

vailleurs présents sur le lieu de travail; les résultats obtenus sont ensuite généralisés à l'ensemble du personnel.

L'une des manières de sélectionner des employés représentatifs de l'ensemble du personnel consiste à former des groupes homogènes d'exposition (GHE) pour lesquels on prévoit les mêmes expositions (Corn, 1985). Une fois ces groupes constitués, on choisit au hasard un sous-ensemble de travailleurs dans chacun des groupes. Les méthodes utilisées pour déterminer la taille appropriée des échantillons supposent une distribution normale des expositions, une exposition moyenne estimative et un écart-type compris entre 2,2 et 2,5. Les données d'échantillonnages antérieurs peuvent permettre d'utiliser un écart-type plus réduit. Pour répartir le personnel en GHE, la plupart des hygiénistes du travail observent les travailleurs à leur poste et procèdent à une évaluation qualitative des expositions.

Il existe de nombreuses façons de former des GHE; généralement, les travailleurs peuvent être classés en fonction des tâches qu'ils ont à effectuer ou des zones où ils travaillent. Lorsqu'on se fonde sur ces deux critères à la fois, la méthode de classification est appelée zonage (voir figure 30.8). Une fois en suspension dans l'air, les agents chimiques et biologiques peuvent présenter des modèles de concentration spatiale et temporelle imprévisibles et complexes dans tout l'environnement de travail. Par conséquent, la proximité de la source par rapport au travailleur n'est peut-être pas le meilleur indicateur d'une similitude d'exposition. Les mesures d'exposition faites sur des travailleurs que l'on suppose soumis à des conditions analogues peuvent montrer qu'il existe entre eux une variation plus grande que prévu. Dans ce cas, les groupes d'exposition doivent être ramenés à de moindres dimensions, et il faut en outre continuer à prélever des échantillons pour vérifier que les personnes appartenant à un même groupe sont effectivement soumises aux mêmes expositions (Rappaport, 1994).

L'exposition peut être mesurée pour tous les travailleurs, quels que soient leur activité et le risque en présence, ou uniquement pour ceux que l'on suppose le plus fortement exposés. Dans ce dernier cas, la sélection peut être fonction des caractéristiques de la production, de la proximité de la source, des précédentes données d'échantillonnage, de l'état des lieux et de la toxicité chimique. Cette méthode du cas le plus défavorable est utilisée à des fins réglementaires et ne mesure pas l'exposition moyenne à long terme ni les variations quotidiennes. Pour un échantillonnage effectué selon le critère de la similitude des tâches, on choisit des travailleurs qui ont des tâches identiques à accomplir à des intervalles inférieurs à une journée.

L'efficacité du classement en GHE dépend de nombreux facteurs qui influent sur l'exposition. Il faut notamment relever que:

- les travailleurs font rarement la même chose, y compris lorsqu'ils ont la même description de poste, et sont rarement soumis aux mêmes expositions;
- les habitudes de travail de chaque personne peuvent modifier sensiblement l'exposition;
- les travailleurs qui se déplacent dans toute la zone de travail peuvent être exposés de manière imprévisible à plusieurs sources de contaminants tout au long de la journée;
- le mouvement de l'air sur un lieu de travail peut affecter de manière imprévisible le degré d'exposition des travailleurs situés très loin d'une source de contamination;
- l'exposition peut être fonction non pas des tâches à accomplir, mais du milieu de travail lui-même.

La durée des prélèvements

Les concentrations d'agents chimiques dans les échantillons d'air sont soit mesurées directement sur le terrain — ce qui permet d'obtenir des résultats immédiats (échantillonnage en temps réel ou instantané) —, soit prélevées sur le terrain au fil du temps sur un milieu d'échantillonnage ou dans des sacs d'échantillonnage et mesurées en laboratoire (échantillonnage intégré) (Lynch, 1994). L'avantage de l'échantillonnage en temps réel est qu'il permet d'obtenir rapidement des résultats sur le terrain et de déceler des expositions aiguës de courte durée. Toutefois, les méthodes d'échantillonnage en temps réel présentent l'inconvénient de ne pas exister pour tous les contaminants et de ne pas être toujours suffisamment sensibles d'un point de vue analytique, ni assez précises pour quantifier les contaminants ciblés. De plus, l'échantillonnage en temps réel n'est pas indiqué pour l'hygiéniste du travail qui s'intéresse aux expositions chroniques et a besoin de mesures moyennes pondérées dans le temps pour établir une comparaison avec les valeurs limites d'exposition professionnelle.

L'échantillonnage en temps réel est donc utilisé pour des évaluations d'urgence, pour obtenir une estimation sommaire des concentrations, déceler des fuites, surveiller l'air ambiant et les sources de contaminants, évaluer les moyens de prévention technique, surveiller les expositions inférieures à 15 minutes et les expositions épisodiques, surveiller les produits chimiques hautement toxiques (monoxyde de carbone), les mélanges explosifs et les processus. Les méthodes d'échantillonnage en temps réel peuvent déceler les changements de concentration dans le temps et fournir des informations qualitatives et quantitatives immédiates. L'échantillonnage intégré de l'air est généralement pratiqué pour les prélèvements individuels et d'ambiance et pour comparer les concentrations aux valeurs moyennes d'exposition (VME) pondérées dans le temps. L'échantillonnage intégré présente plusieurs avantages: il s'applique à une grande variété de contaminants; il peut servir à identifier des contaminants inconnus; il est très précis et spécifique et les seuils de détection sont souvent très bas. Comme les échantillons intégrés analysés en laboratoire doivent contenir suffisamment de contaminant pour satisfaire les besoins analytiques minimaux, ils sont prélevés pendant un laps de temps prédéfini.

Outre les exigences analytiques d'une méthode d'échantillonnage, la durée de l'échantillonnage devrait correspondre à l'objectif visé. S'il s'agit d'échantillonner la source, on tiendra compte de la durée du cycle ou du processus, ou des pics anticipés de concentration. Dans ce dernier cas, les échantillons devraient être prélevés à intervalles réguliers tout au long de la journée pour minimiser les biais et identifier les pics imprévisibles. La période d'échantillonnage devrait être suffisamment courte pour mettre en évidence les pics tout en reflétant également la période d'exposition effective.

Figure 30.8 • Facteurs à considérer dans la création de GHE par zonage



La durée du prélèvement individuel sera fonction de la valeur limite d'exposition professionnelle, de la durée de la tâche ou de l'effet biologique anticipé. On utilise les méthodes d'échantillonnage en temps réel pour évaluer les expositions aiguës aux agents irritants, asphyxiants, sensibilisants et allergènes. Le chlore, le monoxyde de carbone et le sulfure d'hydrogène sont des exemples de produits chimiques qui peuvent avoir des effets rapides à des concentrations relativement faibles.

Les agents responsables de maladies chroniques tels que le plomb ou le mercure font habituellement l'objet de prélèvements sur toute la durée d'un poste (7 heures ou plus) au moyen de méthodes d'échantillonnage intégré. L'hygiéniste du travail prélève soit un échantillon unique, soit une série d'échantillons consécutifs couvrant la totalité de la période en question. Pour des expositions d'une durée inférieure à celle d'un poste, la durée de l'échantillonnage est généralement fonction des tâches ou des processus considérés. Les ouvriers du bâtiment, le personnel de maintenance à l'intérieur de locaux et les préposés à l'entretien des routes sont des catégories de travailleurs dont l'exposition est directement liée à la tâche effectuée.

Le nombre de prélèvements et la fréquence d'échantillonnage

Les concentrations de contaminants peuvent varier d'une minute à l'autre, d'un jour à l'autre et d'une saison à l'autre. De plus, il peut y avoir des variations inter- et intra-individuelles. Les variations d'exposition ont une influence à la fois sur le nombre d'échantillons à prélever et sur la précision des résultats. Elles peuvent provenir de différences dans les méthodes de travail, de changements dans les émissions toxiques, du volume de produits chimiques utilisés, de quotas de production, de la ventilation, de changements de température, de la mobilité du travailleur et des tâches qui lui sont confiées. La plupart des campagnes d'échantillonnage durent environ 2 jours par an; par conséquent, les mesurages obtenus ne sont pas représentatifs de l'exposition. La période de prélèvement des échantillons étant très courte par rapport au reste du temps, l'hygiéniste du travail doit extrapoler sur la base de la période d'échantillonnage. Pour le monitoring des expositions de longue durée, chaque travailleur sélectionné dans un GHE devrait faire l'objet de multiples prélèvements sur plusieurs semaines ou plusieurs mois et les expositions devraient être différenciées selon les postes de travail. Si l'équipe de jour est la plus occupée, l'équipe de nuit est parfois la moins surveillée et la plus propice à un certain relâchement des méthodes de travail.

Les techniques de mesurage

L'échantillonnage actif et passif

Les contaminants sont prélevés soit par aspiration active d'un échantillon d'air sur le support d'échantillonnage, soit en laissant passivement l'air atteindre ce support. L'échantillonnage actif utilise une pompe alimentée par batteries, tandis que l'échantillonnage passif procède par diffusion ou gravité. Les gaz, vapeurs, particules et aérosols biologiques sont tous prélevés par des méthodes d'échantillonnage actif; les gaz et les vapeurs peuvent également être prélevés par diffusion passive.

Pour les gaz, les vapeurs et la plupart des particules, une fois l'échantillon prélevé, on mesure la masse du contaminant et on calcule sa concentration en divisant la masse par le volume d'air prélevé. La concentration des gaz et des vapeurs s'exprime en parties par million (ppm) ou en mg/m^3 , et la concentration des particules en mg/m^3 (Dinardi, 1995).

Dans le cas de l'échantillonnage intégré, les pompes d'échantillonnage de l'air sont des composants critiques du système, car il est nécessaire de connaître exactement le volume d'air prélevé pour évaluer la concentration. On choisit les pompes en fonction

de divers paramètres: débit désiré, facilité d'entretien et d'étalonnage, poids et encombrement, coût et possibilité d'utilisation dans des environnements dangereux. Le critère de sélection le plus important est le débit: les pompes à faible débit (0,5 à 500 ml/min) servent à prélever des échantillons de gaz et de vapeurs; les pompes à fort débit (500 à 4 500 ml/min) sont destinées à prélever des échantillons de particules, d'aérosols biologiques, de gaz et de vapeurs. Pour garantir des volumes d'échantillon exacts, les pompes doivent être étalonnées avec précision. L'étalonnage est effectué au moyen d'étalons primaires tels que des compteurs à bulles de savon manuels ou électroniques, qui mesurent directement le volume, ou des méthodes secondaires telles que les horloges à gaz avec liquide, les compteurs à gaz et les rotamètres de précision calibrés à l'aide de méthodes primaires.

L'échantillonnage des gaz et des vapeurs

Les gaz et les vapeurs sont prélevés au moyen de tubes adsorbants solides et poreux, d'impacteurs («impingers»), d'échantillonneurs passifs et de sachets. Les tubes adsorbants sont des tubes en verre remplis de granulés permettant l'adsorption à leur surface de produits chimiques sans que ceux-ci ne subissent de modification dans leur composition. Les adsorbants solides s'utilisent spécifiquement pour des groupes de composés; les adsorbants habituellement utilisés sont le charbon actif, le gel de silice et le Tenax (fibres de carbone). Le charbon actif est électriquement non polaire et adsorbe de préférence des gaz et des vapeurs organiques. Le gel de silice, forme de silice active, sert à recueillir des composés organiques polaires, des amines et certains composés inorganiques. En raison de son affinité pour les composés polaires, il adsorbe la vapeur d'eau; par conséquent, avec une humidité élevée, l'eau peut extraire du gel de silice les produits chimiques intéressants les moins polaires. Le Tenax, polymère poreux, est utilisé pour l'échantillonnage de très faibles concentrations de composés organiques volatils non polaires.

L'aptitude à piéger avec précision les aérocontaminants et à éviter les pertes dépend du débit d'échantillonnage, du volume d'échantillonnage ainsi que de la volatilité et de la concentration du contaminant en suspension dans l'air. L'augmentation de la température, de l'humidité, du débit, de la concentration, de la taille des particules adsorbantes et du nombre de produits chimiques en présence peut nuire à l'efficacité d'adsorption des adsorbants solides. Cette baisse d'efficacité se traduira par une déperdition de produits chimiques pendant l'échantillonnage et une sous-estimation des concentrations. Pour détecter la perte ou la fuite de produits chimiques, les tubes adsorbants solides possèdent deux sections de matière granulée séparées par un tampon de mousse. La section avant est utilisée pour le prélèvement d'échantillons et la section arrière pour déterminer la fuite. Cette dernière est établie lorsque au moins 20 à 25% du contaminant se trouve dans la section postérieure du tube. Pour pouvoir analyser les contaminants à partir d'adsorbants solides, il est nécessaire d'extraire le contaminant du support à l'aide d'un solvant. Pour chaque lot de tubes adsorbants et de produits chimiques prélevés, le laboratoire doit déterminer l'efficacité de désorption et d'extraction des produits chimiques contenus dans l'adsorbant à l'aide du solvant. Le solvant le plus communément utilisé pour le charbon actif et le gel de silice est le sulfure de carbone. En ce qui concerne le Tenax, les produits chimiques sont extraits par désorption thermique directement dans un chromatographe en phase gazeuse.

Les impacteurs sont habituellement des barboteurs en verre avec un tube d'admission qui permet à l'air d'entrer dans le barboteur et de traverser une solution qui recueille les gaz et les vapeurs par absorption soit en l'état, soit après réaction chimique. Ces appareils sont de moins en moins utilisés dans le monitoring des lieux de travail, notamment pour l'échantillonnage individuel, car ils peuvent se briser et le milieu liquide peut se renverser sur le

travailleur. Il existe une grande variété d'impacteurs, y compris des barboteurs à gaz, des absorbeurs en spirale, des colonnes en perles de verre, des micro-impacteurs et des barboteurs frittés. Tous les impacteurs peuvent être utilisés pour les prélèvements d'ambiance; le micro-impacteur, le plus couramment utilisé, peut aussi servir aux prélèvements individuels.

Les échantillonneurs passifs ou par diffusion sont petits, ne comportent pas de pièces mobiles et peuvent être utilisés à la fois pour les contaminants organiques et inorganiques. La plupart des échantillonneurs de monitoring des contaminants organiques font appel au charbon actif. En théorie, tout composé qui peut être prélevé à l'aide d'un tube à charbon actif et d'une pompe peut être prélevé à l'aide d'un échantillonneur passif. Chaque échantillonneur a une géométrie unique pour assurer la vitesse d'échantillonnage requise. L'échantillonnage débute lorsque le couvercle est retiré et se termine lorsqu'il est replacé. La plupart des échantillonneurs par diffusion sont précis pour des expositions moyennes pondérées sur 8 heures et ne peuvent être utilisés pour des expositions de courte durée.

Il est possible d'utiliser des sachets d'échantillonnage pour recueillir des échantillons intégrés de gaz et de vapeurs. Leurs propriétés de perméabilité et d'adsorption permettent un stockage d'une journée moyennant une perte minimale. Ces sachets sont en Teflon (polytétrafluoroéthylène) ou en Tedlar (polyfluorure de vinyle).

L'échantillonnage des particules

L'échantillonnage de particules ou d'aérosols en milieu de travail se trouve actuellement dans une phase transitoire en raison de l'arrivée de nouvelles techniques de prélèvement sélectif qui sont appelées à remplacer les méthodes traditionnelles. Nous les examinerons les unes et les autres ci-après en commençant par les méthodes traditionnelles.

Les filtres en fibres ou les membranes filtrantes sont les dispositifs le plus souvent utilisés pour recueillir les aérosols, le captage de l'aérosol dans le flux d'air se faisant par impact et fixation des particules à la surface du filtre. Le choix du milieu filtrant dépend des propriétés physiques et chimiques des aérosols à prélever, du dispositif de prélèvement et du type d'analyse à effectuer. Les critères de sélection sont les suivants: efficacité de prélèvement, perte de charge, hygroscopicité, contamination de fond, résistance et taille des pores, qui peut aller de 0,01 à 10 μm . Les membranes filtrantes existent en différents calibres de pores et généralement en trois matières: ester de cellulose, poly(chlorure de vinyle) et polytétrafluoroéthylène. Comme elles retiennent les particules à leur surface, elles sont en principe utilisées dans des applications faisant appel à la microscopie. Les filtres en ester de cellulose mixte peuvent se dissoudre facilement dans l'acide et sont souvent utilisés pour prélever des métaux devant être analysés par absorption atomique. Les filtres en nucléopore (polycarbonate) sont très résistants et thermiquement stables. Ils servent à prélever et analyser des échantillons de fibres d'amiante par microscopie électronique à transmission. Les filtres en fibres sont souvent en fibre de verre et servent à prélever des échantillons d'aérosols contenant, par exemple, des pesticides ou du plomb.

En ce qui concerne les expositions professionnelles aux aérosols, il est possible de prélever un volume d'air connu grâce aux filtres, de mesurer (en mg par m^3 d'air) l'augmentation totale de la masse (analyse pondérale), de compter le nombre total de particules (fibres/ cm^3) ou encore d'identifier les aérosols (analyse chimique). Pour ce qui est des calculs de masse, il est possible de mesurer la quantité totale de poussières entrant dans le dispositif d'échantillonnage ou seulement la fraction respirable. Quand on mesure la quantité totale de poussières, l'augmentation de la masse représente le dépôt de poussières dans toutes les parties des voies respiratoires. Les dispositifs d'échantillonnage servant à me-

surer la quantité totale de poussières peuvent conduire à des erreurs du fait des turbulences ou de la mauvaise orientation des filtres. Un puissant courant d'air sur un filtre en position horizontale peut en effet amener à prélever des particules supplémentaires et à surestimer l'exposition.

En ce qui concerne l'échantillonnage des poussières respirables, l'augmentation de la masse représente le dépôt de poussières dans la région alvéolaire des échanges gazeux des voies respiratoires. Pour prélever uniquement la fraction respirable, on utilise un éluutriateur qui modifie la distribution des poussières en suspension dans l'air avant leur passage dans le filtre. Les aérosols sont aspirés dans l'éluutriateur, où ils subissent une accélération et un mouvement tourbillonnaire qui provoque l'expulsion des particules les plus lourdes vers le pourtour de la veine d'air et leur dépôt sur une section de dégagement au fond de l'appareil. Les particules respirables inférieures à 10 μm restent dans la veine d'air et sont recueillies sur le filtre pour subir ultérieurement une analyse pondérale.

Les erreurs d'échantillonnage des poussières totales et des poussières respirables conduisent à l'obtention de mesures qui ne reflètent pas avec exactitude l'exposition ou les effets nocifs pour l'individu. C'est pourquoi une méthode de prélèvement sélectif a été proposée pour redéfinir le rapport entre la dimension des particules, l'impact négatif sur la santé et la méthode d'échantillonnage. Son but est de mesurer les particules en tenant compte de la relation entre leur granulométrie et leurs effets spécifiques sur la santé. L'ISO (Organisation internationale de normalisation) et l'ACGIH ont défini trois fractions de masse particulaire: les particules inhalables (PI), les particules thoraciques (PT) et les particules respirables (PR). Les PI se réfèrent aux particules susceptibles d'entrer par le nez et la bouche et remplacent la fraction totale traditionnelle. Les PT s'appliquent aux particules qui peuvent pénétrer dans la partie supérieure de l'appareil respiratoire située après le larynx, tandis que les PR désignent les particules capables de se déposer dans la région des échanges gazeux du poumon et remplacent la fraction respirable actuelle. Dans la pratique, le prélèvement de particules d'une taille définie nécessite la mise au point de nouvelles méthodes d'échantillonnage des aérosols et de valeurs limites d'exposition spécifiques.

L'échantillonnage des agents biologiques

Il existe peu de méthodes normalisées d'échantillonnage des agents ou des aérosols biologiques, et elles ne sont pas différentes de celles utilisées pour d'autres particules en suspension dans l'air. Toutefois, comme la viabilité de la majorité des bioaérosols doit être préservée pour garantir leur culture en laboratoire, la collecte, le stockage et l'analyse des échantillons sont en général plus difficiles. La stratégie d'échantillonnage des aérosols biologiques suppose un prélèvement direct sur une gélose nutritive semi-solide ou leur ensemencement en boîte de Petri après prélèvement dans des liquides, incubation pendant plusieurs jours et identification et quantification des colonies apparues. Les amoncellements de cellules qui se sont multipliées sur la gélose peuvent être comptés comme étant des unités formant colonie (UFC) pour les bactéries ou les champignons vivants, et des unités formatrices de plaque (UFP) pour les virus actifs. À l'exception des spores, les filtres ne sont pas recommandés pour le prélèvement d'aérosols biologiques, car la déshydratation endommage les cellules.

Les micro-organismes vivants aérosolisés sont prélevés à l'aide d'impacteurs en verre (AGI-30), de dispositifs d'échantillonnage à fente et d'impacteurs inertiels. Les impacteurs recueillent les aérosols biologiques dans un liquide, tandis que les dispositifs d'échantillonnage à fente les recueillent sur des lamelles de verre à des débits élevés. L'impacteur dispose de un à six étages contenant chacun une boîte de Petri pour permettre la séparation des particules en fonction de leur taille.

L'interprétation des résultats de l'échantillonnage doit se faire au cas par cas, parce qu'il n'existe pas de valeurs limites d'exposition professionnelle préétablies. Les critères d'évaluation doivent être définis avant l'échantillonnage. Pour les enquêtes sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments, on prend pour référence les échantillons prélevés à l'extérieur, la règle empirique étant que lorsque les concentrations des échantillons pris à l'intérieur équivalent à dix fois celles des échantillons de référence, on peut penser qu'il y a contamination. Avec les techniques utilisant la culture d'étalement en boîtes de Petri, les concentrations sont probablement sous-estimées en raison de l'altération de la viabilité pendant l'échantillonnage et l'incubation.

L'échantillonnage cutané et l'échantillonnage de surface

Il n'existe pas de méthode standard permettant d'évaluer l'exposition de la peau aux produits chimiques et de prédire les doses absorbées. L'échantillonnage de surface a principalement pour but d'évaluer les méthodes de travail et d'identifier les sources potentielles d'absorption cutanée et d'ingestion. On utilise pour cela deux types de méthodes: des méthodes directes, qui consistent à prélever des échantillons sur la peau, et des méthodes indirectes de prélèvement des surfaces par frottis.

La méthode directe consiste à placer des compresses de gaze sur la peau pour absorber les produits chimiques, puis à rincer la peau à l'aide de solvants pour recueillir les contaminants et à déceler la contamination par fluorescence. Les compresses de gaze sont appliquées sur différentes parties du corps exposées à l'air libre ou placées sous l'équipement de protection individuelle. A la fin de la journée de travail, elles sont retirées puis analysées en laboratoire, la distribution des concentrations sur les différentes parties du corps servant à identifier les zones d'exposition de la peau. Cette méthode est peu coûteuse et facile à mettre en œuvre, mais ses résultats ne sont pas parfaits parce que les compresses de gaze ne constituent pas de bons modèles physiques des propriétés d'absorption et de rétention cutanée. De plus, les concentrations mesurées ne sont pas nécessairement représentatives du corps tout entier.

On rince la peau avec des solvants ou bien, dans le cas des mains, en les plaçant directement dans des sachets en plastique remplis de solvant pour mesurer la concentration de produits chimiques à la surface. Cette méthode peut sous-estimer la dose réelle de contaminant, car seule la fraction de produits chimiques non absorbée est prélevée.

On utilise un procédé de monitoring par fluorescence pour détecter l'exposition de la peau à des produits chimiques lorsque ceux-ci ont des propriétés naturelles de fluorescence, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques, ou bien lorsqu'on leur a volontairement ajouté des composés fluorescents. La peau est scannée par une lumière ultraviolette qui permet de visualiser la contamination, montrant ainsi concrètement aux travailleurs l'incidence que leur manière de travailler peut avoir sur l'exposition. Des recherches sont en cours pour quantifier l'intensité de fluorescence et la mettre en rapport avec la dose absorbée.

Les méthodes indirectes d'échantillonnage par frottis nécessitent l'utilisation de gazes, de filtres en fibre de verre ou en cellulose pour essuyer l'intérieur des gants ou des appareils de protection respiratoire, ou le dessus des surfaces. Il est possible d'ajouter des solvants pour augmenter l'efficacité du prélèvement. Les gazes et les filtres sont ensuite analysés en laboratoire. Afin de normaliser les résultats et de permettre une comparaison entre les échantillons, on utilise une matrice carrée de 100 cm².

Les prélèvements biologiques

Les échantillons de sang, d'urine et d'air expiré sont ceux qui conviennent le mieux à une surveillance biologique périodique; les échantillons de cheveux, de lait, de salive et d'ongles sont

moins fréquemment utilisés. La surveillance biologique s'effectue par le prélèvement d'un ensemble d'échantillons de sang et d'urine sur le lieu de travail et par leur analyse en laboratoire. Les échantillons d'air expiré sont prélevés dans des sachets Tedlar, des pipettes en verre ou des tubes adsorbants spécialement conçus à cet effet. Ils sont analysés sur le terrain, grâce à des analyseurs à lecture directe, ou en laboratoire. Les échantillons de sang, d'urine et d'air expiré sont principalement utilisés pour mesurer les molécules mères inchangées (même produit chimique que celui prélevé dans l'air du lieu de travail), leur métabolite ou un changement biochimique (intermédiaire) induit dans le corps. Par exemple, on mesure la molécule mère du plomb dans le sang afin d'évaluer l'exposition saturnine; de même, on mesure l'acide mandélique, son métabolite, dans l'urine, pour évaluer l'exposition au styrène et à l'éthylbenzène, et on dose, dans le sang, la carboxyhémoglobine, laquelle est un intermédiaire, pour évaluer à la fois l'exposition au monoxyde de carbone et au chlorure de méthylène. S'agissant du monitoring de l'exposition, la concentration d'un paramètre idéal sera étroitement corrélée à l'intensité de l'exposition, tandis que dans le cadre de la surveillance médicale, elle sera étroitement corrélée à la concentration dans l'organe cible.

Le moment du prélèvement biologique peut avoir une incidence sur l'utilité des mesures. Il doit refléter au mieux l'exposition, sachant qu'il dépend de la demi-vie biologique d'excrétion des produits chimiques, c'est-à-dire du temps qu'il faut pour qu'ils soient éliminés de l'organisme, à savoir plusieurs heures ou plusieurs années. Les concentrations dans les organes cibles de produits chimiques ayant une demi-vie biologique courte suivent de très près celles que l'on peut mesurer dans l'air ambiant, alors que dans le cas des produits ayant une demi-vie biologique longue, elles ne fluctuent guère en fonction de l'exposition à l'environnement. Pour les produits chimiques ayant une demi-vie biologique courte, soit moins de 3 heures, le prélèvement devrait avoir lieu immédiatement à la fin du poste de travail, avant la baisse rapide des concentrations, afin de refléter l'exposition correspondant au poste en question. Les échantillons peuvent être prélevés à tout moment pour les produits chimiques ayant une demi-vie longue, tels que les biphenyles polychlorés et le plomb.

Le monitoring en temps réel

Les analyseurs à lecture directe fournissent une quantification en temps réel des contaminants; l'échantillon est analysé dans l'appareil même et ne nécessite pas d'être acheminé à un laboratoire situé hors du site (Maslansky et Maslansky, 1993). Les composés peuvent être mesurés sans prélèvement préalable sur un milieu séparé qui doit être ensuite transporté, stocké et analysé. La concentration se lit directement sur un compteur, une console de visualisation, un enregistreur à papier déroulant et un enregistreur séquentiel de données ou grâce à un changement de couleur. Les analyseurs à lecture directe s'utilisent essentiellement pour les gaz et les vapeurs; il en existe quelques-uns pour les particules. Ces appareils varient en coût, complexité, fiabilité, taille, sensibilité et spécificité. On trouve des dispositifs simples (tels que les tubes colorimétriques qui indiquent la concentration par un changement de couleur), des analyseurs spécialement conçus pour un produit chimique particulier (tels que les indicateurs de monoxyde de carbone, les indicateurs de gaz inflammables (explosimètres) et les détecteurs de vapeurs de mercure) et des appareils de mesure (tels que les spectromètres à infrarouge) qui détectent un grand nombre de produits chimiques. Les analyseurs à lecture directe font appel à plusieurs méthodes physiques et chimiques d'analyse des gaz et des vapeurs, comme la conductivité, l'ionisation, la potentiométrie, la photométrie, les traceurs radioactifs et la combustion.

Les chromatographes en phase gazeuse alimentés par batteries, les analyseurs de vapeurs organiques et les spectromètres à infra-

rouge figurent parmi les analyseurs portables à lecture directe couramment utilisés. Les chromatographes en phase gazeuse et les analyseurs de vapeurs organiques s'utilisent principalement pour le monitoring des lieux d'entreposage des déchets dangereux et pour la surveillance de l'air ambiant. Les chromatographes en phase gazeuse équipés de détecteurs adaptés sont spécifiques et sensibles; ils peuvent quantifier les produits chimiques à des concentrations très basses. Les analyseurs de vapeurs organiques servent habituellement à mesurer des classes de composés. Les spectromètres portatifs à infrarouge sont essentiellement destinés aux contrôles d'ambiance et à la détection des fuites, car ils sont sensibles et spécifiquement adaptés à un grand nombre de composés.

Il existe de petits analyseurs individuels à lecture directe pour quelques gaz courants (chlore, cyanure d'hydrogène, sulfure d'hydrogène, hydrazine, oxygène, phosgène, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote et monoxyde de carbone). Ils stockent les mesures de concentration relevées tout au long de la journée et peuvent fournir un affichage direct de la concentration moyenne pondérée par rapport au temps, ainsi qu'un profil détaillé de la concentration du contaminant pour la journée en question.

Les tubes colorimétriques (détecteurs de gaz de type Draeger) sont faciles à utiliser, bon marché et adaptés à un grand nombre de produits chimiques. Ils permettent d'identifier rapidement des classes de contaminants de l'air et fournissent une estimation approximative des concentrations qui peut être utile au moment de définir les débits des pompes. Les tubes colorimétriques sont en verre. Ils sont remplis de matière granulaire solide imprégnée d'un agent chimique susceptible de réagir à un contaminant par coloration. Après avoir ouvert les deux extrémités scellées d'un tube en les cassant, on place ce tube dans une pompe manuelle et on prélève le volume indiqué d'air contaminé moyennant un nombre défini de coups de pompe pour un produit chimique donné. Un changement de couleur ou une coloration apparaît alors dans le tube, normalement en l'espace de 2 minutes, la longueur de la coloration étant proportionnelle à la concentration. Certains tubes colorimétriques ont été adaptés pour un échantillonnage de longue durée et s'utilisent avec des pompes à batteries qui peuvent fonctionner pendant au moins 8 heures. Le changement de couleur constaté représente une concentration moyenne pondérée dans le temps. Les tubes colorimétriques peuvent servir à des analyses qualitatives ou quantitatives; cependant, leur spécificité et leur précision sont limitées. Leur précision n'est pas aussi élevée que celle des méthodes de laboratoire ou de beaucoup d'autres analyseurs de mesure en temps réel. Il existe des centaines de tubes. Nombre d'entre eux ont des sensibilités croisées et peuvent déceler plus d'un produit chimique, d'où un risque d'interférences susceptibles de modifier les concentrations mesurées.

Les appareils de détection des aérosols à lecture directe ne peuvent pas distinguer les contaminants les uns des autres. Ils sont en principe utilisés pour le comptage ou l'analyse granulométrique des particules en vue d'une première mesure approximative, et non pour déterminer une exposition moyenne pondérée dans le temps ou une exposition aiguë. Les analyseurs de mesure en temps réel font appel à des caractéristiques optiques ou électriques pour définir la masse totale et respirable des particules, leur nombre et leur granulométrie. Les appareils de détection des aérosols par diffusion de la lumière, ou photomètres d'aérosols, servent à détecter la lumière diffusée par les particules, alors qu'elles traversent un volume dans l'appareil. Au fur et à mesure que le nombre de particules augmente, la quantité de lumière diffusée augmente elle aussi en proportion de la masse. Ces appareils ne peuvent pas servir à distinguer les types de particules, mais s'ils sont utilisés sur un lieu de travail où le nombre de poussières différentes est faible, la masse observée peut être attribuée à un matériau particulier.

Les appareils de détection des aérosols fibreux servent à mesurer la concentration de particules dans l'air telles que les particules d'amiante. Les fibres sont alignées dans un champ électrique oscillant et éclairées à l'aide d'un laser à hélium et néon; les impulsions de lumière qui en résultent sont détectées par un tube multiplicateur de photoélectrons. Les photomètres par affaiblissement de lumière mesurent l'extinction de la lumière par les particules, le rapport entre la lumière incidente et la lumière mesurée étant proportionnel à la concentration.

Les techniques d'analyse

Il existe de nombreuses méthodes d'analyse des échantillons en laboratoire pour détecter les contaminants. Parmi les plus couramment utilisées pour quantifier les gaz et les vapeurs dans l'air figurent la chromatographie en phase gazeuse, la spectrométrie de masse, l'absorption atomique, la spectroscopie infrarouge ou ultraviolette et la polarographie.

La chromatographie en phase gazeuse est une technique utilisée pour séparer et concentrer les produits chimiques contenus dans des mélanges en vue d'une analyse quantitative ultérieure. L'appareil employé se compose de trois parties essentielles: le système d'injection des échantillons, une colonne et un détecteur. Un échantillon liquide ou gazeux est injecté à l'aide d'une seringue dans un gaz vecteur qui le transporte à travers une colonne où s'effectue la séparation des constituants. La colonne est remplie de matières qui interagissent différemment selon les produits chimiques, et elle ralentit la migration du mélange. Cette interaction différentielle provoque le déplacement de chacun des produits chimiques à travers la colonne à une vitesse différente. Après séparation, les constituants chimiques passent directement dans un détecteur tel qu'un détecteur à ionisation de flamme, à photo-ionisation ou à capture d'électrons; un signal proportionnel à la concentration est enregistré sur un chromatogramme. Le détecteur à ionisation de flamme est utilisé pour presque tous les composés organiques, notamment les composés aromatiques, les hydrocarbures aliphatiques, les cétones et certains hydrocarbures chlorés. La concentration est mesurée par l'augmentation du nombre d'ions produits lorsqu'un hydrocarbure volatil est brûlé par une flamme d'hydrogène. Le détecteur à photo-ionisation s'emploie pour les composés organiques et pour certains composés inorganiques; il est particulièrement utile pour les composés aromatiques tels que le benzène et peut détecter les hydrocarbures aliphatiques, aromatiques ou halogénés. La concentration se mesure par l'augmentation du nombre d'ions produits lorsque l'échantillon est bombardé par les ultraviolets. Le détecteur à capture d'électrons est principalement destiné aux produits chimiques contenant des halogènes; il est peu sensible aux hydrocarbures, aux alcools et aux cétones. La concentration est mesurée par le courant provoqué entre deux électrodes par l'ionisation du gaz par une source radioactive.

Le spectrophotomètre de masse sert à analyser des mélanges complexes de produits chimiques présents en très faible quantité. Il est souvent couplé à un chromatographe en phase gazeuse pour la séparation et la quantification des contaminants.

La spectrométrie d'absorption atomique est principalement utilisée pour la quantification des métaux tels que le mercure. On entend par absorption atomique l'absorption de la lumière d'une longueur d'onde particulière par un atome libre à l'état fondamental; la quantité de lumière absorbée est liée à la concentration. Cette technique très spécifique, sensible et rapide, s'applique directement à environ 68 éléments. Les limites de détection se situent entre la gamme des ppb et celle des ppm.

L'analyse à l'infrarouge est une technique puissante, sensible, spécifique et à usages multiples. Elle utilise l'absorption de l'énergie infrarouge pour doser de nombreux produits chimiques inorganiques ou organiques, la quantité de lumière absorbée étant

proportionnelle à la concentration. Le spectre d'absorption d'un composé fournit des informations qui permettent son identification et sa quantification.

La spectrophotométrie d'absorption d'UV sert à analyser les hydrocarbures aromatiques lorsque les interférences sont faibles. La quantité de lumière ultraviolette absorbée est directement proportionnelle à la concentration.

Les méthodes polarographiques reposent sur l'électrolyse d'une solution échantillon au moyen d'une électrode facilement polarisable et d'une électrode non polarisable. Elles servent à l'analyse qualitative et quantitative des aldéhydes, des hydrocarbures chlorés et des métaux.

● L'HYGIÈNE DU TRAVAIL ET LA SURVEILLANCE ACTIVE DES RISQUES POUR LA SANTÉ

James Stewart

La première étape en hygiène du travail consiste à identifier et évaluer les risques, après quoi il convient de déterminer les interventions les plus appropriées pour les maîtriser. On distingue généralement trois catégories de mesures à cet effet:

1. les moyens de prévention technique;
2. les mesures administratives;
3. la protection individuelle.

Comme pour tout changement apporté aux méthodes de travail, la formation est un gage de succès des mesures de sécurité.

On entend par moyens de prévention technique les aménagements opérés dans le processus de production ou la modification des équipements en vue d'éliminer ou de réduire l'exposition à un agent donné, par exemple le remplacement d'un produit chimique par un autre moins toxique ou l'installation d'un dispositif d'aspiration pour capter les vapeurs générées à tel ou tel stade de la fabrication. Dans le cas de l'isolation acoustique, les moyens de prévention technique peuvent consister en l'installation de matériaux insonores, la construction d'enceintes et la pose de silencieux aux sorties des événements. Ils peuvent également se traduire par la réorganisation du processus lui-même, par exemple lorsqu'on supprime une étape de dégraissage ou plus dans un processus qui en comprenait trois à l'origine. Rendre inutile une tâche dangereuse est un moyen efficace de lutter contre le risque global d'exposition. L'avantage des moyens de prévention technique est qu'ils font relativement peu appel au travailleur, qui peut ainsi vaquer à son travail dans un environnement mieux maîtrisé, dès lors que les contaminants sont automatiquement éliminés de l'air. On est bien loin de la solution qui consiste à préconiser le port du masque dans un milieu de travail «non contrôlé». Outre l'installation par l'employeur de dispositifs de prévention sur les équipements existants, il est possible d'acheter de nouveaux équipements déjà dotés de tels dispositifs ou d'autres plus efficaces. Une double démarche consistant à installer immédiatement certains moyens de prévention technique et à exiger du personnel qu'il porte un équipement de protection individuelle jusqu'à l'arrivée d'un nouveau matériel plus sûr s'est souvent avérée efficace. Voici quelques exemples de moyens de prévention technique auxquels on a souvent recours:

- ventilation (générale et localisée);
- isolation (placer une barrière entre le travailleur et l'agent);
- substitution (remplacer des matières toxiques, inflammables, etc., par des matières qui le sont moins);

- modification du processus (éliminer les étapes dangereuses).

L'hygiéniste du travail doit se montrer attentif aux tâches que le travailleur doit effectuer et solliciter son avis quant à la conception et au choix des dispositifs à installer. Ainsi, le fait de placer des barrières sur le lieu de travail peut gêner considérablement le travailleur dans ses mouvements et encourager des solutions de «contournement» contraires au but recherché. De plus, si les moyens de prévention technique constituent la manière la plus efficace de réduire les risques d'exposition, elles sont aussi souvent l'option la plus coûteuse. Il est donc important de consulter le plus possible les travailleurs sur le choix et la conception de ces mesures si l'on veut qu'elles aient plus de chances d'atteindre leur but.

Les mesures administratives portent sur la façon dont un travailleur accomplit ses tâches, par exemple sur le temps qu'il passe dans une zone exposée ou sur les postures dans lesquelles il a pris l'habitude de travailler. Ces mesures peuvent contribuer à l'efficacité d'une intervention, mais ne sont toutefois pas dépourvues d'inconvénients:

1. Le roulement du personnel peut réduire l'exposition journalière totale, mais il implique de brèves périodes de forte exposition pour un plus grand nombre de travailleurs. Or, à mesure que progresseront les connaissances sur les toxiques et leurs modes d'action, on s'apercevra peut-être que les pics d'exposition représentent ponctuellement un risque plus grand que celui qui est calculé sur la base de leur contribution à une exposition moyenne.
2. Il peut être très difficile d'introduire des changements dans les méthodes de travail et de les faire appliquer avec efficacité. Il faut leur accorder une attention permanente qui constitue une part importante du coût des mesures administratives.

La protection individuelle est assurée par des équipements fournis au travailleur qui est tenu de les porter lorsqu'il effectue certaines tâches (ou en permanence). Il s'agit, par exemple, d'appareils de protection respiratoire, de lunettes, de gants de protection ou d'écrans faciaux. Les équipements de protection individuelle servent en principe dans les cas où les moyens de prévention technique ne permettent pas d'abaisser l'exposition à des niveaux acceptables ou sont impossibles à mettre en œuvre (pour des raisons opérationnelles ou de coût). Ils sont normalement très efficaces s'ils sont portés et utilisés correctement. Dans le cas des appareils de protection respiratoire, les facteurs de protection (rapport entre les concentrations à l'extérieur et à l'intérieur de l'appareil) peuvent être de 1 000 ou plus pour les appareils isolants à pression positive et de 10 pour les appareils filtrants de type demi-masque. Les gants peuvent protéger les mains contre les solvants pendant des heures (s'ils sont bien choisis), tandis que les lunettes peuvent assurer une protection efficace contre les éclaboussures de produits corrosifs.

Les facteurs à prendre en compte lors des interventions

On associe souvent plusieurs mesures pour abaisser les expositions à des niveaux acceptables. Quelles que soient les méthodes choisies, leur objectif doit toujours être de réduire l'exposition et de ramener les risques à un niveau acceptable, mais de nombreux autres facteurs entrent aussi en ligne de compte, notamment:

- l'efficacité des mesures envisagées;
- la facilité de leur application;
- leur coût;
- la détectabilité du risque;
- le niveau d'exposition admissible;
- la fréquence d'exposition;
- la ou les voies d'exposition;
- les prescriptions réglementaires.

L'efficacité des mesures

L'efficacité est le premier facteur à prendre en compte au moment de décider des actions à entreprendre. Lorsqu'on compare un type d'intervention à un autre, le niveau de protection envisagé doit correspondre au risque contre lequel on veut se prémunir. Une protection excessive entraîne le gaspillage de ressources qui pourraient servir à maîtriser d'autres risques ou à réduire l'exposition d'autres travailleurs. Une protection insuffisante, en revanche, se traduira par des conditions de travail insalubres. On classera donc tout d'abord les interventions en fonction de leur efficacité, avant de tenir compte des autres facteurs.

La facilité d'application

Pour qu'une quelconque mesure soit efficace, il ne faut pas qu'elle empêche le travailleur de continuer à faire son travail normalement. Si l'on a décidé, par exemple, de remplacer un produit par un autre, le travailleur doit être conscient des risques inhérents au nouveau produit, être suffisamment formé pour le manipuler en toute sécurité, connaître les bonnes procédures d'élimination, etc. Si la méthode employée est l'isolation, à savoir l'installation d'une enceinte autour de la substance ou du travailleur, il ne faut pas qu'elle constitue un obstacle aux gestes à accomplir. Lorsque les dispositifs de protection gênent les travailleurs, ceux-ci ne sont guère disposés à les utiliser et cherchent parfois d'autres façons de procéder qui risquent d'accroître le danger, au lieu de le réduire.

Le coût

Les entreprises ont des ressources limitées et doivent donc en faire une utilisation optimale. Lorsqu'on a décelé un danger et élaboré une stratégie d'intervention, il faut prendre en considération le facteur coût. Très souvent, le «mieux» n'est pas de choisir les solutions les moins coûteuses ou les plus coûteuses. Le coût ne devient un facteur de choix que lorsqu'on dispose de plusieurs méthodes efficaces de réduction de l'exposition. S'il est jugé déterminant d'emblée, on risque d'opter pour des solutions inadaptées ou susceptibles de gêner le travail de ceux auxquels elles sont destinées. Il serait malvenu de choisir des mesures bon marché qui auraient pour conséquence d'entraver ou de ralentir le processus de fabrication. La production s'en trouverait diminuée et son coût, plus élevé. En très peu de temps, le coût «réel» de ces mesures «bon marché» deviendrait considérable. Les ingénieurs en organisation connaissent les installations et les processus dans leur ensemble; les ingénieurs de production connaissent les différentes étapes et procédés de fabrication; les analystes financiers connaissent les problèmes d'allocation des ressources. De leur côté, les hygiénistes du travail ont une contribution spécifique à apporter, car ils connaissent les tâches qu'accomplissent les travailleurs, leur interaction avec les machines et la manière dont seront appliquées les mesures de prévention retenues. En confrontant leurs points de vue, ces spécialistes auront plus de chances de choisir les méthodes les mieux adaptées.

La détectabilité du risque

Lorsqu'on cherche à protéger un travailleur contre un risque pour la santé d'origine professionnelle, il convient de prendre en considération le caractère plus ou moins décelable de ce risque, par des signes tels qu'odeur ou irritation. Si, par exemple, une personne employée dans une usine de semi-conducteurs travaille dans une zone où l'on utilise de l'arsine, l'extrême toxicité de ce gaz constitue un risque potentiel majeur. Le fait qu'il ne soit pas facilement détectable par la vue ou par l'odorat tant qu'il n'a pas dépassé de beaucoup le niveau admissible complique les choses. Dans ce cas, il convient d'écarter toute solution qui ne permettrait pas de maintenir efficacement les niveaux d'exposition au-dessous du niveau admissible, puisque les travailleurs ne sont pas en mesure de détecter les dépassements. Ce qu'il faut, ce sont des aménage-

ments techniques destinés à isoler les travailleurs du gaz en question, ainsi qu'un système de surveillance permanente pour donner l'alarme en cas de défaillance de ces aménagements. En présence de produits très toxiques et difficiles à déceler, la prévention s'impose et l'hygiéniste du travail doit se montrer à la fois souple et prudent.

Le niveau d'exposition admissible

Si l'on envisage de prendre des mesures pour protéger un travailleur contre une substance telle que l'acétone, dont le niveau d'exposition admissible peut être de l'ordre de 800 ppm, il est assez facile de viser un seuil de 400 ppm ou moins. Pour un produit comme le 2-éthoxyéthanol, en revanche, dont le niveau d'exposition admissible est de l'ordre de 0,5 ppm, il sera sans doute plus difficile d'obtenir une réduction du même ordre (de 0,5 ppm à 0,25 ppm). En réalité, à des niveaux d'exposition aussi bas, le confinement du matériau est parfois la seule option envisageable, alors qu'à des niveaux d'exposition élevés, la ventilation peut suffire à atténuer convenablement le risque. Autrement dit, le niveau d'exposition admissible pour une substance donnée (tel que défini par la réglementation, l'entreprise, etc.) peut limiter le choix des mesures de prévention à mettre en œuvre.

La fréquence d'exposition

Le modèle classique d'évaluation de la toxicité est le suivant:

$$\text{TEMPS} \times \text{CONCENTRATION} = \text{DOSE}$$

Par dose, on entend ici la quantité de matière rendue disponible pour l'absorption. Nous nous sommes attachés jusqu'ici à étudier la façon de minimiser (diminuer) la concentration, mais on peut aussi s'efforcer de réduire la durée d'exposition (objectif fondamental des mesures administratives) pour parvenir de la même façon à diminuer la dose absorbée. La difficulté ne tient alors pas au fait que le travailleur passe un certain temps dans un espace donné, mais plutôt qu'il accomplit certaines tâches à une fréquence donnée. C'est une distinction importante. Dans le premier cas, en effet, l'intervention consistera à déplacer les travailleurs à partir d'un niveau d'exposition donné à une substance toxique, sans chercher à réduire la quantité de cette substance (même si l'on fait souvent les deux à la fois), alors que dans le second, on décidera des mesures à prendre en fonction de la fréquence des opérations en cause, au lieu d'établir un planning de travail. A titre d'exemple, si un travailleur effectue régulièrement une opération de dégraissage, on pourra réduire l'exposition par des moyens tels que ventilation, remplacement d'un solvant toxique par un autre moins dangereux, ou même automatisation du processus. Mais s'il s'agit d'une tâche peu fréquente (disons une fois par trimestre), on préconisera peut-être le port d'un équipement de protection individuelle (compte tenu des divers facteurs à prendre en compte lors des interventions). Comme ces deux exemples le montrent, la fréquence d'exécution d'une tâche peut avoir une incidence directe sur le choix des mesures de réduction de l'exposition. Il faut donc en tenir compte quelle que soit la situation d'exposition.

Les voies d'exposition

De toute évidence, la voie d'exposition influe aussi sur le choix de la méthode de maîtrise des risques. En présence d'un irritant respiratoire, on envisagera, par exemple, l'installation d'un système de ventilation ou encore le port d'appareils de protection respiratoire. Le problème de l'hygiéniste du travail est de bien identifier toutes les voies d'exposition. Prenons le cas des éthers de glycol, utilisés comme solvants porteurs dans les opérations d'impression. Ils sont présents dans l'air, où l'on peut mesurer leur concentration en vue de limiter leur inhalation. Mais ils sont aussi rapidement absorbés par la peau intacte et cette voie d'exposition

ne doit pas être négligée. En fait, si les gants de protection ont été mal choisis, la peau continue d'être exposée bien après que l'exposition des voies respiratoires a diminué (du seul fait que le travailleur porte des gants non étanches). L'hygiéniste doit donc évaluer la substance (ses propriétés physiques, chimiques et toxicologiques, etc.) pour déterminer toutes les voies d'exposition possibles et probables (compte tenu des tâches effectuées).

Les prescriptions réglementaires

Enfin, on ne saurait envisager de remédier à un risque d'exposition sans prendre en compte les obligations réglementaires en la matière. Il peut exister des recueils de directives pratiques, des règlements et autres textes exigeant des mesures spécifiques. Une fois ces dispositions mises en œuvre, l'hygiéniste du travail dispose d'une certaine marge de manœuvre. Il peut arriver que les mesures imposées par la réglementation ne soient pas aussi efficaces que celles envisagées par l'hygiéniste du travail ou qu'elles soient en contradiction avec elles: l'hygiéniste doit alors faire preuve de créativité et trouver des solutions acceptables du point de vue tant de la réglementation que des objectifs de l'entreprise.

La formation des travailleurs et l'étiquetage des produits

En fin de compte, quelle que soit la forme d'intervention choisie, il faut que les travailleurs soient formés et informés pour qu'ils comprennent bien quelles sont les solutions adoptées et pourquoi et dans quelle mesure les niveaux d'exposition devraient diminuer, et aussi quel peut être leur rôle par rapport aux objectifs fixés. Sans la participation du personnel, les mesures adoptées ont de grandes chances d'échouer ou, tout au moins, de perdre en efficacité. La formation permet de faire prendre conscience aux travailleurs des dangers existants et cette sensibilisation peut s'avérer précieuse pour l'hygiéniste du travail en présence de risques jusqu'alors inconnus ou de nouveaux cas d'exposition.

La formation, l'étiquetage, etc. peuvent faire partie d'un programme de mise en conformité avec les règlements. Il est toujours prudent de s'informer des réglementations locales avant d'organiser une formation ou de réaliser un étiquetage, afin de s'assurer de leur conformité sur tous les plans.

Conclusion

Dans cette brève description des mesures de prévention active des risques, nous nous sommes limités à quelques considérations d'ordre général pour susciter la réflexion. Dans la pratique, cependant, les interventions sont souvent très complexes et peuvent avoir des répercussions non négligeables sur la santé des travailleurs et de l'entreprise. L'avis professionnel de l'hygiéniste du travail est essentiel au choix des meilleures mesures de maîtrise des risques, dans tous les sens du terme «meilleur». L'hygiéniste doit travailler en équipe et en consultation avec les travailleurs, la direction et le personnel technique.

● LES PRINCIPES BIOLOGIQUES DE L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

Dick Heederik

Évaluer l'exposition sur le lieu de travail consiste à identifier et à mesurer les agents avec lesquels un travailleur est susceptible d'être en contact. Des indices d'exposition peuvent être calculés pour définir la quantité de tel ou tel agent présent dans l'environnement en général ou dans l'air inhalé, ainsi que pour définir la quantité effectivement inhalée, avalée ou absorbée de toute autre

façon (la dose). D'autres indices reflètent la quantité d'agent résorbée (la charge) et l'exposition de l'organe cible. Le terme dose est un terme pharmacologique ou toxicologique utilisé pour indiquer la quantité de substance administrée à un sujet. Le débit de dose est la quantité administrée par unité de temps. La dose d'exposition sur un lieu de travail est difficile à déterminer dans la pratique, car les processus physiques et biologiques tels que l'inhalation, la résorption, la fixation et la répartition d'un agent dans le corps humain créent des relations non linéaires et complexes entre dose et exposition. L'incertitude qui existe quant au niveau réel d'exposition rend également difficile la quantification des relations entre l'exposition à un agent et ses effets sur la santé.

Dans de nombreux cas d'exposition professionnelle, il existe un *intervalle de temps* pendant lequel l'exposition, ou la dose, exerce une influence importante dans l'apparition d'un problème ou symptôme particulier en rapport avec la santé. Par conséquent, l'exposition ou la dose biologiquement effective (active) serait celle qui se situe pendant cet intervalle de temps. On estime que ce phénomène se produirait, en particulier, dans certains cas d'exposition professionnelle à des cancérogènes. Le cancer étant une maladie dont la période de latence est longue, il se pourrait en effet que l'exposition liée au développement final de la maladie ait eu lieu plusieurs années avant que le cancer se manifeste effectivement. Contrairement à ce que l'on pourrait penser, l'accumulation des expositions durant la vie active ne serait donc pas le paramètre déterminant, et l'exposition au moment où se manifeste la maladie n'aurait pas non plus d'importance particulière.

Les conditions d'exposition (exposition continue, exposition intermittente, exposition avec ou sans pics) jouent également un rôle. Il est important de les prendre en compte à la fois pour les études épidémiologiques et pour les mesurages effectués en vue de vérifier la conformité avec les normes sanitaires ou de limiter les risques d'exposition dans le cadre de programmes de prévention. Si des pics d'exposition ont un effet sur la santé, il faut pouvoir les observer pour agir en conséquence. Un monitoring qui ne fournirait que des données sur les expositions moyennes à long terme serait inutile, puisqu'il masquerait sans doute les valeurs de crête, empêchant ainsi d'intervenir lorsque celles-ci se produisent.

L'exposition ou dose biologiquement effective (active) pour une maladie donnée est souvent inconnue parce que les conditions d'absorption, d'assimilation, de distribution et d'élimination, ou encore les mécanismes de biotransformation, n'ont pas encore été entièrement élucidés. La vitesse à laquelle un agent entre dans l'organisme et en sort (cinétique) et les processus biochimiques de traitement de la substance (biotransformation) aideront à déterminer les relations entre exposition, dose et effet.

La surveillance du milieu consiste à mesurer et à évaluer les agents présents sur le lieu de travail afin de déterminer l'exposition ambiante et les risques qui en découlent pour la santé. La surveillance biologique a pour objet de mesurer et d'évaluer les agents présents sur le lieu de travail ou leurs métabolites dans les tissus, les excréments et les sécrétions, dans le but de définir l'exposition et les risques pour la santé. On utilise parfois des *indicateurs biologiques*, tels que des adduits de l'ADN, comme mesures d'exposition. Les indicateurs biologiques peuvent également signaler les mécanismes du processus pathogène, mais c'est là un sujet complexe qui est traité plus en détail dans le chapitre n° 27, «L'évaluation des risques biologiques», ainsi que ci-après.

Voici, présenté de façon schématique, le modèle de base exposition-réponse:

exposition → absorption → distribution,
élimination, transformation → dose cible →
physiopathologie → effet

Selon l'agent considéré, les relations exposition-absorption et exposition-dose peuvent être complexes. Il est possible de faire de

simples approximations pour de nombreux gaz sur la base de leur concentration dans l'air pendant une journée de travail et de la quantité d'air inhalée. En ce qui concerne le prélèvement d'échantillons de poussières, les types de dépôts sont aussi fonction de la taille des particules. Les considérations de taille peuvent également conduire à des relations plus complexes. Le chapitre n° 10, «L'appareil respiratoire», fournit de plus amples renseignements sur la toxicité respiratoire.

L'exposition et la dose sont des éléments qui concourent à l'évaluation quantitative des risques. Les méthodes d'évaluation des risques pour la santé servent souvent de base à l'établissement de valeurs limites d'exposition correspondant à certaines concentrations d'agents toxiques dans l'air, dans le cadre de normes environnementales et professionnelles. L'analyse des risques pour la santé fournit une estimation de la probabilité (risque) d'apparition d'effets particuliers sur la santé ou une estimation du nombre de cas présentant ces effets. Elle permet de calculer une concentration admissible d'un toxique dans l'air, l'eau ou la nourriture, étant donné une grandeur de risque admissible définie a priori. L'analyse quantitative des risques a trouvé une application en épidémiologie du cancer, ce qui explique l'accent mis sur l'évaluation rétrospective de l'exposition. Mais il existe des stratégies plus élaborées pour l'évaluation tant rétrospective que prospective de l'exposition, et les principes d'évaluation de l'exposition ont également servi à des études sur d'autres maladies, telles que les maladies respiratoires bénignes (Wegman et coll., 1992; Post et coll., 1994). Actuellement, la recherche s'oriente surtout dans deux directions: d'un côté, l'utilisation des estimations de dose obtenues grâce à la surveillance de l'exposition, de l'autre, l'utilisation des indicateurs biologiques comme mesures d'exposition.

La surveillance de l'exposition et la prévision de la dose

Dans de nombreux cas d'exposition, malheureusement, on ne dispose guère de données quantitatives pour prévoir le risque d'apparition d'une maladie donnée. Dès 1924, Haber postulait que la gravité de l'effet sur la santé (H) était proportionnelle au produit de la concentration d'exposition (X) et du temps d'exposition (T):

$$H = X \cdot T$$

Cette loi, appelée loi de Haber, est à l'origine du concept selon lequel les mesures de l'exposition moyenne pondérée dans le temps (à savoir les mesures à partir desquelles une moyenne a été établie sur une période de temps donnée) constitueraient une mesure utile de l'exposition. Mais cette supposition a été longtemps mise en doute. En 1952, Adams et ses collègues estimaient pour leur part que «l'utilisation de la moyenne pondérée dans le temps pour intégrer des expositions variables n'a pas de fondement scientifique ...» (Atherly, 1985). Le problème est que de nombreuses relations sont plus complexes que celle représentée par la loi de Haber. Il existe beaucoup d'agents dont l'effet dépend plus largement de la concentration que de la durée d'exposition. Il est intéressant de constater, par exemple, d'après les résultats d'études en laboratoire, que dans le cas de rats exposés à du tétrachlorure de carbone, les conditions d'exposition (continue ou intermittente et avec ou sans pics) ainsi que la dose peuvent modifier le risque observé de modification du niveau d'enzymes dans le foie (Bogers et coll., 1987). Les aérosols biologiques tels que l'enzyme alpha-amylase, améliorant de la pâte qui peut provoquer des allergies chez les personnes travaillant dans la boulangerie, fournissent un autre exemple (Houba et coll., 1996). En l'occurrence, on ne sait pas si le risque de développer une allergie est déterminé principalement par les pics d'exposition, par l'exposition moyenne ou encore par l'exposition cumulée (Wong, 1987; Checkoway et Rice, 1992). On ne dispose pas de données tempo-

relles pour la plupart des agents, notamment ceux qui ont des effets chroniques.

Les premières tentatives de modélisation des conditions d'exposition et de l'évaluation des doses ont été présentées dans les années soixante et soixante-dix par Roach (1966, 1977). Celui-ci a montré que la concentration d'un agent atteint une valeur d'équilibre au niveau du récepteur après une exposition d'une durée infinie du fait de la compensation qui se produit entre élimination et absorption. Dans le cas d'une exposition d'une durée de 8 heures, il est possible d'atteindre 90% de ce niveau d'équilibre si la demi-vie de l'agent dans l'organe cible est inférieure à environ 2 h 30. Autrement dit, pour les agents qui ont une demi-vie courte, la dose dans l'organe cible est déterminée par un temps d'exposition inférieur à 8 heures. Pour les agents ayant une demi-vie longue, la dose dans l'organe cible est fonction du produit du temps d'exposition par la concentration de l'agent. Rappaport (1985) suit une approche similaire, bien que plus élaborée. Il montre que les variations d'exposition au cours d'une même journée jouent un rôle limité en présence d'agents ayant une demi-vie longue. C'est lui qui a introduit la notion d'*amortissement au niveau du récepteur*.

Les informations présentées ci-dessus ont surtout servi au calcul des durées moyennes à utiliser pour vérifier la conformité des niveaux d'exposition par rapport aux normes. Depuis Roach, tout le monde sait que pour les irritants il faut faire un échantillonnage instantané et établir une moyenne sur une courte période, tandis que pour les agents ayant une demi-vie longue, tels que l'amiante, il convient de calculer approximativement la moyenne des expositions cumulées sur une longue période. Il faut toutefois être conscient du fait que la dichotomie entre échantillonnage instantané et mesures de l'exposition moyenne sur 8 heures, opérée dans de nombreux pays à des fins de contrôle de conformité, traduit de façon très grossière les principes biologiques exposés ci-dessus.

Dans un article, Wegman et coll. (1992) expliquent comment ils ont amélioré une stratégie d'évaluation de l'exposition en appliquant les principes pharmacocinétiques de l'épidémiologie. Au moyen de dispositifs de monitoring continu, ils ont ainsi mesuré les pics individuels d'exposition à des poussières en les rapprochant de symptômes respiratoires réversibles aigus survenant toutes les 15 minutes. Ce genre d'étude pose cependant un problème conceptuel sur lequel s'attardent longuement les auteurs, qui est de définir la notion de pic d'exposition ayant une incidence sur la santé. Cette définition dépend une fois encore de considérations biologiques. D'après Rappaport (1991), pour qu'un pic d'exposition joue un rôle étiologique dans un processus pathogène, il faut: 1) que l'agent soit éliminé rapidement de l'organisme; 2) que la vitesse de l'altération biologique au moment du pic ne soit pas linéaire. Une vitesse d'altération biologique non linéaire peut être en rapport avec des changements d'absorption, lesquels dépendent à leur tour des niveaux d'exposition, de la sensibilité de l'individu, de la synergie avec d'autres expositions, de l'action d'autres mécanismes pathogènes à des niveaux d'exposition élevés ou d'effets de seuil dans des processus pathogènes.

Ces exemples montrent également que les approches pharmacocinétiques peuvent conduire à autre chose qu'à des estimations de dose, par exemple à étudier la pertinence biologique des indices d'exposition existants et à concevoir de nouvelles stratégies d'évaluation de l'exposition dans l'optique de la santé.

La modélisation pharmacocinétique de l'exposition peut également servir à estimer la dose effective dans l'organe cible. Dans le cas de l'ozone, par exemple, gaz qui provoque des irritations aiguës, les modèles qui ont été développés sont capables de prévoir la concentration dans les tissus des voies respiratoires en fonction de la concentration moyenne d'ozone dans l'air du poumon à une certaine distance de la trachée, du rayon des voies respiratoires, de la vitesse moyenne de l'air, de la dispersion

effective et du flux d'ozone de l'air vers la surface du poumon (Menzel, 1987; Miller et Overton, 1989). Ces modèles peuvent être utilisés pour prévoir la dose d'ozone dans une région donnée des voies respiratoires, en fonction des concentrations d'ozone dans l'environnement et des caractéristiques de la respiration.

Dans la plupart des cas, les estimations de la dose cible se basent sur l'évolution des conditions d'exposition dans le temps, sur les antécédents professionnels et sur des données pharmacocinétiques relatives à l'absorption, la distribution, l'élimination et la transformation de l'agent. L'ensemble du processus peut être décrit par une série d'équations qui peuvent être résolues mathématiquement. Les données sur les paramètres pharmacocinétiques chez l'humain sont rarement disponibles, d'où la nécessité d'utiliser des estimations tirées d'expérimentations sur l'animal. La modélisation pharmacocinétique de l'exposition pour des estimations de dose est une pratique dont on observe à ce jour divers exemples. C'est à Jahr (1974) que l'on doit la première référence à ce sujet dans une publication.

Bien que les estimations de dose n'aient généralement pas été validées et qu'elles n'aient guère trouvé d'application dans le domaine épidémiologique, la nouvelle génération d'indices d'exposition ou de dose devrait permettre d'optimiser les analyses exposition-réponse dans les études épidémiologiques (Smith, 1985, 1987). L'existence de grandes différences entre les espèces dans la cinétique des agents toxiques est un problème que la modélisation pharmacocinétique n'a pas encore abordé, ce qui rend d'autant plus intéressants les effets des variations des paramètres pharmacocinétiques chez un même individu (Droz, 1992).

La surveillance biologique et les indicateurs biologiques d'exposition

Parce qu'elle fournit une estimation des doses absorbées, la surveillance biologique est souvent jugée supérieure à la surveillance du milieu. Cependant, comme les indices de surveillance biologique peuvent énormément varier pour un seul et même individu, il faut prendre des mesures de façon répétée pour parvenir à une estimation acceptable de la dose, et ce travail de mesure devient parfois plus important que dans le cas de la surveillance du milieu.

Une étude intéressante sur des travailleurs employés à la fabrication de bateaux en plastique renforcé à la fibre de verre illustre cette situation (Rappaport et coll., 1995). Il s'agissait d'évaluer la variabilité de l'exposition au styrène en mesurant à plusieurs reprises la quantité de styrène présente dans l'air. La surveillance portait à la fois sur le styrène présent dans l'air expiré par les travailleurs exposés et sur les échanges de chromatides-sœurs. Elle a montré qu'une étude épidémiologique utilisant le styrène dans l'air comme mesure de l'exposition aurait été plus efficace, en termes de nombre de mesures nécessaires, qu'une évaluation fondée sur les autres indices d'exposition. En effet, on a mesuré trois fois le styrène dans l'air pour évaluer l'exposition moyenne à long terme avec une certaine précision; quatre mesures par travailleur ont été nécessaires pour quantifier le styrène contenu dans l'air expiré, mais il a fallu s'y reprendre à vingt fois pour les échanges de chromatides-sœurs. Cela tient au fait que le rapport signal/bruit, déterminé par les variations d'exposition d'un jour à l'autre et d'un travailleur à l'autre, était plus favorable au styrène contenu dans l'air qu'aux deux indicateurs biologiques de l'exposition. Ainsi, bien que l'utilisation d'un certain substitut d'exposition puisse être parfaitement valable d'un point de vue biologique, elle ne donnera pas de bons résultats dans une analyse exposition-réponse en raison d'un rapport signal/bruit limité qui conduit à des erreurs de classification.

Droz (1991) s'est servi de la modélisation pharmacocinétique pour étudier les avantages des stratégies d'évaluation de l'exposition reposant sur l'échantillonnage de l'air par rapport aux straté-

gies de surveillance biologique qui dépendent de la demi-vie de l'agent considéré. Il a montré que la variabilité biologique, laquelle n'a aucun rapport avec la variabilité du test toxicologique, avait un grand impact sur la surveillance biologique. Sa conclusion est qu'il n'y a aucun avantage statistique à utiliser des indicateurs biologiques lorsque la demi-vie de l'agent est inférieure à environ 10 heures.

Bien que l'on puisse être plus enclin à opter pour la mesure de l'exposition environnementale plutôt que pour celle d'un indicateur biologique d'effet en raison des fluctuations de la variable mesurée, d'autres arguments militent en faveur des indicateurs biologiques, même s'ils impliquent un plus grand effort de mesure, notamment en cas d'exposition cutanée de grande ampleur. Pour les pesticides et certains solvants organiques, l'exposition par voie cutanée peut être plus importante que l'exposition par voie pulmonaire. Un indicateur biologique d'exposition rendrait compte de cette voie de pénétration, alors qu'il est difficile de mesurer l'exposition cutanée et que les résultats ne sont pas faciles à interpréter (Boleij et coll., 1995). Des études anciennes effectuées sur des ouvriers agricoles, dont on a évalué l'exposition cutanée au moyen de «compresses», ont révélé une répartition étonnante des pesticides à la surface du corps, en fonction des tâches accomplies. Toutefois, vu le peu d'informations disponibles sur l'absorption des agents par la peau, il n'est pas encore possible d'utiliser des profils d'exposition pour estimer les doses internes.

Les indicateurs biologiques présentent également beaucoup d'intérêt pour l'épidémiologie du cancer. Lorsqu'un indicateur biologique est un marqueur précoce de l'effet, il peut s'avérer utile pour réduire la période du suivi. Sous réserve des études de validation nécessaires, les indicateurs biologiques de l'exposition ou de la sensibilité individuelle devraient en principe constituer d'excellents outils pour les études épidémiologiques et l'évaluation des risques.

L'analyse de l'intervalle de temps

Parallèlement au développement de la modélisation pharmacocinétique, les épidémiologistes ont exploré de nouvelles approches de l'analyse des données, telle «l'analyse de la matrice temporelle», pour établir un rapport entre certaines périodes d'exposition et les maladies, ainsi que pour appliquer les effets des modèles temporels d'exposition ou de pics d'exposition à l'épidémiologie du cancer d'origine professionnelle (Checkoway et Rice, 1992). D'un point de vue conceptuel, l'analyse temporelle se rapproche de la modélisation pharmacocinétique étant donné que la relation entre exposition et effet y est optimisée par pondération en fonction des périodes, des conditions et des niveaux d'exposition. Dans la modélisation pharmacocinétique, on estime que ces pondérations ont une signification physiologique et elles sont donc définies préalablement. Dans l'analyse temporelle, elles sont estimées à partir des données disponibles sur la base de critères statistiques. Plusieurs études illustrent cette approche, notamment celle de Hodgson et Jones (1990) qui ont analysé la relation entre l'exposition au gaz radon et le cancer du poumon chez des ouvriers britanniques travaillant dans une mine d'étain, et celle de Seixas, Robins et Becker (1993) sur la relation entre l'exposition à la poussière et l'état respiratoire d'un groupe d'ouvriers américains travaillant dans une mine de charbon. Un autre travail très intéressant, de Peto et coll. (1982), souligne l'utilité d'une analyse de l'intervalle de temps. Il montre que, au sein d'un groupe d'ouvriers réalisant des travaux d'isolation, les taux de mortalité due au mésothéliome semblent être proportionnels à une certaine période de temps depuis la première exposition, ainsi qu'au cumul des expositions. Le temps écoulé depuis la première exposition est une variable particulièrement pertinente, car elle correspond approximativement au temps nécessaire à une fibre pour migrer de l'endroit où elle se trouve dans les poumons vers la

plèvre. Cet exemple montre comment la cinétique de dépôt et de migration détermine dans une grande mesure la fonction de risque. L'analyse temporelle peut toutefois poser un problème dans la mesure où elle nécessite des informations détaillées sur les périodes et les niveaux d'exposition, ce qui nuit à son application dans de nombreuses études sur les maladies chroniques.

Conclusion

Les principes de la modélisation pharmacocinétique et de l'analyse de la matrice temporelle ou de l'intervalle de temps sont largement reconnus. Jusqu'à présent, les connaissances dans ce domaine ont surtout servi à mettre au point des stratégies d'évaluation de l'exposition. Il conviendrait de développer ces approches pour en faire une utilisation plus poussée, mais cela nécessite un effort de recherche considérable. Leurs applications restent donc limitées, même si certaines d'entre elles, relativement simples, comme l'élaboration de stratégies plus efficaces pour évaluer l'exposition en fonction de la maladie, sont maintenant plus répandues. En fait, le développement des indicateurs biologiques d'exposition achoppe sur un problème de validation. On considère souvent qu'un indicateur biologique mesurable est mieux à même de prévoir un risque pour la santé que toute autre méthode traditionnelle, mais il existe malheureusement très peu d'études pour démontrer le bien-fondé de cette opinion.

● LES VALEURS LIMITES D'EXPOSITION PROFESSIONNELLE

Demis J. Paustenbach

Historique des valeurs limites d'exposition professionnelle

Au cours des quarante dernières années, beaucoup d'organisations, dans de nombreux pays, ont proposé des valeurs limites d'exposition professionnelle pour les contaminants en suspension dans l'air. Les limites ou directives qui se sont progressivement imposées, aux Etats-Unis comme dans la plupart des autres pays, sont celles que publie tous les ans la Conférence américaine des hygiénistes du travail (American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH)), sous le nom de TLV ou valeurs seuils (LaNier, 1984; Cook, 1986; ACGIH, 1994).

L'utilité des valeurs limites pour la surveillance et la limitation des agents potentiellement dangereux dans l'environnement de travail a été maintes fois démontrée depuis leur instauration (Stokinger, 1970; Cook, 1986; Doull, 1994). Leur contribution à la prévention ou à la diminution des cas de maladies est maintenant largement reconnue, mais ces valeurs limites n'ont pas toujours existé et, même après leur introduction, il a fallu du temps pour qu'elles soient vraiment respectées (Cook, 1945; Smyth, 1956; Stokinger, 1981; LaNier, 1984; Cook, 1986).

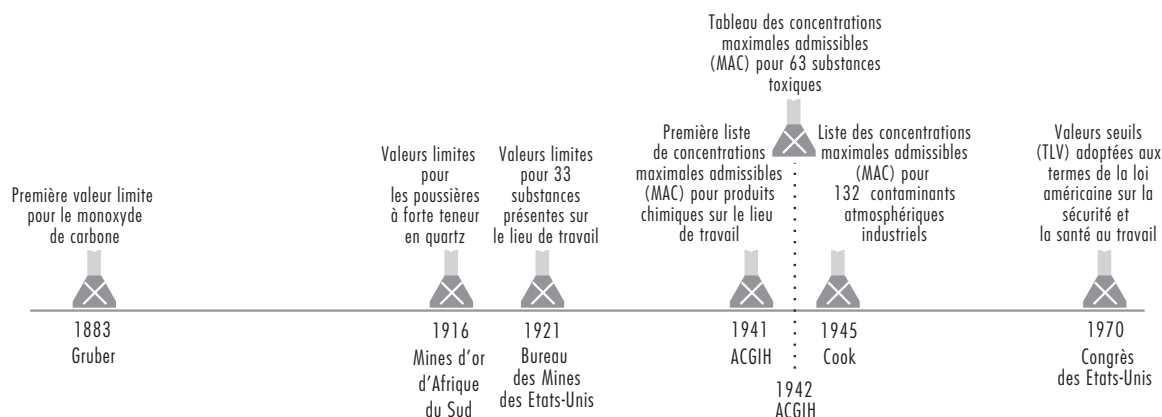
On s'était parfaitement rendu compte, dès le XV^e siècle, que les poussières et les produits chimiques en suspension dans l'air pouvaient provoquer des maladies et des lésions, mais on ne savait pas encore très bien quelles étaient les concentrations et les durées d'exposition nécessaires à leur survenue (Ramazinni, 1700).

Comme le faisait remarquer Baetjer (1980), «au début du siècle, lorsque le docteur Alice Hamilton a débuté une carrière remarquable dans le domaine des maladies professionnelles, elle n'avait à sa disposition aucun échantillon d'air ni aucune norme, ce qui d'ailleurs n'était pas nécessaire. La simple observation des conditions de travail, des maladies dont souffraient les travailleurs et des cas de décès suffisait à prouver qu'il existait des expositions dangereuses. Très vite cependant, le besoin de définir des normes de sécurité d'exposition est apparu évident».

Les premiers efforts pour définir une valeur limite d'exposition se sont concentrés sur le monoxyde de carbone, gaz toxique le plus fréquemment rencontré en milieu de travail (la chronologie des valeurs limites d'exposition est illustrée à la figure 30.9). Les travaux de Max Gruber à l'Institut d'hygiène de Munich ont été publiés en 1883. Ils décrivent l'exposition de deux poules et de douze lapins à des concentrations connues de monoxyde de carbone pendant une durée maximale de 47 heures sur une période de 3 jours, avant de conclure que «la frontière de la nocivité du monoxyde de carbone se situe à une concentration qui, selon toute probabilité, est de 500 parties par million mais assurément pas inférieure à 200 parties par million». Pour en arriver là, Gruber a lui-même inhalé du monoxyde de carbone. Il n'a constaté aucun symptôme ni aucune sensation désagréable après une exposition de 3 heures par jour, pendant 2 jours consécutifs, à des concentrations de 210 parties par million et 240 parties par million (Cook, 1986).

Les premières séries d'expérimentations les plus complètes des valeurs limites d'exposition ont été menées sur des animaux par K.B. Lehmann et d'autres chercheurs travaillant sous sa direction. Dans un ensemble de publications échelonnées sur 50 ans, ils ont décrit les études menées sur des gaz tels que l'ammoniac et le

Figure 30.9 • Chronologie de l'établissement des valeurs limites d'exposition professionnelle



chlorure d'hydrogène, les hydrocarbures chlorés et un grand nombre d'autres substances chimiques (Lehmann, 1886; Lehmann et Schmidt-Kehl, 1936).

Kobert (1912) a publié un des premiers tableaux des valeurs limites pour les expositions aiguës, qui classait les concentrations de 20 substances comme suit: 1) rapidement mortelles pour l'humain et les animaux; 2) dangereuses entre une demi-heure et une heure d'exposition; 3) une demi-heure à une heure d'exposition sans troubles sérieux; 4) seuls quelques symptômes bénins observés au bout de quelques heures. Dans un article sur l'interprétation des valeurs limites admissibles, Schrenk (1947) remarque que les «valeurs indiquées pour l'acide chlorhydrique, l'acide cyanhydrique, l'ammoniac, le chlore et le brome, classées dans la catégorie 'seuls quelques symptômes bénins observés au bout de quelques heures' du tableau susmentionné de Kobert, correspondent aux concentrations maximales admissibles généralement acceptées de nos jours pour les expositions déclarées». Toutefois, les valeurs définies pour certains des solvants organiques les plus toxiques tels que le benzène, le tétrachlorure de carbone et le sulfure de carbone dépassent de beaucoup les limites actuellement utilisées (Cook, 1986).

L'un des premiers tableaux des valeurs limites d'exposition publié aux États-Unis est celui du Bureau of Mines (Bureau des Mines), qui répertorie 33 substances présentes en milieu de travail (Fieldner, Katz et Kenney, 1921). Comme le note Cook (1986), jusqu'aux années trente, la plupart des valeurs limites d'exposition, sauf pour les poussières, se fondaient sur des expérimentations animales d'assez courte durée. L'étude de Leonard Greenburg, du Service américain de la santé publique (US Public Health Service), sur l'exposition chronique au benzène constitue une exception notable à cet égard. Mené sous la direction d'un comité du Conseil national de la sécurité (National Safety Council (NSC)), ce travail a abouti à la définition d'une exposition admissible pour l'humain sur la base d'expérimentations animales de longue durée (National Safety Council, 1926).

D'après Cook (1986), les valeurs limites admissibles d'exposition à la poussière établies avant 1920 correspondaient à la situation des ouvriers travaillant dans les mines d'or d'Afrique du Sud, où les poussières provenant des opérations de forage avaient une teneur élevée en silice cristalline libre. En 1916, une valeur limite de 8,5 millions de particules par pied cube d'air (mppcf) a été fixée pour les poussières contenant 80 à 90% de quartz (Phthisis Prevention Committee, 1916). Ce niveau a été ensuite abaissé à 5 mppcf. Cook constate également qu'aux États-Unis, les normes relatives aux poussières, elles aussi calculées d'après l'exposition effective des travailleurs, ont été recommandées par Higgins et ses collègues à la suite d'une étude réalisée en 1917 dans les mines de zinc et de plomb du sud-ouest du Missouri. Le niveau initialement défini pour les poussières à forte teneur en quartz était de 10 mppcf, soit sensiblement plus élevé que celui établi à l'issue d'études ultérieures sur les poussières menées par le Service américain de la santé publique. En 1930, le ministère du Travail de l'URSS a publié un décret indiquant les concentrations maximales admissibles de 12 substances industrielles toxiques.

Jusqu'en 1926, la liste la plus complète de valeurs limites d'exposition professionnelle concernait 27 substances (Sayers, 1927). En 1935, Sayers et Dalle Valle ont publié une étude indiquant les réactions physiologiques à 5 concentrations de 37 substances, la cinquième étant la concentration maximale admissible pour une exposition prolongée. Dans leurs articles, Lehmann et Flury (1938), ainsi que Bowditch et coll. (1940), présentaient quant à eux des tableaux comportant une valeur unique pour les expositions répétées à chacune des substances.

Bon nombre des valeurs limites établies par Lehmann figuraient déjà dans une monographie initialement publiée en 1927 par Henderson et Haggard (1943), ainsi que dans *Schädliche Gase*

de Flury et Zernik (1931). D'après Cook (1986), cet ouvrage faisait alors autorité en ce qui concerne les effets des vapeurs, poussières et gaz nocifs sur le lieu de travail, et il en fut ainsi jusqu'à la publication du volume II de l'ouvrage classique de Patty, *Industrial Hygiene and Toxicology* (1949).

Les premières normes d'exposition relatives aux produits chimiques dans l'industrie, appelées concentrations maximales admissibles (Maximum Allowable Concentrations (MAC)), ont été élaborées en 1939 et 1940, d'un commun accord entre l'Association américaine de normalisation (American Standards Association (ASA)) et un certain nombre d'hygiénistes du travail qui avaient créé l'ACGIH en 1938 (Baetjer, 1980). Ces normes «recommandées» ont été publiées en 1943 par James Sterner. Un comité de l'ACGIH s'est réuni au début de l'année 1940 pour définir les niveaux admissibles d'exposition professionnelle aux produits chimiques, en rassemblant toutes les données établissant une relation entre le degré d'exposition à un toxique et la probabilité d'apparition d'effets nocifs (Stokinger, 1981; LaNier, 1984). Ce comité, composé de Warren Cook, Manfred Boditch (sans doute le premier hygiéniste employé par l'industrie aux États-Unis), William Fredrick, Philip Drinker, Lawrence Fairhall et Alan Dooley, a publié ses premiers résultats en 1941 (Stokinger, 1981).

En 1941, le comité Z-37 de l'ASA, laquelle deviendra plus tard l'Institut américain de normalisation (American National Standards Institute (ANSI)), a élaboré sa première norme limitant l'exposition au monoxyde de carbone à 100 ppm. En 1974, ce comité avait publié 33 normes d'exposition à des poussières et gaz toxiques.

Lors de l'assemblée annuelle de l'ACGIH, en 1942, la sous-commission sur les concentrations maximales admissibles, qui venait d'être créée, a présenté dans son rapport un tableau indiquant les «concentrations maximales admissibles dans l'air» de 63 substances toxiques, d'après les listes fournies par les différents services publics d'hygiène industrielle du pays. On pouvait y lire la précision suivante: «Les concentrations figurant dans le tableau ne sauraient être interprétées comme des valeurs sûres recommandées. Elles sont présentées sans commentaire» (Cook, 1986).

En 1945, Cook a publié une liste de 132 contaminants atmosphériques industriels avec leur concentration maximale admissible, comprenant les valeurs alors en vigueur dans six États, de même que les valeurs de référence proposées par des agences fédérales dans le cadre de la lutte contre les maladies professionnelles et les concentrations maximales admissibles qui semblaient alors les plus solidement étayées par des données d'enquête (Cook, 1986).

Lors de l'assemblée annuelle de l'ACGIH en 1946, la sous-commission sur les concentrations maximales admissibles a présenté son second rapport portant cette fois sur 131 gaz, vapeurs, poussières, fumées et brouillards et 13 poussières minérales. Les valeurs étaient tirées du premier tableau de 1942, de la liste établie par Warren Cook dans *Industrial Medicine* (1945) et des travaux publiés par le comité Z-37 de l'ASA. Comme le soulignait alors ce rapport, il était clairement entendu que la liste des concentrations maximales admissibles ferait l'objet d'une révision annuelle.

Les conditions d'utilisation des valeurs limites d'exposition professionnelle

Les valeurs seuils (TLV) de l'ACGIH et la plupart des autres valeurs limites d'exposition utilisées aux États-Unis et dans d'autres pays s'appliquent à des substances en suspension dans l'air et représentent les conditions dans lesquelles «on estime que la quasi-totalité des travailleurs peuvent être exposés de façon répétée, jour après jour, sans effets nocifs pour leur santé» (ACGIH, 1994)

Tableau 30.2 • Valeurs limites d'exposition professionnelle dans différents pays (situation en 1986)

Pays/province	Type de norme
Allemagne	Dans ce pays, la valeur limite MAK est «la concentration maximale admissible d'un composé chimique présent dans l'air d'une zone de travail (sous forme de gaz, de vapeur ou de particule) qui, d'une façon générale, d'après les connaissances du moment, ne met pas en danger la santé des travailleurs et ne constitue pas une nuisance induite. Dans ces conditions, l'exposition peut être répétée et de longue durée, à raison de 8 heures par jour, pour une semaine de travail de 40 heures en moyenne (ou de 42 heures pendant 4 semaines successives dans les entreprises fonctionnant en 4 postes) [...] En matière de protection de la santé, ce sont les critères scientifiques qui prévalent sur les considérations pratiques, techniques ou économiques».
Argentine	Les valeurs limites d'exposition professionnelle sont, pour l'essentiel, les mêmes que les TLV publiées par l'ACGIH en 1978, la principale différence étant que pour les 144 substances (sur un total de 630) pour lesquelles l'ACGIH ne donne pas de valeur limite pour une exposition de courte durée (TLV-STEL), celles-ci sont remplacées par les valeurs moyennes pondérées dans le temps (TLV-TWA).
Australie	Le Conseil national australien de la santé et de la recherche médicale (NHMRC) a adopté en 1992 une édition révisée du document <i>Occupational Health Guide Threshold Limit Values (1990-91)</i> . Les valeurs limites d'exposition professionnelle n'ont pas de valeur légale en Australie, sauf lorsqu'un texte de loi y fait expressément référence. Les TLV de l'ACGIH sont publiées en annexe des guides australiens sur la santé au travail, lesquels sont révisés en même temps que les TLV, soit les années impaires.
Autriche	Les valeurs recommandées par le Comité d'experts de la Commission de protection des travailleurs pour l'évaluation des concentrations maximales admissibles (MAK), en collaboration avec l'Institut général de prévention des accidents du Syndicat des travailleurs de l'industrie chimique, sont considérées comme obligatoires par le ministère fédéral du Travail et des Affaires sociales. Elles sont appliquées par l'Inspection du travail aux termes de la loi sur la protection du travail.
Belgique	L'Administration de l'hygiène et de la médecine du travail du ministère de l'Emploi et du Travail se fonde sur les TLV de l'ACGIH pour l'établissement des valeurs limites d'exposition professionnelle.
Brésil	Depuis 1978, la législation brésilienne en matière de santé au travail utilise les TLV de l'ACGIH. La semaine de travail au Brésil étant habituellement de 48 heures, les valeurs de l'ACGIH ont été corrigées à l'aide d'une formule élaborée à cet effet. À l'époque où elle a été adoptée, la liste de l'ACGIH était limitée aux contaminants de l'air rencontrés dans tout le pays. Depuis, le ministère du Travail a fixé des valeurs pour d'autres contaminants conformément aux recommandations du Fundação Centro Nacional de Segurança, Higiene e Medicina do Trabalho.
Canada (provinces/territoires)	Chaque province dispose de sa propre réglementation.
Alberta	Les valeurs limites d'exposition professionnelle sont régies par la réglementation relative aux risques chimiques de la loi sur la santé et la sécurité au travail, aux termes de laquelle l'employeur doit s'assurer que les travailleurs ne sont pas soumis à des expositions supérieures aux limites autorisées.
Colombie-Britannique	Le règlement relatif à la sécurité et à la santé au travail dans l'industrie établit les prescriptions légales applicables à la majeure partie des activités industrielles de la province sur la base des TLV les plus récentes de l'ACGIH pour les contaminants atmosphériques.
Manitoba	La réglementation relative aux valeurs limites d'exposition professionnelle et son application relèvent du ministère de l'Environnement et de la Sécurité et de la Santé au Travail. Les critères actuellement retenus pour interpréter les risques sanitaires sont les TLV de l'ACGIH, à l'exception des substances cancérigènes pour lesquelles un niveau d'exposition zéro est fixé «dans la mesure où cela est raisonnablement possible».
Nouveau-Brunswick	Les normes applicables sont celles mentionnées dans la dernière publication de l'ACGIH; en cas d'infraction, ce sont celles en vigueur au moment de l'infraction qui s'appliquent.
Nouvelle-Ecosse	La liste des valeurs limites est celle publiée par l'ACGIH en 1976, compte tenu de ses modifications et révisions ultérieures.
Ontario	Les règlements relatifs à un certain nombre de substances dangereuses sont applicables aux termes de la loi sur la sécurité et la santé au travail, chacun faisant l'objet d'un livret séparé qui comprend le niveau d'exposition admissible et les codes pour les équipements de protection respiratoire, les techniques de mesure des concentrations des aérocontaminants et les méthodes de surveillance médicale.
Québec	Les valeurs d'exposition admissibles (PEL) sont semblables aux TLV de l'ACGIH et doivent être impérativement respectées pour les contaminants de l'air présents sur le lieu de travail.
Territoires du Nord-Ouest	La Division sécurité du ministère de la Justice des Territoires du Nord-Ouest réglemente la sécurité sur le lieu de travail pour les employés ne relevant pas de l'administration fédérale, conformément à la dernière édition des TLV de l'ACGIH.
Chili	La concentration maximale de 11 substances susceptibles d'avoir des effets aigus, graves ou mortels ne peut être dépassée même pendant un laps de temps très court. Les valeurs des normes chiliennes correspondent aux TLV de l'ACGIH auxquelles on applique un facteur de 0,8 pour une semaine de 48 heures.
Danemark	Les valeurs limites d'exposition professionnelle concernent 542 substances chimiques et 20 matières particulières. La législation oblige à respecter les moyennes pondérées dans le temps. Les normes danoises sont établies sur la base des données de l'ACGIH. Environ 25% des valeurs diffèrent de celles de l'ACGIH et sont un peu plus strictes, dans presque tous les cas.
Equateur	La législation équatorienne ne comporte aucune liste de niveaux d'exposition admissibles (PEL). En pratique, ce sont les TLV de l'ACGIH qui servent de référence pour l'hygiène industrielle.

Tableau 30.2 • Valeurs limites d'exposition professionnelle dans différents pays (situation en 1986)

Pays/province	Type de norme
Etats-Unis	Il existe au moins 6 sources différentes de valeurs limites d'exposition professionnelle: les TLV de l'ACGIH, les limites d'exposition recommandées (REL) du NIOSH, les limites d'exposition professionnelle (WEEL) de l'AIHA, les normes relatives aux aérocontaminants sur le lieu de travail du Comité Z-37 de l'ANSI, les guides de 1991 de l'Association américaine de santé publique (APHA), ainsi que les recommandations formulées par les administrations locales, régionales ou des Etats. En outre, le ministère du Travail publie des valeurs d'exposition admissibles (PEL) qui ont force de loi et dont l'application est assurée par l'OSHA.
Finlande	Les valeurs limites d'exposition professionnelle sont définies comme étant les concentrations jugées dangereuses au moins pour quelques travailleurs exposés pendant une longue période. L'ACGIH estime que presque tous les travailleurs peuvent être exposés à des concentrations inférieures aux TLV sans effet nocif, tandis qu'en Finlande, les expositions supérieures à la valeur limite sont considérées comme potentiellement dangereuses.
Irlande	Ce sont en principe les dernières TLV de l'ACGIH qui sont appliquées, mais leur liste ne figure pas dans la législation ou la réglementation nationales.
Pays-Bas	Les concentrations maximales admissibles MAC proviennent principalement de la liste de l'ACGIH, mais aussi de celles de la République fédérale d'Allemagne et du NIOSH aux Etats-Unis. On considère qu'elles correspondent «aux concentrations dans l'air du lieu de travail qui, d'après les connaissances du moment, ne sont généralement pas nocives pour les travailleurs ou leur descendance, après une exposition répétée et de longue durée, voire durant toute la vie professionnelle».
Philippines	Ce pays utilise les TLV de 1970 de l'ACGIH modifiées comme suit: 50 ppm pour le chlorure de vinyle et 0,15 mg/m ³ pour le plomb, les composés inorganiques, les fumées et les poussières.
Russie, Fédération de	L'ex-URSS avait établi nombre de ses valeurs limites dans le but d'éliminer tout effet sur la santé indésirable, même réversible. Ces réponses subcliniques, entièrement réversibles, aux expositions sur le lieu de travail ont été jusqu'à présent considérées comme trop restrictives pour être utilisées aux Etats-Unis et dans la plupart des autres pays. En fait, vu les difficultés techniques et économiques que pose le respect de niveaux aussi bas de contaminants de l'air sur le lieu de travail, il ne semble guère qu'ils aient été effectivement respectés dans les pays qui les ont adoptés. Il s'agirait donc davantage de normes idéales que d'obligations auxquelles les employeurs sont légalement ou moralement tenus de se conformer.

Source: Cook, 1986.

(voir tableau 30.2). Dans certains pays, la valeur limite d'exposition est fixée de façon à protéger pour ainsi dire tout le monde. Il est important de noter que, contrairement à certaines valeurs limites concernant les polluants de l'air ambiant, l'eau contaminée ou les additifs alimentaires, fixées par d'autres entités professionnelles ou organismes de réglementation, les TLV ne signifient pas que les personnes exposées ne ressentiront aucun inconfort ni aucun trouble (Adkins et coll., 1990). L'ACGIH reconnaît depuis longtemps déjà qu'en raison des très grandes différences de sensibilité individuelle, un faible pourcentage de travailleurs peuvent être gênés par certaines substances à des concentrations d'une valeur égale ou inférieure à la valeur limite, et qu'un nombre encore plus restreint d'entre eux peuvent même être touchés plus sérieusement du fait de l'aggravation d'un état préexistant ou de l'apparition d'une maladie professionnelle (Cooper, 1973; ACGIH, 1994). C'est ce que dit, en tout cas, très explicitement l'introduction de la brochure annuelle de l'ACGIH, *Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices* (ACGIH, 1994).

Cette restriction, que l'on peut certes déplorer, est toutefois jugée pratique dans la mesure où l'on considère généralement irréaliste, pour des raisons techniques ou économiques, de fixer les concentrations maximales de substances en suspension dans l'air à des niveaux suffisamment bas pour protéger les travailleurs hypersensibles. Jusque vers 1990, personne ne s'est vraiment préoccupé de cette situation, mais avec les progrès remarquables accomplis depuis le milieu des années quatre-vingt sur le plan tant des moyens analytiques que des dispositifs de surveillance/d'échantillonnage individuel et des techniques de surveillance biologique, sans parler de la robotisation de la maîtrise des risques, nous sommes désormais capables, d'un point de vue technologique, d'envisager des limites d'exposition professionnelle plus rigoureuses.

Les données de référence et les principes retenus pour le calcul de chaque valeur seuil (TLV) sont publiés régulièrement dans *Documentation of the Threshold Limit Values* (ACGIH, 1995). Certains documents sont parfois disponibles sur les valeurs limites définies dans les autres pays. Avant d'interpréter ou d'ajuster une limite d'exposition donnée, il faut toujours consulter la documentation qui s'y rapporte, ainsi que les données à partir desquelles elle a été fixée (ACGIH, 1994).

Les TLV sont définies à l'aide des meilleures informations fournies aussi bien par l'expérience acquise dans l'industrie que par les études expérimentales réalisées sur l'humain et l'animal (Smith et Olshifski, 1988; ACGIH, 1994). L'analyse préalable au choix des valeurs limites varie d'une substance à l'autre. Ainsi, la protection contre une atteinte pathologique sera le facteur déterminant dans certains cas, alors que dans d'autres, ce sera l'absence d'irritation, de narcose, de nuisance ou de toute autre forme d'agression. Les informations dont on dispose pour définir les valeurs limites d'exposition professionnelle sont également plus ou moins récentes et plus ou moins complètes selon les substances; par conséquent, les TLV n'ont pas toutes la même précision. Il faut toujours consulter la TLV la plus récente et la documentation correspondante (ou son équivalent) afin d'évaluer la qualité des données sur lesquelles elle repose.

Bien que toutes les publications contenant des valeurs limites insistent sur le fait que ces normes sont uniquement destinées à sécuriser l'exposition sur le lieu de travail, elles ont parfois été utilisées à d'autres fins. C'est pourquoi toutes les valeurs limites doivent être interprétées et appliquées exclusivement par une personne compétente en hygiène industrielle et en toxicologie. Le comité des TLV (ACGIH, 1994) ne voulait pas qu'elles soient utilisées ou modifiées en vue d'être utilisées:

- comme indice relatif du risque ou de la toxicité;

- pour évaluer la pollution de l'air hors du lieu de travail;
- pour évaluer les risques d'une exposition ininterrompue ou prolongée;
- pour confirmer ou infirmer l'existence d'une maladie ou d'une affection;
- pour être adoptées dans des pays où les conditions de travail ne sont pas les mêmes qu'aux Etats-Unis.

Le comité des TLV et les autres organes qui établissent des valeurs limites d'exposition professionnelle précisent bien que ces valeurs ne devraient pas «être utilisées directement», ni faire l'objet d'une extrapolation à d'autres environnements. Toutefois, si l'on comprend le raisonnement scientifique qui justifie la directive et si l'on sait extrapoler correctement les données, on peut les utiliser pour déterminer des niveaux d'exposition admissibles dans un grand nombre de situations professionnelles différentes (ACGIH, 1994; Hickey et Reist, 1979).

La conception des valeurs limites d'exposition professionnelle

A l'origine, les TLV étaient réservées à l'usage des hygiénistes du travail, qui pouvaient les appliquer en disposant d'une certaine marge d'appréciation. Elles ne devaient pas être utilisées à des fins juridiques (Baetjer, 1980). Cependant, en 1968, la loi américaine Walsh-Healey a conféré un caractère légal aux TLV alors en vigueur, qui concernaient environ 400 produits chimiques. En outre, lorsque la loi sur la sécurité et la santé au travail a été adoptée aux Etats-Unis, il est devenu obligatoire que toutes les normes soient issues d'un consensus national ou établies à l'échelon fédéral.

Les valeurs limites d'exposition aux polluants atmosphériques sur le lieu de travail reposent sur le principe selon lequel, bien que toutes les substances chimiques soient toxiques à une certaine concentration lorsqu'on y est exposé pendant quelque temps, il existe pour chacune d'elles une concentration (ou dose) qui ne peut produire aucun effet nocif, quelle que soit la fréquence d'exposition. Ce principe s'applique aux substances ayant des effets limités du type irritation, narcose, nuisance ou autre forme d'agression (Stokinger, 1981; ACGIH, 1994).

Cette conception diffère donc de celle qui s'applique aux agents physiques tels que les rayonnements ionisants et à quelques cancérigènes chimiques pour lesquels il n'existe peut-être pas de seuil ou de dose ne comportant aucun risque (Stokinger, 1981). La question des effets de seuil est au centre d'une controverse qui divise les scientifiques les plus renommés (Seiler, 1977; Watanabe et coll., 1980; Stott et coll., 1981; Butterworth et Slaga, 1987; Bailer et coll., 1988; Wilkinson, 1988; Bus et Gibson, 1994). C'est pourquoi certaines valeurs limites d'exposition professionnelle proposées par les organismes de réglementation au début des années quatre-vingt ont été fixées à des niveaux qui, bien que n'étant pas tout à fait sans danger, n'impliquaient pas de risques plus grands que les risques professionnels habituels tels qu'électrocution, chute, etc. Même dans les environnements où aucun produit chimique industriel n'est utilisé, le risque global d'accident mortel sur le lieu de travail est d'environ un pour mille. Telle est la logique qui a présidé au choix d'un critère de risque de cancer théorique dans la définition des TLV applicables aux cancérigènes chimiques (Rodricks, Brett et Wrenn, 1987; Travis et coll., 1987).

Les valeurs limites établies aussi bien aux Etats-Unis qu'ailleurs ont de nombreuses sources. Les TLV de 1968, que la loi sur la sécurité et l'hygiène du travail votée en 1970 a converties en réglementation fédérale, reposaient en grande partie sur l'expérience humaine. Cette situation peut paraître surprenante pour de nombreux hygiénistes qui exercent cette profession depuis peu, mais il est vrai que dans la plupart des cas, c'est seulement après

avoir découvert qu'une substance était toxique, provoquait des irritations ou avait d'autres effets indésirables chez l'humain que l'on a décidé d'adopter une limite d'exposition. Comme on pouvait s'y attendre, parmi les valeurs limites récentes concernant les produits toxiques systémiques, notamment les limites définies par les fabricants, beaucoup ont été fixées pour l'essentiel sur la base de tests toxicologiques menés sur des animaux, sans que l'on ait attendu de constater la nocivité des substances en question pour les personnes exposées (Paustenbach et Langner, 1986). Dès 1945, le comité des TLV a reconnu que les tests sur les animaux étaient très précieux: ils constituent en effet la deuxième grande source d'information ayant servi à l'élaboration de directives (Stokinger, 1970).

Plusieurs approches ont été proposées et employées au cours des 40 dernières années pour déterminer les valeurs limites à partir des données tirées de l'expérimentation animale. La démarche employée par le comité des TLV et par d'autres n'est pas fondamentalement différente de celle qui a permis à l'Administration fédérale de contrôle des denrées alimentaires et des produits pharmaceutiques (Food and Drug Administration (FDA)) aux Etats-Unis d'établir des niveaux d'apport journalier admissibles pour les additifs alimentaires. Une bonne compréhension de cette démarche peut s'avérer très précieuse pour les hygiénistes du travail chargés d'interpréter ces valeurs limites (Dourson et Stara, 1983).

Diverses approches méthodologiques permettant de définir des limites d'exposition professionnelle uniquement sur la base de données provenant d'essais sur les animaux ont également été présentées (Weil, 1972; OMS et BIT, 1977; Zielhuis et van der Kreek; 1979a, 1979b; Calabrese, 1983; Dourson et Stara, 1983; Leung et Paustenbach, 1988a; Finley et coll., 1992; Paustenbach, 1995). Bien qu'elles comportent un certain degré d'incertitude, elles semblent bien meilleures que l'extrapolation qualitative de l'animal à l'humain.

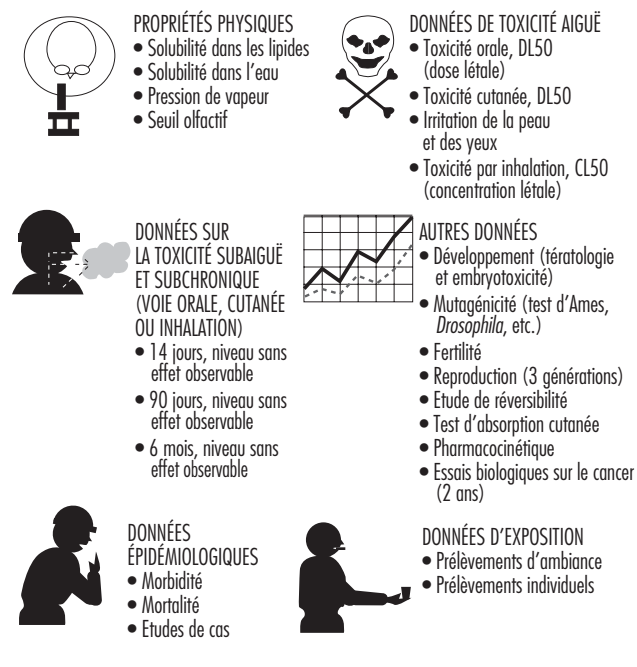
Environ 50% des TLV de 1968 étaient fondées sur des données humaines et environ 30% sur des données animales. En 1992, ces TLV découlaient essentiellement pour près de 50% de l'expérimentation animale. Les critères utilisés pour établir les TLV peuvent être classés en quatre groupes: morphologique, fonctionnel, biochimique et divers (nuisance, confort). La plupart des TLV qui reposent sur des données humaines ont été établies à partir de l'observation des effets produits sur des personnes exposées pendant plusieurs années. Autrement dit, la plupart des TLV existantes résultent de la surveillance de l'exposition professionnelle, complétée par des données d'observation qualitatives et quantitatives sur la réaction du corps humain à la contamination (Stokinger, 1970; Park et Snee, 1983). Par contre, les TLV récemment définies pour de nouveaux produits chimiques font davantage appel aux essais sur l'animal qu'à l'expérience humaine (Leung et Paustenbach, 1988b; Leung et coll., 1988).

Il est intéressant de noter qu'en 1968 environ 50% seulement des TLV avaient avant tout pour but d'empêcher les effets toxiques systémiques. Quelque 40% concernaient les problèmes d'irritation et environ 2% visaient à prévenir le cancer. En 1993, les proportions correspondantes étaient d'environ 50%, 35% et 5%, respectivement. La figure 30.10 résume les données fréquemment utilisées dans l'élaboration des valeurs limites d'exposition professionnelle.

Les limites applicables aux irritants

Avant 1975, les valeurs limites d'exposition professionnelle établies pour prévenir les phénomènes d'irritation étaient en grande partie le fruit d'essais sur l'humain. Depuis lors, plusieurs modèles d'expérimentation animale ont été mis au point (Kane et Alarie, 1977; Alarie, 1981; Abraham et coll., 1990; Nielsen, 1991). Un autre modèle basé sur des caractéristiques chimiques a été utilisé

Figure 30.10 • Données contribuant à l'élaboration d'une valeur limite d'exposition professionnelle



pour définir des valeurs préliminaires pour les acides et les bases organiques (Leung et Paustenbach, 1988a).

Les limites applicables aux substances cancérigènes

En 1972, le comité de l'ACGIH a commencé à faire la distinction entre les produits cancérigènes pour l'humain et pour l'animal dans sa liste de TLV. D'après Stokinger (1977), l'une des raisons de cette distinction était d'amener les participants aux discussions (représentants des syndicats, travailleurs et public) à se concentrer sur les produits chimiques auxquels les travailleurs étaient le plus susceptibles d'être exposés sur leur lieu de travail.

L'efficacité des valeurs limites d'exposition

A partir de 1988, de nombreuses personnes se sont interrogées sur l'efficacité des TLV au regard de leur objectif de protection de la santé. La question clé était de savoir quel pourcentage de la population active était véritablement protégée en cas d'exposition aux concentrations définies par les normes.

Pour Castleman et Ziem (1988) et Ziem et Castleman (1989), les TLV n'avaient pas de véritable base scientifique et les hygiénistes qui les formulaient étaient liés aux industries soumises à la réglementation.

Ces critiques ont déclenché un vaste débat entre partisans et détracteurs des travaux de l'ACGIH (Finklea, 1988; Paustenbach, 1990a, 1990b, 1990c; Tarlau, 1990). Dans une étude ultérieure, Roach et Rappaport (1990) ont tenté de quantifier la marge de sécurité et la validité scientifique des TLV. Ils sont arrivés à la conclusion qu'il existait de sérieuses contradictions entre les données scientifiques disponibles et l'interprétation proposée par le comité des TLV dans sa *Documentation* de 1976, et que les normes reflétaient probablement ce qui était jugé réaliste et réalisable à un moment donné. L'ACGIH a répondu à l'analyse de Roach et Rappaport comme à celle de Castleman et Ziem en soulignant l'inexactitude des faits reprochés.

On débatterait sans doute encore longtemps du bien-fondé de l'analyse de Roach et Rappaport, ou encore de celle de Castle-

man et Ziem, mais il est clair que le processus de définition des TLV et d'autres valeurs limites d'exposition ne sera probablement pas jamais ce qu'il était entre 1945 et 1990. Dans les années à venir, la documentation de ces normes sera sans doute plus explicite quant à leur raison d'être et au degré de risque encouru. D'autre part, il est certain que des notions telles que «pratiquement sans danger», ou «risque insignifiant» changeront de sens à mesure qu'évolueront les valeurs de la société (Paustenbach 1995, 1997).

Le durcissement des TLV ou autres valeurs limites d'exposition que l'on pourra sans aucun doute constater prochainement sera fonction du type d'effet sur la santé qu'il s'agit d'empêcher (dépression du système nerveux central, toxicité aiguë, odeur, irritation, effets sur le développement, ou autres). Toutefois, il est difficile de savoir dans quelle mesure le comité des TLV aura recours aux divers modèles de prévision de la toxicité ou encore quels critères de risque il adoptera le siècle prochain.

La normalisation et les horaires de travail aménagés

On ne sait pas encore très bien dans quelle mesure le travail posté affecte les capacités d'un travailleur, sa longévité, sa mortalité et son bien-être en général. Des postes et horaires de travail dits aménagés ont été mis en place dans plusieurs industries en vue d'éliminer, ou tout au moins d'atténuer, certains des problèmes provoqués par l'organisation classique du travail en trois périodes de 8 heures. L'une des formules adoptées consiste à définir des périodes de travail d'une durée supérieure à 8 heures et à comprimer le nombre de jours ouvrés par semaine (par exemple, 12 heures par jour, 3 jours par semaine). On peut aussi aménager l'horaire de travail de manière à fractionner l'exposition à un agent chimique ou physique donné (par exemple, cinq fois 30 minutes par jour avec un intervalle d'une heure entre les expositions). Enfin, il existe des situations qualifiées de «cas critiques» qui entraînent une exposition permanente à un contaminant de l'air (par exemple, dans un véhicule spatial ou dans un sous-marin).

La semaine de travail comprimée a principalement cours dans le cadre d'activités non manufacturières. Elle concerne le travail à temps complet (40 heures par semaine) effectué sur moins de 5 jours par semaine. Les variantes les plus courantes sont: *a)* 10 heures par jour, 4 jours par semaine; *b)* 12 heures par jour, 3 jours par semaine; *c)* une semaine de travail de 4½ jours comprenant 4 journées de 9 heures et une journée de 4 heures (en principe le vendredi); *d)* la formule dite des 5/4, 9, consistant à alterner des semaines de travail de 4 et 5 jours à raison de 9 heures de travail par jour (Nollen et Martin, 1978; Nollen, 1981).

Environ 5% seulement de la population active américaine a un horaire de travail aménagé. Parmi ces 5%, seules quelque 50 000 à 200 000 personnes travaillent dans des industries où elles sont constamment exposées à de fortes concentrations de produits chimiques en suspension dans l'air. On estime qu'au Canada les travailleurs en contact avec des substances chimiques sont proportionnellement plus nombreux à bénéficier d'horaires de travail aménagés (Paustenbach, 1994).

Comment fixer des valeurs limites d'exposition professionnelle internationales

Comme le note Lundberg (1994), tous les comités nationaux de normalisation se heurtent au problème que pose la définition d'une approche scientifique commune. Une initiative internationale serait pourtant profitable en la matière, étant donné que la rédaction de documents relatifs aux critères adoptés est un processus long et coûteux (Paustenbach, 1995).

Ce projet a conduit le Conseil des ministres des pays nordiques (Nordic Council of Ministers) à créer en 1977 le groupe d'experts

des pays nordiques (NEG) chargé de mettre au point les documents de référence devant servir de base scientifique à l'élaboration des valeurs limites d'exposition professionnelle dans les cinq pays concernés (Danemark, Finlande, Islande, Norvège et Suède). Ces documents ont abouti à la définition d'un effet critique, à savoir celui que provoque l'exposition la plus basse, ainsi que des relations dose-réponse/dose-effet. L'effet critique en question est l'effet nocif qui apparaît à l'exposition la plus faible. Les facteurs de sécurité n'y sont pas pris en compte et aucune valeur chiffrée n'est proposée. Depuis 1987, les documents critères du NEG sont également publiés en anglais une fois par an.

Lundberg (1994) préconise quant à lui une approche uniforme pour tous les pays, sur la base d'un document normalisé comme suit:

- un document «critères» normalisé devrait refléter les dernières connaissances disponibles telles qu'elles sont relatées dans les publications scientifiques;
- les études et travaux utilisés devraient de préférence avoir fait l'objet d'examen par des scientifiques, ou au moins être publiquement disponibles. Il faut éviter les communications personnelles. Une ouverture sur le grand public, en particulier en direction des travailleurs, devrait contribuer à atténuer les réactions de méfiance comme celles que l'on a récemment constatées à l'égard des documents publiés par l'ACGIH;
- le comité scientifique devrait être composé de chercheurs indépendants venant des milieux universitaires ou d'organismes publics. S'il compte des scientifiques issus de l'industrie, ceux-ci devraient représenter les travailleurs et les employeurs;
- toutes les études épidémiologiques et expérimentales pertinentes devraient être examinées avec soin par le comité scientifi-

que, notamment les «études clés» fournissant des données sur l'effet critique. Tous les effets observés devraient être décrits;

- les possibilités de surveillance environnementale et biologique devraient être signalées. Il serait également nécessaire d'examiner en détail ces données, y compris les données toxicocinétiques;
- si les données le permettent, les relations dose-réponse et dose-effet devraient être indiquées. Un niveau sans effet observable (No Observable Effect Level — NOEL) ou le niveau d'effet observable le plus bas (Lowest Observable Effect Level — LOEL) devrait être spécifié dans la conclusion pour chaque effet observé. Si nécessaire, il faut expliquer pourquoi l'on considère tel ou tel effet comme étant l'effet critique, de manière à prendre en considération sa signification toxicologique;
- les propriétés mutagènes, cancérigènes et tératogènes devraient en particulier être signalées, ainsi que les effets allergiques et immunitaires;
- toutes les études utilisées devraient être référencées. S'il est précisé dans le document que seules les études pertinentes ont été utilisées, il n'est pas nécessaire de fournir les références non utilisées ni de préciser pourquoi elles ne l'ont pas été. Par contre, il peut être intéressant de dresser la liste des bases de données utilisées dans la recherche documentaire.

Dans la pratique, les pays qui élaborent des valeurs limites d'exposition professionnelle procèdent tous à peu près de la même façon. Il devrait donc être relativement facile de se mettre d'accord sur un modèle de document de référence normalisé contenant les informations clés. Le choix de la marge de sécurité à inclure dans les valeurs limites serait ensuite fonction des décisions prises dans chaque pays.

Références bibliographiques

- Abraham, M.H., Whiting, G.S., Alarie Y. et coll., 1990: «Hydrogen bonding 12. A new QSAR for upper respiratory tract irritation by airborne chemicals in mice», *Quantitative Structure-Activity Relationships*, vol. 9, pp. 6-10.
- Adkins, L.E. et coll., 1990: «Letter to the Editor», *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 5, n° 1, pp. 748-750.
- Alarie, Y., 1981: «Dose response analysis in animal studies: Prediction of human responses», *Environmental Health Perspectives*, vol. 42, pp. 9-13.
- American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), 1994: *1993-1994 Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices* (Cincinnati).
- , 1995: *Documentation of the Threshold Limit Values* (Cincinnati).
- Atherly, G.A., 1985: «A critical review of time-weighted average as an index of exposure and dose, and of its key elements», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 46, n° 9, pp. 481-487.
- Bactjer, A.M., 1980: «The early days of industrial hygiene: Their contribution to current problems», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 41, n° 11, pp. 773-777.
- Bailer, J.C., Crouch, E.A.C., Shaikh, R. et Spiegelman, D., 1988: «One-hit models of carcinogenesis: Conservative or not?», *Risk Analysis*, vol. 8, pp. 485-490.
- Bogers, M., Appelman, L.M., Feron, V.J. et coll., 1987: «Effects of the exposure profile on the inhalation toxicity of carbon tetrachloride in male rats», *Journal of Applied Toxicology*, vol. 7, pp. 185-191.
- Bolcjj, J.S.M., Buringh, E., Heederik, D. et Kromhout H., 1995: *Occupational Hygiene for Chemical and Biological Agents* (Amsterdam, Elsevier).
- Bouyer, J. et Hémon, D., 1993: «Studying the performance of a job exposure matrix», *International Journal of Epidemiology*, vol. 22, n° 6, supplément n° 2, pp. S65-S71.
- Bowditch, M., Drinker, D.K., Drinker, P., Haggard, H.H. et Hamilton, A., 1940: «Code for safe concentrations of certain common toxic substances used in industry», *Journal of Industrial Hygiene and Toxicology*, vol. 22, p. 251.
- Burdorf, A., 1995: *Certification of Occupational Hygienists — A Survey of Existing Schemes Throughout the World* (Stockholm, IOHA).
- Bus, J.S. et Gibson, J.E., 1994: «Body defense mechanisms to toxicant exposure», dans L.J. Cralley, L.V. Cralley et J.S. Bus (directeurs de publication): *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*, vol. III, partie B (New York, Wiley).
- Butterworth, B.E. et Slaga, T., 1987: *Nongenotoxic Mechanisms in Carcinogenesis: Banbury Report 25* (Cold Spring Harbor, New York, Cold Spring Harbor Laboratory).
- Calabrese, E.J., 1983: *Principles of Animal Extrapolation* (New York, Wiley).
- Casarett, L.J., 1980, dans J. Doull, C.D.: Klaassen et M.O. Amdur (directeurs de publication): *Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons* (New York, Macmillan).
- Castleman, B.I. et Ziem, G.E., 1988: «Corporate influence on Threshold Limit Values», *American Journal of Industrial Medicine*, vol. 13, n° 5.
- Checkoway, H. et Rice, C.H., 1992: «Time-weighted averages, peaks, and other indices of exposure in occupational epidemiology», *ibid.*, vol. 21, pp. 25-33.
- Comité européen de normalisation (CEN), 1994: *Workplace Atmospheres — Guidance for the Assessment of Exposure to Chemical Agents for Comparison with Limit Values and Measurement Strategy*, norme européenne EN 689, Comité technique 137 (Bruxelles).
- Commission internationale de la santé au travail (CIST), 1985: «Invited lectures of the XXI International Congress on Occupational Health, Dublin», *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, vol. 11, n° 3, pp. 199-206.
- Cook, W.A., 1945: «Maximum allowable concentrations of industrial contaminants», *Industrial Medicine*, vol. 14, n° 11, pp. 936-946.
- , 1986: *Occupational Exposure Limits — Worldwide* (Akron, Ohio, American Industrial Hygiene Association).
- Cooper, W.C., 1973: «Indicators of susceptibility to industrial chemicals», *Journal of Occupational Medicine*, vol. 15, n° 4, pp. 355-359.
- Corn, M., 1985: «Strategies for air sampling», *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health*, vol. 11, pp. 173-180.
- Dinardi, S.R., 1995: *Calculation Methods for Industrial Hygiene* (New York, Van Nostrand Reinhold).
- Doull, J., 1994: «The ACGIH Approach and Practice», *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 9, n° 1, pp. 23-24.
- Dourson, M.J. et Stara, J.F., 1983: «Regulatory history and experimental support of uncertainty (safety) factors», *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 3, pp. 224-238.
- Droz, P.O., 1991: «Quantification of concomitant biological and air monitoring results», *Applied Industrial Hygiene*, vol. 6, pp. 465-474.
- , 1992: «Quantification of biological variability», *Annals of Occupational Health*, vol. 36, pp. 295-306.
- Fieldner, A.C., Katz, S.H. et Kenney, S.P., 1921: *Gas Masks for Gases Met in Fighting Fires*, bulletin n° 248 (Pittsburgh, US Bureau of Mines).

- Finklea, J.A., 1988: «Threshold limit values: A timely look», *American Journal of Industrial Medicine*, vol. 14, n° 2, pp. 211-212.
- Finley, B., Proctor, D. et Paustenbach, D.J., 1992: «An alternative to the USEPA's proposed inhalation reference concentration for hexavalent and trivalent chromium», *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 16, pp. 161-176.
- Fiserova-Bergerova, V., 1987: «Development of using BEIs and their implementation», *Applied Industrial Hygiene*, vol. 2, pp. 87-92.
- Flury, F. et Zernik, F., 1931: *Schädliche Gase, Dämpfe, Nebel, Rauch- und Staubarten* (Berlin, Springer).
- Goldberg, M., Kromhout, H., Guénel, P., Fletcher, A.C., Gérin, M., Glass, D.C., Heederik, D., Kauppinen, T. et Ponté, A., 1993: «Job exposures matrices in industry», *International Journal of Epidemiology*, vol. 22, n° 6, supplément n° 2, pp. S10-S15.
- Gressel, M.G. et Gideon, J.A., 1991: «An overview of process hazard evaluation techniques», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 52, n° 4, pp. 158-163.
- Henderson, Y. et Haggard, H.H., 1943: *Noxious Gases and the Principles of Respiration Influencing their Action* (New York, Van Nostrand Reinhold).
- Hickey, J.L.S. et Reist, P.C., 1979: «Adjusting occupational exposure limits for moonlighting, overtime, and environmental exposures», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 40, n° 8, pp. 727-733.
- Hodgson, J.T. et Jones, R.D., 1990: «Mortality of a cohort of tin miners 1941-1986», *British Journal of Industrial Medicine*, vol. 47, pp. 665-676.
- Holzner, C.L., Hirsh, R.B. et Perper, J.B., 1993: «Managing workplace exposure information», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 54, n° 1, pp. 15-21.
- Houba, R., Heederik, D., Dockes, G. et van Run, P.E.M., 1996: «Exposure sensitization relationship for alpha-amylase allergens in the baking industry», *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, vol. 154, n° 1, pp. 130-136.
- Jacobs, R.J., 1992: *Strategies to Recognize Biological Agents in the Work Environment and Possibilities for Setting Standards for Biological Agents*, IOHA First International Science Conference (Bruxelles, 7-9 déc.).
- Jahr, J., 1974: «Dose-response basis for setting a quartz threshold limit value», *Archives of Environmental Health*, vol. 9, pp. 338-340.
- Kane, L.E. et Alarie, Y., 1977: «Sensory irritation to formaldehyde and acrolein during single and repeated exposures in mice», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 38, n° 10, pp. 509-522.
- Kobert, R., 1912: «The smallest amounts of noxious industrial gases which are toxic and the amounts which may perhaps be endured», *Compendium of Practical Toxicology*, vol. 5, p. 45.
- Kromhout, H., Symanski, E. et Rappaport, S.M., 1993: «Comprehensive evaluation of within-and between-worker components of occupational exposure to chemical agents», *Annals of Occupational Hygiene*, vol. 37, pp. 253-270.
- LaNier, M.E., 1984: *Threshold Limit Values: Discussion and 35 Year Index with Recommendations (TLVs: 1946-81)* (Cincinnati, ACGIH).
- Lehmann, K.B., 1886: «Experimentelle Studien über den Einfluss technisch und hygienisch wichtiger Gase und Dämpfe auf Organismus: Ammoniak und Salzsäuregas», *Archives of Hygiene*, vol. 5, pp. 1-12.
- Lehmann, K.B. et Flury, F., 1938: *Toxikologie und Hygiene der technischen Lösungsmittel* (Berlin, Springer).
- Lehmann, K.B. et Schmidt-Kehl, L., 1936: «Die 13 wichtigsten Chlorkohlenwasserstoffe der Fettreihe vom Standpunkt der Gewerbehgiene», *Archives für Hygiene und Bakteriologie*, vol. 116, pp. 131-268.
- Leidel, N.A., Busch, K.A. et Lynch, J.R., 1977: *NIOSH Occupational Exposure Sampling Strategy Manual* (Washington, DC).
- Leung, H.W., Murray F.J. et Paustenbach, D.J., 1988: «A proposed occupational exposure limit for 2, 3, 7, 8-TCDD», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 49, n° 9, pp. 466-474.
- Leung, H.W. et Paustenbach, D.J., 1988a: «Setting occupational exposure limits for irritant organic acids and bases based on their equilibrium dissociation constants», *Applied Industrial Hygiene*, vol. 3, pp. 115-118.
- . 1988b: «Application of pharmacokinetics to derive biological exposure indexes from threshold limit values», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 49, n° 9, pp. 445-450.
- Lundberg, P., 1994: «National and international approaches to occupational standard setting within Europe», *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 9, pp. 25-27.
- Lynch, J.R., 1994: «Measurement of worker exposure», dans *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*, op. cit., vol. III, partie A.
- Maslansky, C.J. et Maslansky, S.P., 1993: *Air Monitoring Instrumentation* (New York, Van Nostrand Reinhold).
- Menzel, D.B., 1987: «Physiological pharmacokinetic modelling», *Environmental Science and Technology*, vol. 21, pp. 944-950.
- Miller, F.J. et Overton, J.H., 1989: «Critical issues in intra- and interspecies dosimetry of ozone», dans T. Schneider, S.D. Lee, G.J.R. Wolters et L.D. Grant (directeurs de publication): *Atmospheric Ozone Research and its Policy Implications* (Amsterdam, Elsevier).
- National Safety Council (NSC), 1926: *Final Report of the Committee of the Chemical and Rubber Sector on Benzene* (Washington, DC, National Bureau of Casualty and Surety Underwriters).
- Ness, S.A., 1991: *Air Monitoring for Toxic Exposures* (New York, Van Nostrand Reinhold).
- Nielsen, G.D., 1991: «Mechanisms of activation of the sensory irritant receptor», *CRC Critical Reviews in Toxicology*, vol. 21, pp. 183-208.
- Nollen, S.D., 1981: «The compressed workweek: Is it worth the effort?», *Ing. Eng.*, pp. 58-63.
- Nollen, S.D. et Martin, V.H., 1978: *Alternative Work Schedules. Part 3: The Compressed Workweek* (New York, AMACOM).
- Olishifski, J.B., 1988: «Administrative and clinical aspects in the chapter Industrial Hygiene», dans C. Zenz (directeur de publication): *Occupational Medicine: Principles and Practical Applications* (Chicago, Year Book Medical).
- Organisation mondiale de la santé (OMS) et Bureau international du Travail (BIT), 1977: *Methods used in Establishing Permissible Levels in Occupational Exposure to Harmful Agents*, Technical Report No. 601 (Genève, OMS).
- . 1992a: *Notre planète, notre santé: rapport de la Commission de l'OMS sur la santé et l'environnement* (Genève).
- . 1992b: *Occupational Hygiene in Europe: Development of the Profession*, European Occupational Health Series n° 3 (Copenhague, Bureau régional de l'Europe).
- Panett, B., Coggon, D. et Acheson, E.D., 1985: «Job exposure matrix for use in population based studies in England and Wales», *British Journal of Industrial Medicine*, vol. 42, pp. 777-783.
- Park, C. et Snee, R., 1983: «Quantitative risk assessment: State of the art for carcinogenesis», *Fundamental and Applied Toxicology*, vol. 3, pp. 320-333.
- Patty, F.A., 1949: *Industrial Hygiene and Toxicology*, vol. II (New York, Wiley).
- Paustenbach, D.J., 1990a: «Health risk assessment and the practice of industrial hygiene», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 51, n° 7, pp. 339-351.
- . 1990b: «Occupational exposure limits: Their critical role in preventative medicine and risk management», *ibid.*, vol. 51, n° 5, pp. A332-A336.
- . 1990c: *What does the Risk Assessment Process tell us about the TLVs?*, communication présentée à la 1990 Joint Conference on Industrial Hygiene, Vancouver, British Columbia, 24 oct.
- . 1994: «Occupational exposure limits, pharmacokinetics, and unusual workshifts», dans *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*, vol. IIIA, 4^e édition (New York, Wiley).
- . 1995: «The practice of health risk assessment in the United States (1975-1995): How the US and other countries can benefit from that experience», *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 1, pp. 29-79.
- . 1997: «OSHA's program for updating the permissible exposure limits (PELs): Can risk assessment help 'move the ball forward'?», *Risk in Perspectives*, vol. 5, n° 1, pp. 1-6, Harvard University School of Public Health.
- Paustenbach, D.J. et Langner, R.R., 1986: «Corporate occupational exposure limits: The current state of affairs», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 47, n° 12, pp. 809-818.
- Peto, J., Seidman, H. et Selikoff, I.J., 1982: «Mesothelioma mortality in asbestos workers: Implications for models of carcinogenesis and risk assessment», *British Journal of Cancer*, vol. 45, pp. 124-134.
- Phthisis Prevention Committee, 1916: *Report of Miners* (Johannesburg).
- Post, W.K., Heederik, D., Kromhout, H. et Kromhout, D., 1994: «Occupational exposures estimated by a population specific job-exposure matrix and 25-year incidence rate of chronic non-specific lung disease (CNSLD): The Zutphen Study», *European Respiratory Journal*, vol. 7, pp. 1048-1055.
- Ramazzeni, B., 1700: *De morbis artificum diatriba* (Chicago, The University of Chicago Press).
- Rappaport, S.M., 1985: «Smoothing of exposure variability at the receptor: Implications for health standards», *Annals of Occupational Hygiene*, vol. 29, pp. 201-214.
- . 1991: «Assessment of long-term exposures to toxic substances in air», *ibid.*, vol. 35, pp. 61-121.
- . 1994: «Interpretation of levels of exposures to chemical agents», dans *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*, op. cit., vol. III, partie A.
- Rappaport, S.M., Symanski, E., Yager, J.W. et Kupper, L.L., 1995: «The relationship between environmental monitoring and biological markers in exposure assessments», *Environmental Health Perspectives*, vol. 103, supplément n° 3, pp. 49-53.
- Renes, L.E., 1978: «The industrial hygiene survey and personnel», dans *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*, op. cit., 3^e édition révisée.
- Roach, S.A., 1966: «A more rational basis for air sampling programmes», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 27, n° 1, pp. 1-12.
- . 1977: «A most rational basis for air sampling programmes», *ibid.*, vol. 20, n° 1, pp. 65-84.
- Roach, S.A. et Rappaport, S.M., 1990: «But they are not thresholds: A critical analysis of the documentation of Threshold Limit Values», *ibid.*, vol. 17, n° 6, pp. 727-753.
- Rodricks, J.V., Brett, A. et Wrenn, G., 1987: «Significant risk decisions in federal regulatory agencies», *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 7, pp. 307-320.
- Rosen, G., 1993: «PIMEX-combined use of air sampling instruments and video filming: Experience and results during six years of use», *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 8, n° 4.
- Rylander, R., 1994: «Causative agents for organic dust related disease: Proceedings of an international workshop, Skokloster, Sweden, April 6-9, 1992», *American Journal of Industrial Medicine*, vol. 25, n° 1, pp. 1-11.
- Sayers, R.R., 1927: «Toxicology of gases and vapors», dans *International Critical Tables of Numerical Data*,

- Physics, Chemistry and Toxicology* (New York, McGraw-Hill).
- Schrenk, H.H., 1947: «Interpretation of permissible limits», *American Industrial Hygiene Association Quarterly*, vol. 8, pp. 55-60.
- Seiler, J.P., 1977: «Apparent and real thresholds: A study of two mutagens», dans D. Scott, B.A. Bridges et F.H. Sobels (directeurs de publication): *Progress in Genetic Toxicology* (New York, Elsevier Biomedical).
- Seixas, N.S., Robins, T.G. et Becker, M., 1993: «A novel approach to the characterization of cumulative exposure for the study of chronic occupational disease», *American Journal of Epidemiology*, vol. 137, n° 4, pp. 463-471.
- Smith, R.G. et Olishifski, J.B., 1988: «Industrial toxicology», dans J.B. Olishifski (directeur de publication): *Fundamentals of Industrial Hygiene* (Chicago, National Safety Council).
- Smith, T.J., 1985: «Development and application of a model for estimating alveolar and interstitial dust levels», *Annals of Occupational Hygiene*, vol. 29, pp. 495-516.
- , 1987: «Exposure assessment for occupational epidemiology», *American Journal of Industrial Medicine*, vol. 12, n° 3, pp. 249-268.
- Smyth, H.F., 1956: «Improved communication: Hygienic standard for daily inhalation», *American Industrial Hygiene Association Quarterly*, vol. 17, pp. 129-185.
- Stokinger, H.E., 1970: «Principes et méthodes pour dégager de l'expérimentation sur l'animal des données servant à définir les valeurs seuils de concentration dans l'air», dans *Niveaux admissibles des substances toxiques dans les ambiances de travail* (Genève, BIT).
- , 1977: «The case for carcinogen TLV's continues strong», *Occupational Health and Safety*, vol. 46, mars-avril, pp. 54-58.
- , 1981: «Threshold limit values: Part I», *Dangerous Properties of Industrial Materials Report* (mai-juin), pp. 8-13.
- Stott, W.T., Reitz, R.H., Schumann, A.M. et Watanabe, P.G., 1981: «Genetic and nongenetic events in neoplasia», *Food and Cosmetics Toxicology*, vol. 19, pp. 567-576.
- Tait, K., 1992: «The Workplace Exposure Assessment Expert System (WORK SPERT)», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 53, n° 2, pp. 84-98.
- Tarlau, E.S., 1990: «Industrial hygiene with no limits», *ibid.*, vol. 51, n° 1, pp. A9-A10.
- Travis, C.C., Richter, S.A., Crouch, E.A., Wilson, R. et Wilson, E., 1987: «Cancer risk management: A review of 132 federal regulatory decisions», *Environmental Science and Technology*, vol. 21, n° 5, pp. 415-420.
- Watanabe, P.G., Reitz, R.H., Schumann, A.M., McKenna, M.J. et Gehring, P.J., 1980: «Implications of the mechanisms of tumorigenicity for risk assessment», dans M. Witschi (directeur de publication): *The Scientific Basis of Toxicity Assessment* (Amsterdam, Elsevier).
- Wegman, D.H., Eisen, E.A., Woskie, S.R. et Hu, X., 1992: «Measuring exposure for the epidemiologic study of acute effects», *American Journal of Industrial Medicine*, vol. 21, n° 1, pp. 77-89.
- Weil, C.S., 1972: «Statistics versus safety factors and scientific judgment in the evaluation of safety for man», *Toxicology and Applied Pharmacology*, vol. 21, pp. 454-463.
- Wilkinson, C.F., 1988: «Being more realistic about chemical carcinogenesis», *Environmental Science and Technology*, vol. 9, pp. 843-848.
- Wong, O., 1987: «An industry wide mortality study of chemical workers occupationally exposed to benzene. II. Dose-response analyses», *British Journal of Industrial Medicine*, vol. 44, pp. 382-395.
- World Commission on Environment and Development, 1987: *Our Common Future*, Brundtland Report (Oxford, Oxford University Press).
- Ziellhuis, R.L. et van der Kreek, F.W., 1979a: «Calculations of a safety factor in setting health based permissible levels for occupational exposure. A proposal I», *International Archives of Occupational and Environmental Health*, vol. 42, pp. 191-201.
- , 1979b: «Calculations of a safety factor in setting health based permissible levels for occupational exposure. A proposal II. Comparison of extrapolated and published permissible levels», *ibid.*, vol. 42, pp. 203-215.
- Ziem, G.E. et Castleman, B.I., 1989: «Threshold limit values: Historical perspective and current practice», *Journal of Occupational Medicine*, vol. 13, pp. 910-918.

Références complémentaires

- American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), 1988: *ACGIH-TLV Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices for 1988-1989* (Cincinnati).
- , 1991: *Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices, 1990-1991* (Cincinnati).
- Centre of International Projects, 1982: *English-Russian Glossary of Selected Terms in Preventive Toxicology* (Moscou, PNUE).
- Firenze, R.J., 1973: *Guide to Occupational Safety and Health Management* (Dubuque, Indiana, Hunt Publishing).
- Hickey, J.L.S. et Reist, P.C., 1977: «Application of occupational exposure limits to unusual work schedules», *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 38, n° 11, pp. 613-621.
- Magnuson, H.I., 1965: «Soviet and American standards for industrial health», *Archives of Environmental Health*, vol. 10, pp. 542-545.
- National Academy of Sciences (NAS) and National Research Council (NRC), 1983: *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process* (Washington, DC, NAS).
- National Safety Council (NSC), 1988a: *Accident Prevention Manual for Industrial Operations* (Washington, DC).
- , 1988b: *Fundamentals of Industrial Hygiene* (Washington, DC).
- Sayers, R.R. et DalleValle, J.M., 1935: «Prevention of occupational diseases other than those that are caused by toxic dust», *Mech. Eng.*, vol. 57, pp. 230-234.
- Suter, A.H., 1993: «Noise and conservation of hearing», dans *Hearing Conservation Manual* (Milwaukee, Wisconsin, Council for Accreditation in Occupational Hearing Conservation).
- US Department of Labor, 1972: *OSHA General Industry-Safety and Health Standards 29 CFR 1910* (Washington, DC).