermétiquement entre murs extérieurs et cloisons intérieures ne provoque pas l'exposition des habitants. Par contre, posées en faux plafonds, les fibres peuvent être retrouvées en suspension dans l'air intérieur.

Effets sur la santé

Les effets cliniques sont surtout respiratoires et cutanés. Le paramètre dimensionnel des fibres indique leur point d'impact dans l'organisme : poumon pour les fibres de diamètre faible, peau et muqueuses pour celles de diamètre plus grand.

- **Des rhinites, sinusites, pharyngites, laryngites** ont été fréquemment observées chez des personnes exposées durant seulement une année.
- **L'irritation cutanée** est fréquente à la suite d'une exposition professionnelle mais aussi par contamination de l'atmosphère d'immeubles isolés thermiquement avec de la laine de verre.
- **Effets cancérogènes.** La laine de verre et la laine de roche sont classées par l'I.A.R.C. (International Agency for Research on Cancer) dans le groupe 2B : "peut être cancérogène chez l'homme".
Les fibres de laine minérale sont environ 10 fois plus grosses que les fibres d'amiante (en moyenne 3 à 8 micromètres). Elles se cassent perpendiculairement, ce qui réduit leur longueur et diminue la facilité de pénétration dans les poumons. Plusieurs études

épidémiologiques ont néanmoins montré que la laine de roche est la cause d'une augmentation des cancers de l'appareil respiratoire chez les travailleurs exposés. Les fibres de verre ont un diamètre de 6 à 15 microns et sont de ce fait moins respirables que la laine de roche. L'effet cancérigène de la laine de verre est donc moins net.

Réglementation

La directive européenne 97/69/CE du 5 décembre 1997 introduit les laines minérales, les fibres céramiques réfractaires et les fibres à usage spécial dans la liste des substances dangereuses figurant à l'annexe I de la directive 67/548/CEE. Elle définit la classification et l'étiquetage réglementaire applicables depuis fin 1998.

Recommandations

1. Vérifier s'il n'y a pas de correspondance entre les matériaux d'isolation et l'air intérieur.
2. Protéger la peau et l'appareil respiratoire pendant des manipulations avec des laines de roche et de verre.
3. Lors d'un achat, préférer les matériaux écologiques : le liège, le verre cellulaire, l'Isofloc, les panneaux Pan-terre.

Méthodes de mesure

Les techniques mises en œuvre pour identifier et compter les fibres minérales artificielles sont assez similaires à celles employées pour l'amiante.

16. Le plomb

Le plomb est un métal utilisé par l'homme depuis des millénaires. La production et l'utilisation du plomb ont augmenté de façon spectaculaire durant la Révolution Industrielle entraînant une libération intense de ce métal indestructible et son accumulation massive dans l'environnement.

Sources du plomb

- **L'essence.**
- **Les peintures contenant la céruse**, un pigment de base blanc. La céruse ou carbonate basique de plomb (2PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{OH})_2$) tient sa nocivité de sa grande tendance à se transformer en poussière et aussi de sa grande solubilité dans le suc gastrique. En milieu

acide, notamment à pH 1,5, correspondant au suc gastrique, la céruse est décomposée en chlorure de plomb, facilement absorbé.

- **L'eau de distribution.** Les tuyauteries anciennes en plomb, les soudures à l'étain-plomb peuvent relâcher du plomb dans l'eau.
- **L'alimentation.**
- **Les cosmétiques,** par exemple crayons khôl.

Effets du plomb sur la santé

Le plomb pénètre essentiellement dans l'organisme par voie digestive et pulmonaire. Transporté par le sang, il se fixe ensuite dans les différents tissus et en particulier au niveau de l'os où il est majoritairement stocké (80 à 90% du plomb total présent dans l'organisme). La demi-vie du plomb dans le tissu osseux est de 10 à 20 ans. Ce toxique ainsi accumulé peut être mobilisé chez la femme enceinte, passer la barrière placentaire et contaminer le fœtus. Le plomb modifie la biologie de la cellule en perturbant de nombreuses voies métaboliques et différents processus physiologiques. L'intoxication chronique peut se manifester par :

- **Anémie microcytaire** : le plomb inhibe les enzymes de la biosynthèse de l'hème.
- **Troubles digestifs** : douleurs abdominales, constipation, vomissements.
- **Stagnation staturo-pondérale.** Les enfants constituent un groupe à haut risque : ils assimilent 50% du plomb ingéré tandis que l'adulte n'en absorbe que 10%.
- **Signes neurologiques** : apathie, troubles du sommeil ou somnolence, pertes de mémoire, difficultés de concentration. Le système nerveux en développement a une sensibilité plus élevée aux effets neurotoxiques du plomb : retard psychomoteur, difficultés scolaires, régression – stagnation du développement intellectuel.
- **Troubles du comportement** : agressivité ou apathie, irritabilité, agitation, labilité d'humeur.
- **Hypertension artérielle.**
- **Insuffisance rénale.**

Réglementation

Les mesures réglementaires européennes et belges ont permis de diminuer l'exposition au plomb ; cette exposition va être encore réduite grâce aux normes de plus en plus restrictives. La valeur limite de concentration de plomb dans l'air fixée par la directive 82/884/CEE est de **2 µg/m³** ; cette valeur sera de **0,5 µg/m³** en vigueur en 2005.

La directive 98/70/CE interdit la commercialisation de l'essence plombée au 1^{er} janvier 2000. Sous certaines conditions, les Etats membres peuvent utiliser, jusqu'à 2005, de l'essence plombée dont la teneur en plomb n'excède pas 0,15 g/l.

La concentration maximale admissible de plomb dans l'eau de boisson de 10 $\mu\text{g/l}$ a été fixée par l'OMS et proposée également par la Communauté européenne (directive 98/83/CE) pour l'an 2013.

La céruse est proscrite pour tous les usages intérieurs.

En France, les valeurs limites de plomb proposées dans les maisons sont les suivantes :

- pour les peintures (mesure par absorption atomique) : 1,5 mg/g
- pour les peintures (mesure par fluorescence X) : 2 mg/cm²
- pour les poussières : **300 $\mu\text{g}/\text{m}^2$**

Recommandations

1. Eviter d'employer des peintures contenant du plomb.
2. Rénover les surfaces dégradées avec précaution et avec des mesures de sécurité.
3. En cas de canalisation en plomb, laisser couler l'eau pendant quelques minutes avant la consommation de celle-ci.
4. Préférer l'essence sans plomb.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

La peinture est considérée comme la cause principale du saturnisme infantile. Il résulte en grande partie de l'ingestion d'écaillés et de poussières toxiques, d'où l'intérêt d'analyser les peintures et les poussières.

Il existe trois méthodes de prélèvement des échantillons de vieilles peintures : décapage thermique électrique, grattage à température ambiante et carottage.

Le prélèvement des poussières au sol est effectué à l'aide d'une serviette humide ou imprégnée d'alcool sur une surface de 30 cm x 30 cm, délimitée par un cadre en bois. Le prélèvement se fait deux fois dans les deux sens, en utilisant au fur et à mesure chaque face de la chiffonnette, préalablement pliée en deux. La serviette est placée dans un tube en polypropylène refermé, jusqu'à l'analyse au laboratoire.

L'autre méthode consiste en un prélèvement de poussières sur filtres qui peuvent être minéralisés en milieu acide oxydant (nitrique) pour pouvoir doser le plomb acidosoluble.

Méthodes classiques

Fluorescence X

L'utilisation des appareils détectant le plomb par fluorescence aux rayons X (XRF) est très répandue aux États-Unis, moins en Europe. Il s'agit d'appareils portables qui permettent de déterminer, en 20 secondes, la teneur en plomb par unité de surface.

L'opérateur applique fermement l'appareil sur la surface à analyser ; l'enfoncement de la poignée à ressort provoque l'ouverture de l'obturateur et l'émission de radiations. Ces radiations stimulent les atomes de plomb contenus dans la peinture et provoquent ainsi

l'émission d'une fluorescence X, caractéristique du plomb. Un détecteur convertit l'émission en impulsions électriques qui sont comptées par un analyseur. Le résultat est affiché en mg/cm^2 . Les valeurs mesurées vont de 0,5 à $10 \text{ mg}/\text{cm}^2$, avec une précision de $0,5 \text{ mg}/\text{cm}^2$. Cette technique est précise et rapide. Les valeurs étant connues immédiatement, leur exploitation et l'établissement des prescriptions visant à supprimer les risques peuvent être faits sur site. L'achat de l'appareil implique cependant un investissement initial important et sa rentabilisation suppose une fréquence d'utilisation élevée. En outre, dans certains cas, cette technique peut s'avérer inapplicable (surface trop petite, angles). Enfin, comme ces appareils contiennent une source radioactive de faible puissance, leur utilisation est soumise à la législation correspondante.

Spectrométrie d'absorption atomique

La spectrométrie d'absorption atomique est la technique la plus utilisée actuellement. La vaporisation d'atomes de plomb peut être obtenue dans une flamme (le rendement d'atomisation étant faible, la méthode n'est donc adéquate que pour des concentrations relativement élevées, de l'ordre du mg/l) ou par des méthodes électrothermiques qui utilisent le chauffage électrique d'un four en graphite (détection des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{l}$).

Les techniques de mesure réalisées en laboratoire sur des échantillons de peinture et de poussière sont celles qui permettent de déterminer la teneur en plomb avec le plus de précision. Elles présentent également l'avantage de ne pas nécessiter un investissement très important. En revanche, les résultats de ces analyses ne peuvent généralement être connus avant plusieurs jours.

Méthodes ponctuelles directes

Méthode colorimétrique

Plusieurs kits basés sur une mesure colorimétrique sont disponibles dans le commerce. Leur utilisation est simple, rapide et peu coûteuse. Ils offrent également l'avantage d'être utilisables sur le terrain. Mais actuellement, ces méthodes ne sont pas précises et les produits utilisés peuvent réagir avec d'autres métaux. Elles restent ainsi qualitatives et permettent uniquement de conclure sur la présence éventuelle de plomb.

Recommandations pour l'intervention sur le terrain

Lors de la visite chez des personnes présentant des symptômes qui évoquent le saturnisme, il faut penser aux trois sources principales du plomb : l'essence plombée, l'eau de consommation et les peintures.

L'environnement proche de l'habitation, par exemple les routes de circulation intense, nous informe sur la possibilité de contamination par la poussière du trafic.

Grâce aux mesures de restriction de l'emploi de la céruse, les risques de teneurs en plomb élevées dans l'habitat concernent majoritairement l'habitat ancien d'avant les années 50. La première information importante est donc la date de réalisation des constructions ou des travaux de peinture. Si certaines surfaces contiennent plus fréquemment des peintures plombées (montants de fenêtres, murs de pièces humides...), toutes sont susceptibles d'être contaminées et aucune d'entre elles ne doit être oubliée au moment des mesures. Les peintures représentant le plus de risques sont les peintures dégradées.

En dégradant les surfaces contaminées, l'eau joue un rôle important dans l'augmentation des risques d'intoxication au plomb par les peintures. Tout diagnostic doit donc être complété par des mesures d'humidité des surfaces et d'une recherche des sources éventuelles d'amenée d'eau.

Comme les peintures au plomb, les canalisations en plomb se trouvent essentiellement dans de vieux bâtiments.

Deux informations supplémentaires s'avèrent utiles :

- La dureté de l'eau. Le risque est moins élevé lorsque l'eau contient du calcaire qui forme dans les tuyaux des dépôts protecteurs. La meilleure indication est, bien sûr, la mesure de la teneur en plomb dans l'eau de canalisation.
- Les habitudes des occupants. L'eau qui séjourne toute la nuit dans les tuyaux contient beaucoup plus de plomb que l'eau qui coule dans les mêmes tuyaux. L'habitude de préparer le café le matin, sans avoir fait couler l'eau auparavant, constitue donc un facteur de risque.

17. Le climat intérieur

Le climat intérieur conditionne la génération et la propagation des pollutions : la température joue un rôle évident dans les processus d'évaporation des solvants, l'humidité est un facteur majeur dans l'apparition de moisissures et la vitesse de l'air influence la dispersion et le mélange des polluants dans l'air intérieur.

Mais le climat intérieur est, en soi, un sujet de diagnostic, dans la mesure où l'inconfort thermique peut également générer des effets sur la santé.

Les paramètres d'ambiance conditionnant la sensation de confort ou la contrainte thermique par le froid ou la chaleur sont les suivants :

- la température de l'air
- l'humidité de l'air
- la température moyenne de rayonnement
- la vitesse de l'air.

Tous ces paramètres entrent dans la notion intégratrice de "confort thermique".

Sources

Le climat intérieur est influencé par de nombreux facteurs.

- **Le climat extérieur.** Un bâtiment n'est jamais isolé hermétiquement ; les caractéristiques de la construction conditionnent le taux d'échange d'air entre l'extérieur et l'intérieur.
- **L'état de murs et de la toiture du bâtiment,** par exemple des fissures ou une infiltration dans les murs augmentent l'humidité à l'intérieur du bâtiment.
- **Le système de chauffage.**
- **Le système de ventilation, ou de conditionnement d'air.**
- **Les habitudes des occupants :** ouverture des fenêtres, surchauffe des pièces habitables.

- **Les conditions de vie** : nombre de personnes dans une pièce, nombre de locaux disponibles par personne.

Effets sur la santé

Le confort, ou plutôt le manque de confort, constitue une plainte fréquente des occupants des immeubles de bureaux. Ce manque de confort peut également se manifester chez les habitants de maisons privées ou dans les appartements, mais les plaintes sont beaucoup plus rares parce que non identifiées. Les symptômes provoqués par l'inconfort thermique possèdent des natures très diverses et peuvent être confondus avec des symptômes caractéristiques de maladies possédant d'autres origines :

- **symptômes affectant les muqueuses** : irritation, sécheresse des yeux, du nez, de la gorge, picotement des yeux, congestions nasales, éternuements, toux;
- **symptômes affectant la peau** : sécheresse, démangeaisons;
- **symptômes généraux** : fatigue, difficultés de concentration, maux de tête, nervosité.

Mais comme il a été signalé plus haut, le confort thermique est également préoccupant pour une autre raison : ses facteurs composants, la température de l'air et l'humidité relative en particulier, influencent les émissions de la plupart des substances générées par les sources intérieures. Ils sont, en outre, la cause principale du développement des moisissures, des bactéries et des acariens. Un contrôle efficace du climat intérieur peut prévenir l'apparition de certains problèmes de santé et améliorer la qualité de vie.

Réglementation relative au confort thermique

Il n'existe aucune norme de confort thermique. On utilise en général l'indice WBGT qui constitue un indice de dépistage des situations climatiques susceptibles de donner lieu à un risque de contrainte thermique. Il est calculé à partir des valeurs de la température rayonnante, de la température humide et de la température sèche. D'autres indices de confort thermique existent, comme le Vote Moyen Prédit (PMV) ou le Pourcentage Prédit d'Insatisfaits (PPD), basés notamment sur les travaux de Fanger (1970, 1988), qui prennent également en compte la vitesse de l'air.

Pour les habitations privées il n'existe pas de normes contraignantes, les conseils et recommandations valables pour les lieux de travail peuvent cependant être adoptés :

- la température de l'air idéale se situe entre 18 et 24 °C.
- pour des températures d'air comprises entre 18 et 24 °C, il est généralement recommandé de conserver l'humidité relative entre 30 et 70 %.
- la vitesse moyenne des courants d'air, calculée sur une période d'au moins trois minutes, ne doit pas dépasser 0,15 m/s durant l'hiver et 0,25 m/s durant l'été.

- la température rayonnante : des valeurs absolues aux alentours de 24.5°C en été et 22°C en hiver sont généralement conseillées, mais on considérera également qu'un écart de plus de 1°C inférieur à la température ambiante peut causer une sensation de "fraîcheur".

Les indices de confort ou de contrainte thermiques (WBGT, PMV, PPD, ...) associent ces paramètres et considèrent davantage le confort comme une variable globale.

Ainsi, une ambiance à 18°C très humide (80 %) est caractérisée par un indice WBGT assez semblable à celui d'une ambiance à 25°C, beaucoup plus sèche (20 %). Les indices peuvent également tenir compte du métabolisme (activité de l'individu) et de l'habillement.

Ainsi, l'ambiance limite pour des travaux très légers est de 30, en valeur d'indice WBGT, alors qu'elle sera de 26,7 pour les travaux semi-lourds (Malchaire, 1999).

Recommandations concernant le confort thermique

1. Maintenir la température entre 18 et 24 °C.
2. Veiller à ce que l'humidité relative ne soit jamais supérieure à 70%.
3. Ventiler suffisamment la maison.
4. Choisir les vêtements adéquats aux conditions climatiques.

Méthodes de mesure

Echantillonnage

Les mesures de confort thermique sont réalisées sur le site, avec des appareils portables munis d'indications visuelles directes et, éventuellement, de dispositifs d'enregistrement des données. La mesure doit être réalisée dans un endroit représentatif, si possible au milieu de la pièce, à $\pm 1,20$ m au dessus du niveau du sol. Idéalement, les paramètres thermiques doivent être évalués dans des conditions normales d'occupation des locaux, ce qui est une exigence assez contraignante, car les appareils, montés sur leur statif, peuvent être assez encombrants. Idéalement, la mesure devrait être enregistrée sur une période de quelques heures, afin de caractériser une situation moyenne. En tout état de cause, les capteurs doivent être en équilibre avec leur environnement. Le temps nécessaire pour atteindre cet équilibre est variable selon la sonde de mesure : quelques dizaines de secondes pour une sonde de température de l'air ambiant, mais de l'ordre de la demi-heure pour la sonde mesurant la température moyenne de rayonnement.

Instruments de mesure

Température de l'air

Différents types de thermomètres peuvent être utilisés. Les appareils à lecture directe utilisent le plus souvent des résistances de platine ou des thermistances. Le temps de réponse dépend

de l'habillage de la sonde, mais est assez court (de 5 secondes à 1 minute). En général, les sondes n'exigent pas un étalonnage fréquent, elles sont souvent très fiables et dérivent peu. Dans le domaine du confort thermique, la gamme de mesure doit s'étendre de 10 à 30 °C et l'erreur tolérée est de l'ordre de $\pm 0,2$ °C.

Humidité de l'air

La valeur caractéristique de l'humidité de l'air mesurée dans le cadre du diagnostic du confort thermique est l'humidité relative. Les appareils portables sont le plus souvent équipés de capteurs capacitifs, basés sur un polymère hygroscopique dont la constante diélectrique change selon son absorption en vapeur d'eau. La variation de capacité d'un condensateur dont ce polymère est le diélectrique indique la variation correspondante d'humidité relative. Les connexions et les câbles constituant des capacités parasites, il est essentiel de placer l'électronique de mesure et de transformation du signal à proximité immédiate du senseur. La poussière et l'altération du matériau sensible imposent un étalonnage assez fréquent. Les progrès récents en la matière ont cependant permis d'espacer ces opérations d'étalonnage (d'une fois par mois environ, la fréquence d'étalonnage est passée à \pm un fois par an, voire moins encore).

Ces capteurs possèdent souvent un effet d'hystérésis, en ce sens qu'après saturation de l'élément sensible, à 100 % d'humidité, le signal ne revient que lentement à sa valeur normale. Ces capteurs permettent en général de mesurer l'humidité relative, avec une précision de l'ordre de 1 %, dans la gamme 15 ... 90 %, ce qui correspond au domaine exploré dans les bâtiments.

En alternative, le psychromètre est un appareil de référence, qui permet de mesurer l'humidité dans des conditions plus extrêmes. Il est basé sur la mesure simultanée de la température "sèche", avec une sonde nue ordinaire placée dans l'air, et de la température "humide", au moyen d'une sonde entourée d'un manchon en coton imbibé d'eau (ce qui impose donc un minimum de maintenance, pour conserver ce manchon humide). La chaleur latente d'évaporation de l'eau sur le bulbe humide génère un abaissement de la température mesurée, proportionnellement à l'état de sécheresse de l'air. Les deux valeurs de température permettent de déduire l'humidité relative de l'air.

La plupart des appareils portables sont munis d'une intelligence locale qui permet d'afficher tous les paramètres de l'air humide, notamment le point de rosée, qui peut être un élément utile dans le cadre d'un diagnostic de l'air intérieur.

Température moyenne de rayonnement

La température moyenne de rayonnement d'un environnement est, par définition, la température de tous les éléments qui rayonnent dans l'air d'un local : les murs, le sol, le plafond, les meubles, ...

Lorsque la température d'une surface est basse (simple vitrage en hiver par exemple), l'énergie qu'elle échange par rayonnement avec le corps humain à 37 °C donne une impression de froid. A température de l'air équivalente, c'est ce qui donne également l'impression de "fraîcheur" dans les pièces des vieilles maisons, aux murs épais.

On n'approche qu'indirectement la mesure de la température moyenne de rayonnement, par celle de la température d'une sphère noire de grand diamètre, qui serait uniforme et qui échangerait avec l'homme la même quantité de chaleur par rayonnement que l'environnement considéré. Cette température constitue davantage une combinaison des températures d'air et de parois, qui tient compte également de l'influence du mouvement d'air. Elle fournit une

valeur proche de la "température opérative", définie comme celle d'un corps imaginaire qui échangerait la même chaleur que l'homme avec son environnement.

En règle générale, cette température moyenne de rayonnement est évaluée à partir de la température du globe noir (Malchaire, 1985). Un thermomètre à globe noir consiste en un thermomètre ordinaire dont l'élément sensible est situé au centre d'une sphère complètement fermée en cuivre, de 15 cm de diamètre, dont la paroi extérieure est peinte en noir mat. Après une période de 15 à 30 minutes, la surface de la sphère et l'air à l'intérieur de celle-ci atteignent un équilibre thermique avec l'environnement, condition indispensable à une mesure correcte. Le temps de réponse de l'appareil est dès lors très long, de l'ordre d'une demi-heure.

Vitesse de l'air

La vitesse de l'air conditionne les échanges thermiques par convection et évaporation au niveau du corps humain. Elle doit être mesurée indépendamment de la direction du courant d'air, c'est-à-dire de manière omnidirectionnelle. Le plus fréquemment, dans l'air intérieur, c'est l'anémomètre thermique qui sera adopté.

Le principe est de chauffer un corps, soit une petite sphère, soit un fil, et d'en mesurer la température. La convection, plus ou moins importante, due au mouvement de l'air ambiant, refroidit plus ou moins fort le corps chauffé, ce qui constitue un moyen de détermination de la vitesse de l'air. Ce type d'anémomètre sera préféré aux anémomètres à ailettes (petite turbine qui tourne dans l'air), qui sont plus directionnels et dont le seuil de détection est plus élevé.

Un anémomètre "à fil chaud" permet en général de mesurer des vitesses allant de 0 à 10 m/s, à partir d'un seuil très bas (typiquement : 0,03 m/s). Les mesures sont ponctuelles et le temps de réponse est très court. Les valeurs observées doivent donc être moyennées dans le temps. Un anémomètre "à boule chaude" fournit des résultats de qualité comparable, mais est plus inerte (temps de réponse un peu plus long) et mesure de manière plus isotrope (dans toutes les directions).

Autres paramètres utiles

Parmi les autres paramètres liés au confort thermique d'un bâtiment, on peut citer :

- la turbulence de l'air, que l'on mesure par un anémomètre à très petite boule chaude, très peu inerte, et qui mesure donc les moindres variations de la vitesse locale de l'air.

La turbulence est généralement définie comme le coefficient de variation de la vitesse de l'air pendant la période de mesure, soit le rapport entre l'écart-type (caractéristique des variations rapides) et la moyenne (caractéristique du mouvement d'air global).

La détermination de la turbulence dans un bâtiment pourrait s'avérer pertinente dans les cas où les courants d'air posent manifestement un problème, ou, au contraire pour mettre en évidence un manque de ventilation de l'immeuble.

- l'humidité des parois, que l'on peut évaluer via la mesure de la conductivité électrique de celles-ci.

Un ensemble de 4 électrodes plates (2 pour envoyer un courant alternatif et 2 pour mesurer la tension), posé sur la paroi, permet de déterminer son humidité relative jusqu'à une profondeur de quelques centimètres. Cette mesure peut s'avérer utile lorsqu'on suspecte ou que l'on prévoit l'apparition de moisissures sur un mur, et que l'observation à l'œil nu ne suffit pas.

Classification en fonction du risque de cancer pour l'homme

Classification de l'IARC :

- Groupe 1** : cancérogène humain.
- Groupe 2A** : cancérogène humain probable.
- Groupe 2B** : cancérogène humain possible.
- Groupe 3** : non classifiable quant à sa carcinogénicité pour l'homme.
- Groupe 4** : probablement pas cancérogène pour l'homme.

Classification de l'EPA :

- Groupe A** : cancérogène humain ; évidence suffisante au départ d'études épidémiologiques.
- Groupe B1** : cancérogène humain probable ; évidence limitée au départ d'études épidémiologiques.
- Groupe B2** : cancérogène humain probable avec évidence suffisante pour l'animal et évidence inadéquate ou pas d'évidence pour l'homme.
- Groupe C** : cancérogène humain possible ; évidence limitée sur animal.
- Groupe Cq** : une évaluation du risque peut être réalisée par extrapolation au départ des expérimentations sur animal en fonction du modèle "low dose".
- Groupe D** : non classifiable quant à sa carcinogénicité pour l'homme.
- Groupe E** : évidence d'absence de carcinogénicité pour l'homme.

Classification de l'Union européenne :

- Groupe 1** : cancérogène humain. Selon les termes de la directive : *"sont des substances pour lesquelles on dispose de suffisamment d'éléments pour établir l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et l'apparition d'un cancer"*.
- Groupe 2** : substances devant être assimilées à des substances cancérogènes pour l'homme (cancérogènes probables). Selon les termes de la directive : *"Ce sont des substances pour lesquelles on dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut provoquer un cancer. Cette présomption est généralement fondée sur des études appropriées à long terme sur l'animal et sur d'autres informations appropriées"*.
- Groupe 3** : substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles (cancérogènes possibles). Selon les termes de la directive : *"Pour ces substances, les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante, Il existe des*

informations issues d'études adéquates sur les animaux mais elles sont insuffisantes pour classer la substance dans la deuxième catégorie".

Source: Annexe 1 de la directive 67/548/CEE

Abréviations utilisées

CEN : Centre d'Etude Nucléaire (Mol)

CSHPPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

CSTC : Centre Scientifique et Technique de la Construction

DJA : Dose Journalière Acceptable

EPA : Environmental Protection Agency

FAO : Food and Agriculture Organization – Organisation pour l'Alimentation et l'Agriculture

IARC : International Agency for Research on Cancer

IHE : Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (Institut Pasteur, Bruxelles)

MCS : Multiple Chemical Sensitivity Syndrome - Sensibilité chimique multiple

OMS : Organisation Mondiale de Santé

PPM : Part pour million (dans ce document : pour une dilution en volume)

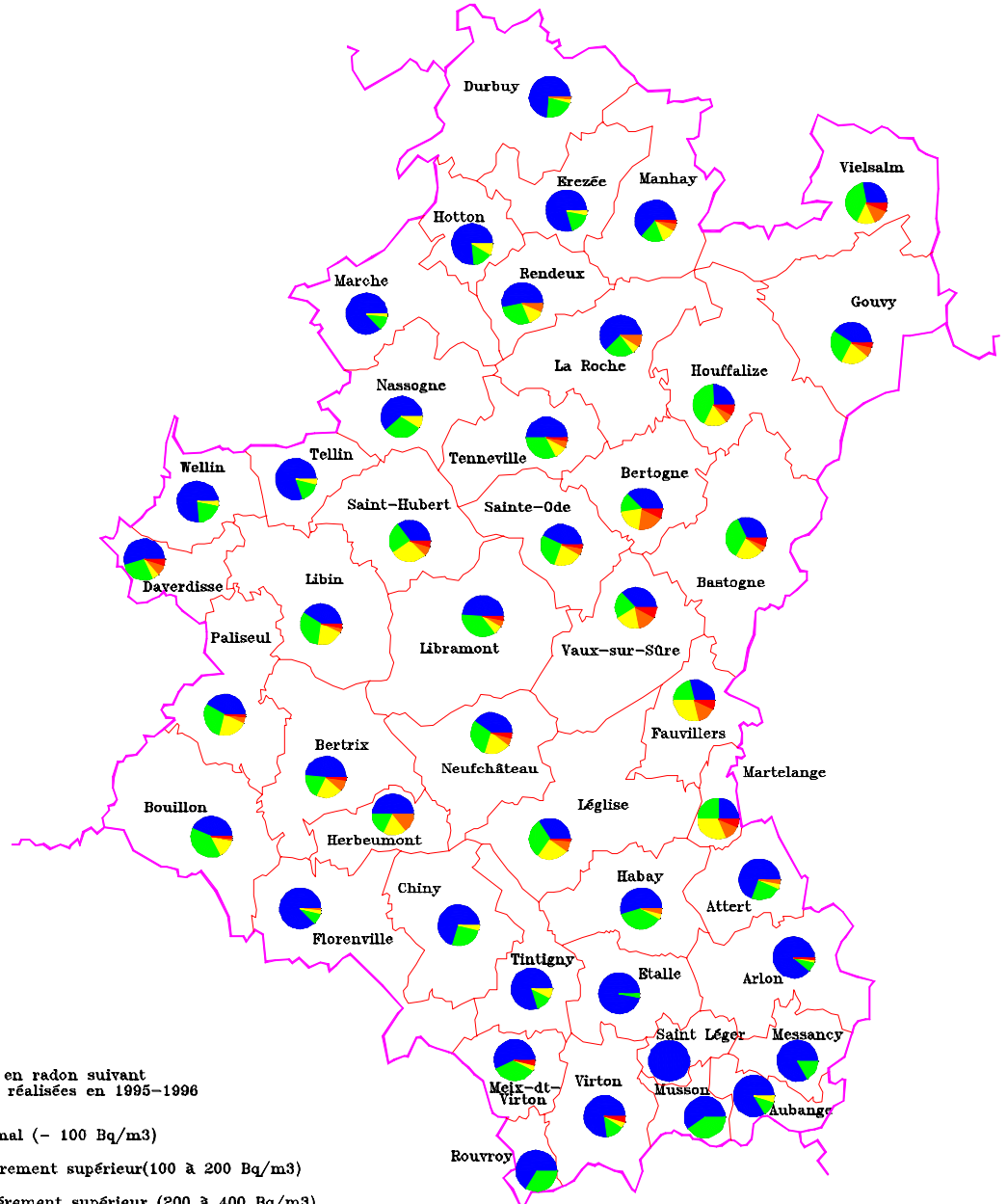
PPB : Part pour milliard (dans ce document : pour une dilution en volume)

WHO : World Health Organization - Organisation Mondiale de Santé



PROVINCE DE LUXEMBOURG

CONCENTRATION DU RADON PAR COMMUNE



Concentration en radon suivant
1.300 mesures réalisées en 1995-1996

- Normal (- 100 Bq/m³)
- Légèrement supérieur (100 à 200 Bq/m³)
- Modérément supérieur (200 à 400 Bq/m³)
- Supérieur (400 à 800 Bq/m³)
- Nettement supérieur (+ 800 Bq/m³)

Remarque: la concentration en radon est exprimée en Bq/m³
(Béquerel par mètre cube)
1 Bq correspond à la désintégration d'un atome par seconde



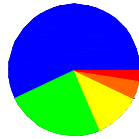


PROVINCE DE LUXEMBOURG

CONCENTRATION DU RADON PAR ARRONDISSEMENT

ARRONDISSEMENT	POURCENTAGES				
	Norm ≤ 100 Bq/m ³	Lg Sup 100 à 200 Bq/m ³	Mod Sup 200 à 400 Bq/m ³	Sup 400 à 800 Bq/m ³	Net Sup + 800 Bq/m ³
Arlon	75,5	15,7	5,6	2,5	0,7
Bastogne	84	30	20,5	9,5	6
Marche	66	22	6,5	3	0,5
Neufchâteau	49	29,5	16,5	6,5	2,5
Virton	75	20	3	1	1
Province	67	24,5	11,5	4,5	2,5

Province de Luxembourg



Marche



Bastogne



Neufchâteau



Virton



Arlon



Concentration en radon suivant
1.300 mesures réalisées en 1995-1996

- Normal (≤ 100 Bq/m³)
- Légèrement supérieur (100 à 200 Bq/m³)
- Modérément supérieur (200 à 400 Bq/m³)
- Supérieur (400 à 800 Bq/m³)
- Nettement supérieur (+ 800 Bq/m³)
- Zone à risque

Remarque: la concentration en radon est exprimée en Bq/m³
(Bécquerel par mètre cube)
1 Bq correspond à la désintégration d'un atome par seconde





CONCENTRATION DE RADON PAR ARRONDISSEMENT

ARRONDISSEMENT	Norm -100 Bq/m3	Lg Sup 100 à 200 Bq/m3	Mod Sup 200 à 400 Bq/m3	Sup 400 à 800 Bq/m3	Net Sup + 800 Bq/m3
Arlon	75.5	15.7	5.6	2.5	0.7
Bastogne	POURCENTAGE		20.5	9.5	6
Marche	68	22	6.5	3	0.5
Neufchâteau	46	28.5	16.5	6.5	2.5
Virton	75	20	3	1	1
Province	57	24.5	11.5	4.5	2.5

POURCENTAGE

CONCENTRATION DE RADON PAR COMMUNE

COMMUNE	Norm -100 Bq/m ³	Lq Sup 100 à 200 Bq/m ³	Mod Sup 200 à 400 Bq/m ³	Sup 400 à 800 Bq/m ³	Net Sup + 800 Bq/m ³
Arlon	88.5	8.5	1.5	0	1.5
Attert	69	24	3.5	3.5	0
Aubange	84	11	5	0	0
Bastogne	32	35	22	4.5	6.5
Bertogne	37.5	15	20	20	7.5
Bertrix	45.5	20	20	8.5	3
Bouillon	43.5	39	14.5	1.5	1.5
Chiny	70.5	25.5	4	0	0
Daverdisse	54.5	27.5	4.5	9	4.5
Durbuy	73	22.5	3	1.5	0
Erezée	80	17	3	0	0
Etalle	97	3	0	0	0
Fauvillers	28.5	21.5	28.5	14.5	7
Florenville	87	9	2	2	0
Gouvy	40.5	27	22	7	3.5
Habay	55	37	4	4	0
Herbeumont	50	18	18	14	0
Hotton	76	16	8	0	0
Houffalize	25.8	42	17.7	6.5	8
La Roche	62.5	23	6	8.5	0
Léglise	34.5	31	25	7.5	2
Libramont	49	36	6	6	3
Libin	41	32	20	4.5	2.5
Manhay	63.5	17.5	11	6	2
Marche	87	11	2	0	0
Martelange	25	25	31.25	12.5	6.25
Meix	57.5	34.5	4	0	4
Messancy	83	17	0	0	0
Musson	60	40	0	0	0
Nassogne	61.5	30	8.5	0	0
Neufchâteau	40	30	20	6	4
Paliseul	41.5	30	21.5	5.5	1.5
Rendeux	53.5	28	12	6.5	0
Rouvroy	66.5	33.5	0	0	0
Saint-Léger	100	0	0	0	0
Saint-Hubert	35	25	27.5	7.5	5
Sainte-Ode	42.5	27.5	22.5	5	2.5
Tellin	80.5	15.5	4	0	0
Tenneville	50	32.5	10	5	2.5
Tintigny	79.5	13	7.5	0	0
Vaux-sur-sûre	37.5	21	19	15	7.5
Vielsalm	28.5	39	14.5	12	6
Virton	77	14.5	4	0	4.5
Wellin	76.5	20.5	3	0	0

Annexe 1 : Influence de la température, de l'humidité relative et du taux de renouvellement d'air sur la concentration en formaldéhyde dans une pièce habitée

Tests en chambre climatique (selon Wanner & Kuhn, 1986) : évolution dans le temps de la concentration en formaldéhyde lorsque l'on fait varier la température de l'air (figure 1), son humidité relative (figure 2) ou son taux de renouvellement (figure 3)

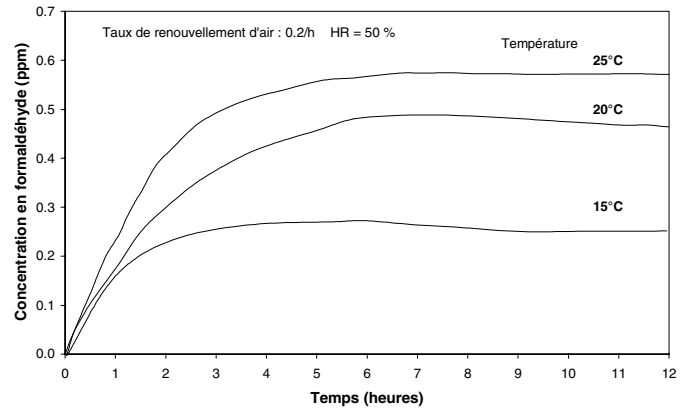


Figure 1

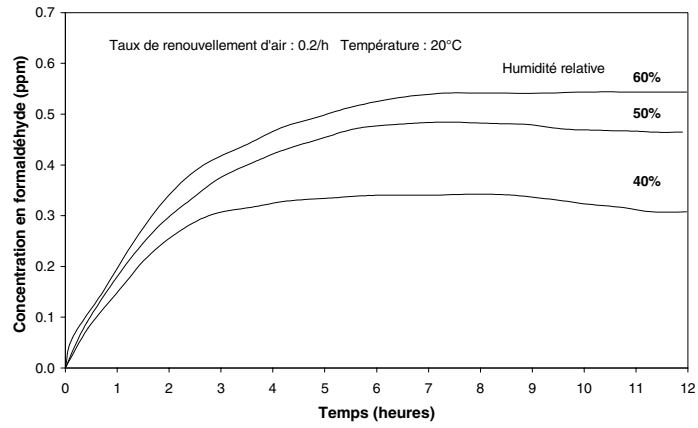


Figure 2

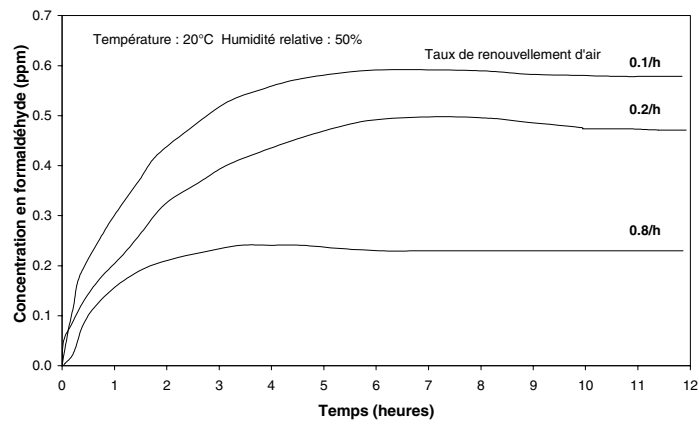


Figure 3

Annexe 2 : Distribution du radon dans la province de Luxembourg

Arrondissement	Commune	POURCENTAGE TAUX				
		Normal <100 Bq/m ³	Légèrement supérieur 100 à 200 Bq/m ³	Supérieur 200 à 400 Bq/m ³	Nettement supérieur 400 à 800 Bq/m ³	Très nettement supérieur >800 Bq/m ³
ARLON	Arlon	88,5	8,5	1,5	0	1,5
	Attert	69	24	3,5	3,5	0
	Aubange	84	11	5	0	0
	Martelange	25	25	31,25	12,5	6,25
	Messancy	83	17	0	0	0
		75,5	15,7	5,6	2,5	0,7
BASTOGNE	Bastogne	32	35	22	4,5	6,5
	Bertogne	37,5	15	20	20	7,5
	Fauvillers	28,5	21,5	28,5	14,5	7
	Gouvy	40,5	27	22	7	3,5
	Houffalize	25,8	42	17,7	6,5	8
	Sainte-Ode	42,5	27,5	22,5	5	2,5
	Vaux sur Sûre	37,5	21	19	15	7,5
	Vielsalm	28,5	39	14,5	12	6
		34	30	20,5	9,5	6
MARCHE	Durbuy	73	22,5	3	1,5	0
	Erezée	80	17	3	0	0
	Hotton	76	16	8	0	0
	La Roche	62,5	23	6	8,5	0
	Manhay	63,5	17,5	11	6	2
	Marche	87	11	2	0	0
	Nassogne	61,5	30	8,5	0	0
	Rendeux	53,5	28	12	6,5	0
	Tenneville	50	32,5	10	5	2,5
	68	22	6,5	3	0,5	
NEUFCHATEAU	Bertrix	48,5	20	20	8,5	3
	Bouillon	43,5	39	14,5	1,5	1,5
	Daverdisse	54,5	27,5	4,5	9	4,5
	Herbeumont	50	18	18	14	0
	Léglise	34,5	31	25	7,5	2
	Libramont	49	36	6	6	3
	Libin	41	32	20	4,5	2,5
	Neufchâteau	40	30	20	6	4
	Paliseul	41,5	30	21,5	5,5	1,5
	Saint-Hubert	35	25	27,5	7,5	5
	Tellin	80,5	15,5	4	0	0
	Wellin	76,5	20,5	3	0	0
	46	28,5	16,5	6,5	2,5	
VIRTON	Chiny	70,5	25,5	4	0	0
	Etalle	97	3	0	0	0
	Florenville	87	9	2	2	0
	Habay	55	37	4	4	0
	Meix	57,5	34,5	4	0	4
	Musson	60	40	0	0	0
	Rouvroy	66,5	33,5	0	0	0
	Saint-Léger	100	0	0	0	0
	Tintigny	79,5	13	7,5	0	0
	Virton	77	14,5	4,2	0	4,2
	75	20	3	1	1	
PROVINCE LUXEMBOURG		57	24,5	11,5	4,5	2,5

Tableau A2 : Distribution du radon dans la province de Luxembourg (source : Province de Luxembourg - Direction des Centres de Santé - Centre Radon)

Annexe 3 : L'énergie électrique en Belgique

Année	1960		1970		1980		1990		Evolution 1990/1960
	aérien	souter.	aérien	souter.	aérien	souter.	aérien	souter.	
Type de réseau									
Réseaux haute tension									
- transport 380 kV	-	-	-	-	539	-	854	-	
- transport 220 kV	21	-	79	-	208	-	244	-	
- transport 150 kV	710	1	1228	32	1700	77	1986	106	
Total transport	732		1339		2824		3190		+ 336 %
- répartition 70 kV	1703	40	2582	50	2982	95	2793	122	
- répartition 36 kV	53	613	37	985	121	1453	160	1638	
Total répartition	2409		3654		4651		4713		+ 96 %
- distribution 30 kV et moins	10621	14740	13314	23333	14017	34746	12669	41064	
Total distribution	25361		36647		48763		53733		+ 112 %
Total haute tension	13108	15394	17240	24400	19567	36371	18706	42930	
Total HT général	28502		41640		55938		61636		+ 116 %
Réseaux basse tension 220 V / 380 V	52352	8481	55937	130001	58761	21747	58041	29088	
Total BT général	60833		68938		80508		87129		+ 43 %

*Tableau A3 : Evolution du développement des réseaux d'électricité en Belgique
(longueurs exprimées en km) - (D'après Comblin, 1994)*

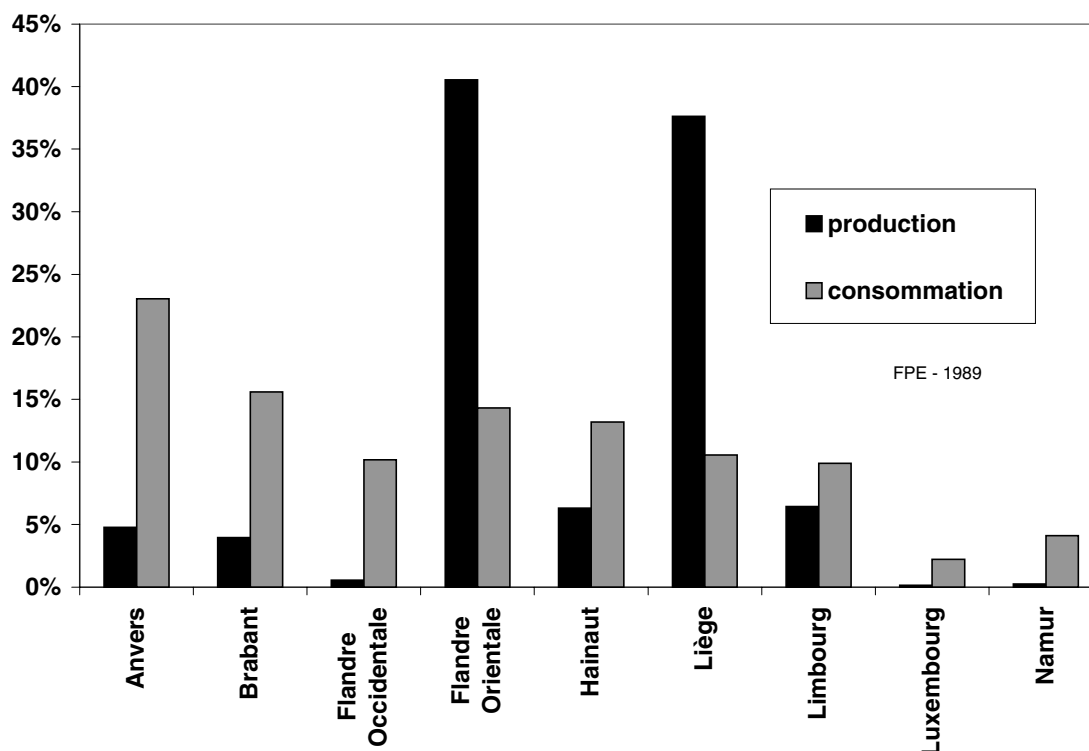


Figure A3 : Pourcentages de production et de consommation d'énergie électrique par province (1989)

Bibliographie

ADEME (1997), *La réduction des émissions de composés organiques volatils dans l'industrie*, document ADEME pp. 180

Amiante : L'inventaire des problèmes. Revue du Travail, juillet-août-septembre 1996

Ash G. (1991), *Les capteurs en instrumentation industrielle*, 4^e édition - Dunod Paris, pp. 816

Backman H., Haghghat F. (1999), *Indoor-air quality and ocular discomfort*. J Am Optom Assoc **5**, 309-316

Bachman M.O., Turck W.A.V., Myers J.E. (1995), *Sick building symptoms in office workers : a follow-up study before and one year after changing buildings*. Occup Med **45**, 11-15

Bauer A., Alsen-Hinrichs C.(1999), *Zwischenauswertung von Verläufen umweltmedizinischer Erkrankungen*. Zeitschrift für Umweltmedizin **30**

Beguin H., Nolard N. (1994), *Mould biodiversity in homes I. Air and surface analysis of 130 dwellings*. Aerobiologia **10**, 157-160

Beguin H. (1995), *Mould biodiversity in homes II. Analysis of mattress dust*. Aerobiologia **11**, 3-10

Beguin H., Nolard N. (1996), *Prevalence of fungi in carpeted floor environment : analysis of dust samples from living-rooms, bedrooms, offices and school classrooms*. Aerobiologia **12**, 113-120

Bismuth C. (1987), *Toxicologie clinique*

Bjorksten B. (1999), *The environmental influence on childhood asthma*. Allergy **49** (Suppl), 17-23

Bonneau I. (1987), *La chromatographie en phase liquide*, Note pédagogique n°2, Analisis, v.15, 8, Paris, p.LXI.

Burr M.L. (1999), *Indoor air pollution and the respiratory health of children*. Pediatr Pulmonol Suppl **18**, 3-5

Burr M.L., Anderson H.R., Austin J.B., Harkins L.S., Kaur B., Strachan D.P., Warner J.O. (1999), *Respiratory symptoms and home environment in children : a national survey*. Thorax **1**, 27-32

Carlsson, A., Lindqvist, T. (1977), *Exposure of animals and man to toluene*. Scan. J. Work, Environ. & Health **3**, 135

C.S.T.C. *Problèmes d'humidité dans les bâtiments*. Note d'Information Technique 153 publié par le Centre Scientifique et Technique de la Construction.

Chuang J.C., Callahan P.J., Lyu C.W., Wilson N.K. (1999), *Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families*. J Expo Anal Environ Epidemiology **2**, 85-98

Colt J.S., Zahm S.H., Camann D.E., Hartge P. (1998), *Comparison of pesticides and other compounds in carpet dust samples collected from used vacuum cleaner bags and from a high-volume surface sampler*. Environ Health Perspect **106**, 721-724

Comblin D. (1994), *Electromagnétisme et santé*. CEFÉ, Dossier N°2

Cotonat J. (1996), *La toxicologie*. Que sais-je ?

Custovic A., Simpson A., Woodcock A. (1998), *Importance of indoor allergens in the induction of allergy and elicitation of allergic disease*. Allergy **48** (Suppl.), 115-120

Déoux S. et P. (1997), *L'écologie c'est la santé*. Editions Frison-Roche, Paris, 539 p.

Devlin R.B., Horstman D.P., Gerrity T.R., Becker S., Madden M.C., Biscardi F., Hatch G.E., Koren H.S. (1999), *Inflammatory response in humans exposed to 2,0 ppm nitrogen dioxide*. Inhal Toxicol **2**, 89-109

Dossier *Bâtiment et Santé* CSTB Magazine **113**, avril 1998

Dossier *benzène*. AIRPLUS **18**, janvier-février 1999

Dossier : *Notre santé, polluée ?* Environnement **33**, juin 1996

Dossier : *Votre maison, est-elle en bonne santé ?* Environnement **40**, décembre 1997

Dräger (1994), *Livre de poche - Tubes réactifs Dräger*, 9^e édition - Drägerwerk Aktiengesellschaft Lübeck pp 369

Dreborg S. (1998), *Mite allergens. Collection, determination, expression of results, and risk levels for sensitization and symptom induction*. Allergy **53**, 88-91

Duhme H., Weiland S.K., Keil U. (1998), *Epidemiological analyses of the relationship between environmental pollution and asthma*. Toxicol Lett **102-103**, 307-316

Encyclopaedia Universalis Thesaurus p.1316

Enquête sur la qualité de l'habitat en Wallonie. (1996), MRW, Division de l'Observatoire de l'Habitat et de la Coordination, Jambes

Environnement et Cancer – Livre des conférences. Symposium organisé par l'Association contre le cancer, 21 et 22 novembre 1997, Bruxelles

Fanger, P.O. (1970) *Thermal Comfort. Analysis and Applications in Environmental Engineering*. Mac Graw-Hill, 244 p.

Fanger, P.O., Lauridsen, J., Bluyssen, P. and Clausen, G. (1988) *Air pollution sources in offices and assembly halls, quantified by the olfunit*. Energy and buildings, **12**.

Früs L., Carter N., Nordman O., Simeonidis A., Jardo S. (1999), *Validation of a geologically based radon risk map : are the indoor radon concentrations higher in high-risk areas ?* Health Phys. **5**, 541-544

Gardner J.W. (1994), *Microsensors, Principles and Applications*, Wiley Chichester, pp.331.

Garret M.H., Hooper M.A., Hooper B.M., Rayment P.R., Abramson M.J. (1999), *Increased risk of allergy in children due to formaldehyde exposure in homes.* Allergy **4**, 330-337

Gordon S.M., Callahan P.J., Nishioka M.G., Brinkman M.C., O'Rourke M.K., Lebowitz M.D., Moschandreas D.J. (1999), *Residential environmental measurements in the national human exposure assessment survey (NHEXAS) pilot study in Arizona : preliminary results for pesticides and VOCs.* Expo Anal Environ Epidemiol **5**, 456-470

Haghighat F., de Bellis L. (1998), *Material Emission Rates : Literature Review, and the Impact of Indoor Air Temperature and Relative Humidity.* Building and Environment, **6**, 261-277

Haverinen U., Husman T., Toivola M., Suonketo J., Pentti M., Lindberg R., Leinonen J., Hyvarinen A., Meklin T., Nevalainen A. (1999), *An approach to management of critical indoor air problems in school buildings.* Environ Health Perspect **3** Suppl. (107), 509-514

Healthy Buildings '95 – an international conference on healthy buildings in mild climate. Milano, 10-14 september 1995. Marco Marconi – 1847p.

Hiness A.L., Ghosh T.K., Loyalka S.K., Warder R.C.Jr (1993), *Indoor air. Quality and control.* PTR Prentice Hall – 340p.

Hobbs B.S., Tantrum A.D.S., Can-Henry R. (1991), *Liquid electrolyte fuel cells.* In Techniques and mechanisms in gas sensing (ed. P.T. Moseley, J.O.W. Morris, and D.E. Williams), pp. 161-188. Adam Hilger, Bristol.

Holcatova I. (1999), *Health effects of indoor air pollutants – difficulties of evaluation.* Cent Eur J Public Health **1**, 50-51

Huss J., Lannoye J. (1998), *La santé empoisonnée.* Editions Frisson-Roche, Paris – 195p

IARC (International Agency for Research on Cancer. Tobacco smoking) International Agency for Research in Cancer, 1985 (IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Volume 38).

Indoor Air '93. Proceedings of the 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate. Indoor Air '93, Helsinki.

Vol.2 : *Chemicals in indoor air. Material emissions.* – 716p.

Vol.4 : *Particles, microbes, radon.* – 686p.

INSERM (1999), *Plomb dans l'environnement. Quels risques pour la santé ?* Les Editions INSERM, Paris – 461p.

- Keith L.H., *Principles of environmental sampling*, ACS - Washington - pp. 848.
- Lambrozo J. (1996), *Champs électro-magnétiques et santé. Un rapport de l'AMA*. Le Concours Médical
- Lannoye et al (1994), *La pollution électromagnétique et la santé. Vers une maîtrise des risques*. Editions Frison-Roche-Paris – 177 p.
- Larousse (1996), *Larousse Médical* Ed. Larousse Médical – 1203 p.
- Les solvants*. (1999), Une brochure pour les délégués syndicaux du textile, la confection et les blanchisseries
- Leung J.K., Tso M.Y., Hung L.C. (1999), *Radon mitigation by depressurisation of concrete walls and slabs*. Health Phys **4**, 420-426
- Malchaire, J. (1999), *Sick Building Syndrome - Analyse et prévention* Institut National de Recherche sur les Conditions de Travail, Bruxelles, pp 148
- Manuel J. (1999), *A healthy home environment ?* Environ Health Perspect : **7**, 352-357
- Maroni M., Seifert B., Lidvall T. (1995), *Indoor Air Quality*. Elsevier Science B.V. – 1049p.
- Martin G., Laffort P., coordonnateurs (1991), *Odeurs et désodorisation dans l'environnement*, Lavoisier Tec & Doc, Paris, pp 452.
- Martin J., Maystre L.Y. (1988), *Santé et pollution de l'air*. Presses Polytechniques Romandes. Lausanne
- Meissner T., Schwensberg F. (1996), *Pentachlorophenol in the indoor environment : evidence for a correlation between pentachlorophenol in passively deposited suspended particulate and in urine of exposed persons*. Toxicol Lett **88**, 237-242
- The Merck Index (1996), *An Encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals*. Merck&Co.,Inc., 10330p.
- Millet, J-R., Bienfait, D. (1991), *Bâtiment et santé : les risques liés au radon*. Cahiers du CSTB n° 2530 – Paris, 13 p.
- Moran S.E., Strachan D.P., Johnston I.D., Anderson H.R. (1999), *Effects of exposure to gas cooking in childhood and adulthood on respiratory symptoms, allergic sensitisation and lung function in young British adults*. Clin. Exp. Allergy **8**, 1033-1041
- Moullec le Y., Dr Squinazi F. (1996), *Pollution atmosphérique à l'intérieur des bâtiments : sources, expositions et risques sanitaires*. Analyse bibliographique des études françaises (1983-1993). Technique & Documentation
- Müller-Mohnssen H, Hahn K. (1995), *Über eine Methode zur Früherkennung neurotoxischer Erkrankungen (am Beispiel der Pyrethroidintoxikation)*. Gesundheitswesen **57**, 214-222.

- Nicolas J. (1998), *Surveillance de l'environnement. Méthodologie*. Academia Bruylant – Louvain-la-Neuve – 323p.
- Norbäck D, Bjömsson E, Janson C. Widström J et Boman G. (1995), *Asthmatic symptoms and volatile organic compounds, formaldehyde and carbon dioxide in dwellings*. *Occup and Environm. Med.* **52**, 388-395.
- Oie L., Nafstad P., Botten G., Magnus P., Jaakkola J.K. (1999), *Ventilation in homes and bronchial obstruction in young children*. *Epidemiology* **3**, 294-299
- Oliver L.C., Shackleton B.W. (1998), *The indoor air we breathe*. *Public Health Rep.* **5**, 398-409
- OMS (1998), *Champs électromagnétiques et santé publique*. Aide-Mémoire OMS - N°181 mai 1998
- OMS (1981), *Problèmes de santé liés à la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments*. Rapport sur la réunion d'un groupe de travail de l'OMS. Copenhague, 1981
- OMS (1983), *La santé et l'environnement*. Rapport sur une réunion de l'OMS à Vienne, 12-16 décembre 1983
- OMS (1992), *Les expositions aux polluants de l'air des espaces clos et leurs effets sur la santé*. Rapport sur une réunion de l'OMS à Nördlingen, 8-11 juin 1992
- Ott W.R., Roberts J.W. (1998), *Everyday Exposure to Toxic Pollutants*. *Scientific American*, février 1998
- Pauluhn J. (1999), *Hazard identification and risk assesement of pyrethroids in the indoor environment*. *Toxicol Lett* **1-3**, 193-199
- Pauluhn J., Steffens W., Haas J., Macherer L., Miksche L.K., Neuhauser H., Schüle S. (1996), *Toxicological Assesement of Pyrethroids in Interiors : demonstrated by means of the examples Cyfluthrin and Permethrin*. *Gesundheitswesen* **58**, 551-556
- Pérerat H. (1999), *Fibres de substitution à l'amiante. Toxicité et prévention*. *Préventique – Sécurité* **43**, 47-55
- Picot A. (1995), *Le bon usage des solvants*. *Information Toxicologique* **3**
- Quinif Y., Charlet J-M. (?) *Radon : le radon dans les habitations. Aspects géologiques du risque*.
- Rappe A. (1992), *Pesticides et Santé. Les pesticides en balance*. Bruxelles
- Raven P.H., Berg L.R., Johnson G.B. (1993), *Environment*. Sauders College Publishing – 569 p
- Rea W.J. (1994), *Chemical Sensitivity. Indoor Air Pollution*. Vol.II

Rinsky, R., Smith, A., Hornung, R., Filloon, T., Young, R., Okun, A., Landrigan, P. (1987), *Benzene and leukaemia. An epidemiologic risk assesement*. N. Eng. J. Med. **316**, 1044

Samson R.A., Flannigan B., Flannigan M. E., Verhoeff A.P., Adan O.C.G., Hoekstra E.S. (1994), *Health implications of fungi in indoor environments*. Elsevier – 602p.

Santé de l'homme et environnement. Symposium international Luxembourg 3-5 mars 1988

Sarpong S.B., Corey J.P. (1998), *Assesement of the indoor environment in respiratory allergy*. Ear Nose Throat J **12**, 960-964

Schneider P., Lorinci G., Gebefugi I.L., Heinrich J., Kettrup A., Wichmann H.E. (1999), *Vertical and horizontal variability of volatile organic compounds in homes in Eastern Germany*. J Expo Anal Environ Epidemiology **4**, 282-292

Seifert B., van de Wiel H.J., Dodet B., O'Neil I.K. (1993), *Environmental carcinogens. Methods of analysis and exposure measurement*. Volume 12 : *Indoor Air*. International Agency for Research on Cancer, Lyon

Shaw C.Y., Salares V., Magee R.J., Kanabus-Kaminska M. (1999), *Improvement of indoor air quality in four problem homes*. Building and Environment **34**, 57-69

Techniques de l'Ingénieur (2000), *Volumes "Analyse et caractérisation"*, Editions Techniques de l'Ingénieur, Paris

Tissot B. : *Le monoxyde de carbone et les produits de combustion*. Une conférence de journées "Sandrine" 19 septembre 1998

Tondeur F., Gerardy I., Christiaens D., Hallez S., Flemal J.M. (1999), *Indoor radon in the region of Brussels*. Health Phys. **6**, 697-702

Tranchant J. (dir.) (1995), *Manuel pratique de chromatographie en phase gazeuse*. Masson, 699 p.

Van Hammée M-L., Wattiez C.(1999), *Pesticides à usage domestique. Risques pour la santé*. PAN Belgium

Vernier J. (1992), *L'Environnement*.

Wang F., Ward I.C. (1999), *Multiple radon entry modeling in a house with a cellar*. J Air Waste Manag Assoc **6**, 682-693

WHO (1987), *Air Quality Guidelines for Europe*. European Series **23**, 426p.

WHO (1989), *Pentachlorophenol : Health and Safety Guide*. WHO, Geneva

WHO (1991), *Lindane (Gamma-HCHO) : Health and Safety Guide*. WHO, Geneva

WHO (1993), *Benzene- Environmental Health Criteria 150*. WHO ; Geneva

WHO (1995), *Updating and Revision of the air guidelines for Europe*. Report on a WHO Working Group on Volatile Organic Compounds. Bruxelles, 2-6 octobre 1995

WHO (1997), *Xylene- Environmental Health Criteria 150*. WHO ; Geneva

Wight G.D. (1994), *Fundamentals of air sampling* - Lewis - Boca Raton pp.254

Wilson C.E. (1999), *Suden infant death syndrome and Canadian Aboriginals : bacteria and infections*. FEMS Immunol Med Microbiol **25**, 221-226

YU C., Crump D. (1998), *A Review of the Emission of VOCs from Polymeric Materials used in Buildings*. Building and Environment. **33**, 357-374

Sites Internet consultés

1. <http://www.ful.ac.be/hotes/sandrine>
2. http://www.akut.org/habitat_travail.htm
3. <http://prevention.ch/lairdanstoutsetats.htm>
4. <http://www.medecines-douces.com>
5. <http://www.adil.org>
6. <http://perso.wanadoo.fr/la.maison.empoisonnee>
7. <http://www.med.univ-rennes1.fr>
8. <http://www.sdv.fr/aimt67/dossier>
9. <http://ecolu-info.unige.ch>
10. <http://www.cotu.com/infopage/health>
11. <http://ecoroute.uqcn.qc.ca/group/uqcn/envirophone>
12. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov>
13. <http://www.epa.gov>
14. <http://www.enstimac.fr/dr/pcf/analyse>
15. <http://meta.fgov.be>
16. <http://www.gsu.edu/~mstnrhx/indoor.htm>
17. <http://www.andrew.cmu.edu/user/kb13/cyh/IAQlinks.html>
18. <http://www.hud.gov/airplutn.html>
19. <http://www.hhs.state.ne.us/puh/enh/iaqfacts.htm>
20. <http://www.who.int/peh/air/Airqualitygd>
21. <http://www.boege-ambulanz.de>
22. <http://www.umweltmedizin.de>
23. <http://www.ia99.org>
24. <http://ei.jrc.it/eca-iaq>
25. <http://www.atsdr.cdc.gov/>
26. <http://www.environment.fgov.be/>
27. <http://www.astm.org/>
28. <http://www.irsst.qc.ca/>
29. <http://www.allergysa.org/>
30. <http://www.asbestos-institute.ca>
31. <http://www.skcinc.com>
32. <http://allergies.about.com/health/allergies/msubmites.htm>
33. <http://www.allergienet.com>
34. <http://europa.eu.int/>
35. <http://www.cnam.fr/depts/mpca/cours/courstheorie.htm>
36. <http://www.emse.fr/ECOLE/FRENCH/SPIN/instrum/sam96/>

18. Conclusion

Ce travail est l'issu de la recherche bibliographique de publications européennes et mondiales, de travaux de chercheurs et d'étudiants de la FUL, ainsi que de contacts avec les institutions et organisations s'occupant de la pollution intérieure. Pour situer l'importance du problème de la pollution de l'air dans les bâtiments de la province de Luxembourg, il faudrait répondre aux questions suivantes :

1. Quels sont les contaminants prioritaires et où les rencontre-t-on ?

Les polluants et leurs effets sur la santé, décrits dans ce document, sont ceux le plus souvent cités dans la littérature. Parce que les types de constructions et l'équipement des maisons dans les pays développés sont assez similaires, on peut supposer que les problèmes peuvent être approchés de la même façon. Il ne faut pas cependant oublier que les données d'exposition ne sont pas directement transposables d'un pays à l'autre en raison de différences quelquefois importantes dans les modes de vie, les structures de bâtiments et les conditions de ventilation. En ce qui concerne la province de Luxembourg, les statistiques nationales et régionales relatives au logement ne fournissent guère d'information au sujet des matériaux employés et de l'équipement des maisons. Il n'est donc pas possible à l'heure actuelle de présenter une habitation typique pour la province.

Une enquête exhaustive dans la province n'apporterait probablement pas de renseignements très originaux. Les expériences passées de pays limitrophes et la connaissance de la région permettent d'imaginer aisément les principaux polluants dont il faudra se préoccuper :

- le formaldéhyde, presque omniprésent dans l'habitat ;
- les solvants, émis par une multiplicité des sources, sont à l'origine de pathologies graves ;
- les pesticides très persistants à l'intérieur peuvent provoquer des effets divers et graves pour la santé ;
- le monoxyde de carbone à cause de sa grande toxicité qui est à l'origine de plusieurs morts chaque année ;
- le radon à cause des caractéristiques géologiques de la province de Luxembourg ;
- les moisissures et les acariens dans certains cas d'allergies.

2. Quels sont les risques pour la santé des personnes les plus sensibles ?

Alors que les effets nocifs des polluants à l'air libre et sur les lieux de travail ont fait l'objet d'un grand nombre d'études, rares sont celles qui ont été consacrées aux effets sanitaires de la pollution à l'intérieur des bâtiments. Du fait de la grande variété des polluants intérieurs et de l'intensité variable des émissions, les effets sur le confort et la santé sont également divers de par leur nature et leur gravité. Ils s'expriment à court ou à long terme et si les atteintes respiratoires sont les conséquences les plus fréquentes, le système respiratoire n'est pas la seule cible. L'évaluation de l'influence de l'air intérieur sur la santé rencontre plusieurs problèmes, entre autre le fait que les manifestations pathologiques induites ne correspondent pas à des symptômes ou à des signes spécifiques, mais se superposent aux manifestations de maladies fréquentes et banales que l'on rencontre couramment dans la population.

S'il est méthodologiquement difficile de démontrer scientifiquement la responsabilité des aérocontaminants sur la détérioration de la santé de l'homme, les données de la littérature médicale s'accumulent et les témoignages qui l'affirment foisonnent. On rencontre ainsi le plus souvent les pathologies et les symptômes suivants :

- des pathologies respiratoires chroniques : toux , rhinite, pharyngite, sinusites, bronchites chroniques ou récurrentes ;

- des allergies d'origine essentiellement biologique (poussières de maison riches en acariens, poils de chat,...) aggravées par d'autres substances telles que le dioxyde d'azote ou la fumée de tabac qui, quoique non allergisantes par elles-mêmes, sont mal supportées par les sujets asthmatiques. La relation entre l'augmentation des cas d'asthme chez l'enfant et la qualité de l'air intérieur est un problème rencontré fréquemment par les pédiatres et allergologues;
- des allergies cutanées : eczéma, prurigo ;
- des réactions de gêne, d'inconfort ou de confinement, avec des nuisances olfactives, des irritations des yeux, du nez et de la gorge et des troubles respiratoires. Sont généralement en cause la température, l'hygrométrie, la vitesse de l'air, la fumée de tabac et certains composés organiques volatils, dont le formaldéhyde ;
- l'altération de l'état général, qui est parfois nommée "syndrome de la fatigue chronique", et qui est caractérisée par de la fatigue, des douleurs musculaires, des neurodermatoses, des insomnies, des migraines, des dépressions, etc. ;
- des pathologies mal définies, connues sous l'appellation de syndrome des bâtiments malsains (SBM) ou "Sick Building Syndrome (SBS)", et qui se traduisent par des rhinites, des migraines, des irritations oculaires et cutanées et dont l'étiologie, probablement multifactorielle, reste encore imprécise ;
- des dangers graves, voire mortels, à très court terme, par intoxication (exemple : le monoxyde de carbone qui est responsable chaque année de plusieurs centaines de morts et de milliers d'hospitalisations) ou par infections (légionelloses et aspergillooses opportunistes, crises d'asthme) ;
- des cancers, en particulier des voies respiratoires ;
- altération du système immunitaire.

Ce rapport a développé les effets sur la santé de chacun des polluants, considéré individuellement, mais il faut se rendre compte de la grande diversité des situations, tant au niveau des individus, qu'au niveau des expositions. Face aux sollicitations environnementales, il existe une grande variabilité de sensibilité des individus. Chez certaines personnes, les agressions extérieures peuvent déclencher des réactions d'une ampleur beaucoup plus élevée que celle décrites ici; chez d'autres, aucune réaction n'est rencontrée. Les personnes immunodéprimées peuvent ainsi développer des infections bactériennes ou fongiques opportunistes qui finissent souvent par la mort. Les asthmatiques peuvent réagir à certaines substances par le développement d'une crise d'asthme. Le monoxyde de carbone peut être mortel pour des personnes âgées ou présentant une insuffisance respiratoire ou cardiaque. Enfin, il ne faut pas oublier les enfants qui, à cause de leur poids plus faible et de leur respiration plus importante, courent un risque associé à l'exposition de beaucoup supérieur à celui des adultes.

Une autre dimension du problème, qu'il ne faut pas perdre de vue, c'est que les polluants sont présents dans un mélange et peuvent ainsi interagir entre eux. Ceci peut modifier leurs caractéristiques physiques, chimiques et toxicologiques. Au niveau de leur impact sur la santé, il faut également évoquer la possibilité d'effets additifs, synergiques, amplificateurs ou multiplicateurs (parfois antagonistes). Cet aspect n'a pas encore été bien étudié et les incertitudes scientifiques persistent toujours.

3. Quel est le nombre de personnes concernées par ces risques ?

La population de la province de Luxembourg s'élève à 240 000 habitants. Chaque personne peut être victime de la pollution intérieure, mais malheureusement, les individus les plus sensibles sont aussi ceux qui séjournent le plus longtemps dans les maisons : les enfants en âge préscolaire, les personnes âgées, les malades, ainsi que les individus qui ont déjà développé une allergie aux autres substances.

Dans la province de Luxembourg, il y a 6,2% d'enfants dans la tranche d'âge de 0 à 4 ans et 15% de personnes âgées de plus de 65 ans. Si on ajoute les femmes au foyer, on obtiendra un nombre de personnes concernées assez important. Bien sûr, seules certaines de ces personnes seront atteintes par la maladie, mais d'autre part, les personnes dans les autres tranches d'âge ne sont pas épargnées. On ne peut pas prévoir qui développera les symptômes parce que la sensibilité et les maladies peuvent apparaître même après plusieurs années de contact avec certaines

substances. A l'état actuel de la science il n'est pas possible de donner le nombre ou le pourcentage exact de malades (potentiels) de la pollution intérieure.

4. Quels critères adopter pour définir un risque acceptable ?

Le lien entre la santé et l'air intérieur demeure extrêmement complexe à établir dans la plupart des cas. La nature des dangers apparaît souvent difficile à mettre en évidence, du fait de la faible toxicité des agents ou de la faible exposition des populations, d'où la difficulté de définir les limites de sécurité. Face à ces incertitudes, il serait judicieux d'adopter les valeurs limites acceptées par les "ambulances de l'environnement" en Allemagne et au Grand-Duché de Luxembourg. Le tableau 3 rappelle ces valeurs mesurées dans l'air, dans la poussière ou dans les échantillons solides.

Substance	Air	Bois, cuir	Tapis	Poussière
Formaldéhyde	0,1ppm = 0,12mg/m ³			
Benzène	0,06 ppm = 20µg/m ³			
Toluène	0,02 ppm = 80µg/m ³			
Xylène	0,02 ppm = 80µg/m ³			
Pentachlorophénol		5 mg/kg		5 mg/kg
Lindane		5 mg/kg		3 mg/kg
Perméthrine			5 mg/kg	1 mg/kg
Dichlofluanide		1 mg/kg		1 mg/kg
Chlorothalonil		1 mg/kg		1 mg/kg
Radon	200 Bq/m ³ (hab.nouvelles) 400 Bq/m ³ (hab.anciennes)			
CO	4,4 ppm = 5 mg/m ³			
NO ₂	0,02 ppm = 40 µg/m ³			

Tableau 3 : Synthèse des valeurs limites adoptées pour les milieux intérieurs en Allemagne et au Grand Duché de Luxembourg

Table des matières

1. Introduction

2. Méthodes et instruments de caractérisation chimique : principes de base	7
2.1. Introduction et préalable théorique	7
2.2. Capteurs et instrument de terrain	9
2.3. Méthodes d'analyse en laboratoire	17
2.4. Techniques de prélèvement et de préparation de l'échantillon	28
3. Méthodologie générale d'investigation des milieux intérieurs	35
3.1. Contraintes de la surveillance des milieux intérieurs	35
3.2. Sélection des substances à analyser	36
3.3. Sélection des méthodes d'analyse et d'échantillonnage	37
3.4. Choix de l'endroit de mesure	37
3.5. Choix de la période d'échantillonnage	37
3.6. Choix de la durée d'échantillonnage	37
3.7. Choix de la fréquence d'échantillonnage	38
3.8. Transport et conservation des échantillons	38
3.9. Choix réalisés dans cet ouvrage	38
4. Le formaldéhyde	39
5. Les pesticides	45
5.1. Le pentachlorophénol (PCP)	46
5.2. Le lindane	48
5.3. La perméthrine	49
5.4. Autres pesticides	50
6. Les solvants	55
6.1. Le benzène	56
6.2. Le toluène	57
6.3. Les xylènes	58
6.4. Les solvants chlorés	59
7. Le monoxyde de carbone	63
8. Les oxydes d'azote	67
9. La fumée de tabac	71

10. Le radon	75
11. Les champs électromagnétiques	83
11.1. Les fréquences extrêmement basses (E.L.F.)	84
11.2. Les radiofréquences	85
12. Les acariens	89
13. Les moisissures	91
14. L'amiante	95
15. Les fibres minérales artificielles	99
16. Le plomb	101
17. Le climat intérieur	105
18. Conclusion	109
Bibliographie	113
Sites Internet consultés	119
Classification en fonction du risque de cancer pour l'homme	121
Abréviations utilisées	122
Annexe 1 : Influence de la température, de l'humidité relative et du taux de renouvellement d'air sur la concentration en formaldéhyde dans une pièce habitée	123
Annexe 2 : Distribution du radon dans la province de Luxembourg	124
Annexe 3 : L'énergie électrique en Belgique	125