



B I S E

BULLETIN D'INFORMATION EN santé environnementale

INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC
VOLUME 15 NUMÉRO 6 NOVEMBRE - DÉCEMBRE 2004



DANS CE NUMÉRO

ÉVALUATION DE
L'EXPOSITION
ENVIRONNEMENTALE DANS
LE CADRE D'ÉTUDES
ÉPIDÉMIOLOGIQUES 1

PUBLICATIONS 9

IMPACTS POTENTIELS
SUR LA SANTÉ ASSOCIÉS
À L'EAU POTABLE
EN MILIEU AGRICOLE

CONGRÈS INTERNATIONAL
« ENVIRONNEMENT ET
SANTÉ ». APPEL AUX
CONFÉRENCIERS 12

ÉVALUATION DE L'EXPOSITION ENVIRONNEMENTALE DANS LE CADRE D'ÉTUDES ÉPIDÉMIOLOGIQUES

MARIAM EL-ZEIN⁽¹⁾, PHD ET CLAIRE INFANTE-RIVARD⁽²⁾ MD, PHD

L'évaluation de l'exposition est une composante importante des études épidémiologiques qui portent sur le rôle de l'environnement dans l'étiologie de la maladie. Dans cet article, nous avons concentré notre attention sur l'évaluation de l'exposition à l'environnement (ÉEE), celui-ci comprenant des facteurs chimiques et physiques qui se retrouvent soit en milieu de travail, soit dans l'environnement général. Les objectifs de l'ÉEE consistent à mieux comprendre les modèles et les processus sous-jacents à cette exposition afin d'en établir l'intensité et la durée, selon une estimation

réaliste. Au cours des dernières années, le domaine de l'ÉEE a connu des progrès substantiels grâce au développement d'outils de collecte de données, de méthodes d'attribution de l'exposition, de techniques d'analyse de données, ainsi que par l'apport de données portant sur la validité et la fiabilité de ces méthodes. Néanmoins, plusieurs défis nous attendent encore en raison en particulier du type d'études dans lesquelles l'ÉEE est appliquée; en effet, la plupart des études portant sur les maladies chroniques ont un caractère rétrospectif parce que la maladie étudiée est rare et que le suivi prospectif de grandes cohortes est généralement irréalisable. L'évaluation rétrospective de l'exposition est très difficile et les résultats obtenus sont souvent insatisfaisants. D'autre part, l'évaluation

⁽¹⁾ Associée de recherche, Centre de recherche, Hôpital Ste-Justine ⁽²⁾ Professeur titulaire James McGill, Département d'épidémiologie, de biostatistiques et de santé au travail, Faculté de médecine, Université McGill
Claire Infante-Rivard, Department of Epidemiology, Biostatistics and Occupational Health, Faculty of Medicine, McGill University, 1130 Pine Avenue West, Montréal, PQ, Canada, H3A 1A3 courrier élec.: claire.infante-rivard@mcgill.ca

Ce projet est subventionné par le réseau de recherche en santé environnementale du FRSQ.





prospective est souvent considérée comme difficilement réalisable, ne serait-ce qu'en raison des coûts qui y sont associés. Malgré ces difficultés importantes, il est possible d'obtenir une ÉEE raisonnable par l'application de principes de base et des techniques disponibles qui peuvent en améliorer la qualité.

Cet article propose un aperçu des méthodes en usage actuellement dans l'ÉEE. Nous considérons d'abord quelques principes méthodologiques de base tels que l'identification et la quantification des déterminants de l'exposition, l'estimation de la variabilité de l'exposition et la notion de mesures répétées sur un même sujet. Puis, nous nous intéressons à d'autres aspects plus concrets de l'ÉEE tels que les méthodes de collecte de données et d'attribution de l'exposition à partir de ces données.

Principes méthodologiques

Déterminants de l'exposition

Les déterminants de l'exposition sont des variables qui affectent le niveau d'exposition. En milieu de travail, quatre classes générales de déterminants ont été identifiées¹: les déterminants associés à l'agent lui-même (i.e. l'état physique du contaminant qui est liquide, gazeux ou solide, et la taille des particules, si l'agent est aéroporté), les conditions de température et d'humidité, le milieu de travail lui-même (type d'opération, équipements et mesures de protection) et le travailleur accomplissant sa tâche (fréquence et durée des tâches, utili-

sation de l'équipement de protection personnelle). Dans le domaine de l'exposition environnementale générale où l'on pourrait par exemple étudier la présence et les effets sur la santé des trihalométhanes (THM) dans l'eau potable, ces déterminants pourraient inclure la quantité de matières organiques (plus abondante en fin d'été et d'automne), la dose de chlore, la température de l'eau (variation saisonnière), le pH, et la durée de séjour à l'intérieur du système de distribution². Une percée majeure dans le domaine de l'ÉEE a été la capacité de recueillir dans les questionnaires des renseignements sur les déterminants spécifiques à chaque individu. À partir de ces déterminants, il est théoriquement possible de former des groupes d'individus ayant des profils d'exposition similaires. Toutefois, ceci ne résulte pas nécessairement dans des groupes uniformément exposés; il a été démontré que des modèles incorporant des déterminants de l'exposition expliquaient rarement plus de 50 % de la variabilité totale de celle-ci³. La corrélation possible entre les déterminants eux-mêmes est un autre aspect important à considérer pour lequel les solutions ne sont pas évidentes. Bien que l'objectif de considérer les déterminants de l'exposition repose sur des bases solides, on peut s'interroger sur la possibilité de recueillir de l'information sur tous les déterminants pertinents, en particulier ceux reliés à l'exposition passée. Quelques études ont réussi à utiliser des mesures courantes sur plusieurs détermi-

nants afin de prédire des expositions passées. C'est le cas d'une étude menée sur la mortalité des embau-meurs où l'exposition antérieure a été évaluée en utilisant le taux actuel d'échange d'air, le type de cas (intact/autopsié), et l'incidence de déversements de produits toxiques⁴. Malheureusement, en raison de la disponibilité limitée d'information sur les déterminants antérieurs, et puisqu'il existe des incertitudes marquées sur les niveaux antérieurs d'exposition, on ne sait pas si ce principe pourra être appliqué dans les études à caractère rétrospectif.

Variabilité de l'exposition

La variabilité dans le temps, l'espace, et entre les personnes est un concept important à considérer dans l'évaluation de l'exposition. Une hétérogénéité significative dans les mesures d'inhalation⁵⁻⁸ ou d'exposition dermique⁹, parmi les travailleurs occupant le même titre d'emploi ou effectuant des tâches similaires, a été rapportée dans quelques études. La plupart des groupes formés sur la base du titre d'emploi et considérés comme ayant des expositions homogènes ne sont pas en réalité uniformément exposés. L'exposition des travailleurs occupant le même titre d'emploi et réalisant le même travail dans le même environnement pourrait varier, dépendamment des différences dans l'exécution des tâches, des habitudes de travail et de l'utilisation d'équipement de protection personnelle¹⁰. De même, des individus habitant des secteurs rési-



dentiels exposés à des concentrations apparemment similaires de THM, selon les mesures faites dans le système de distribution, ne forment pas nécessairement des groupes homogènes. Le principal facteur limitant, lorsque l'on tente d'évaluer la variabilité de l'exposition, est relié à des questions de coûts et de faisabilité, par exemple en ce qui a trait au nombre suffisant d'échantillons à recueillir. L'importance de recueillir plus d'une mesure pour déterminer la variabilité spatiale et temporelle a été établie à partir d'études mesurant l'exposition courante. Pour les études rétrospectives, les façons d'estimer la variabilité de l'exposition, en se basant sur des données obtenues par questionnaires, ne sont pas aussi directes.

Mesures répétées

Bien que le fait de recueillir des mesures répétées sur les mêmes sujets d'une étude améliore la qualité de l'EEE, il a pour conséquence que les données recueillies sont plus difficiles à analyser correctement. Des techniques statistiques, tels les modèles mixtes combinant effets fixes et aléatoires et permettant de tenir compte de la dépendance entre les observations, existent; cependant, elles sont plus complexes. Par exemple, dans certaines études en milieu de travail, les caractéristiques du lieu de travail ont été considérées comme l'effet fixe, alors que la variabilité pour un même travailleur et entre les travailleurs a été considérée comme l'effet aléatoire^{7, 11, 12}. Pour quantifier le degré avec lequel le niveau de THM

varie dans le temps et entre les résidences utilisant le même service d'approvisionnement en eau¹³, des auteurs ont considéré les différences saisonnières comme un effet fixe, alors que les sources de variations de THM inter- et intra-résidences ont été considérées comme des effets aléatoires.

Les principes brièvement présentés ici sont importants à considérer et devraient être intégrés dans chaque EEE. Nous abordons maintenant les méthodes de collecte des données et les méthodes d'attribution de l'exposition qui, elles aussi, peuvent bénéficier de l'application de ces principes.

Méthodes de collecte de données

Questionnaire spécifique sur l'exposition

Le questionnaire est l'outil de cueillette de données utilisé le plus fréquemment dans les études épidémiologiques. Le questionnaire portant sur l'exposition spécifique comprend une liste de questions qui ciblent des contaminants particuliers au sein d'un environnement déterminé (tel qu'un titre d'emploi dans une industrie ou un milieu résidentiel particulier). Ce type de questionnaire est plus coûteux à développer parce qu'il exige des connaissances détaillées sur le milieu ciblé et les contaminants qui s'y trouvent; son administration est plus coûteuse aussi parce que ce questionnaire est en général utilisé comme complément à des questionnaires généraux. Le déve-

loppement de questionnaires spécifiques à un emploi¹⁴, ou à un type d'environnement¹⁵, représente un élément de progrès pour l'EEE. Cependant, malgré l'utilisation de questionnaires très sophistiqués, les erreurs de classification de l'exposition (surtout passée) dans les études épidémiologiques demeurent un problème, car l'information colligée sur une situation d'exposition est généralement insuffisante.

Surveillance environnementale

La méthode idéale pour mesurer l'exposition via l'inhalation ou la voie dermique se fait à l'aide de mesures quantitatives et externes au sujet, pour chacun des sujets ou groupe de sujets dans une étude. La valeur de la surveillance environnementale tient à sa capacité à bien estimer la vraie mesure de la dose, en assumant que l'échantillon est représentatif et approprié, et que les techniques analytiques utilisées sont adéquates (ces deux aspects sont non négligeables, mais ne seront pas traités ici). Cependant, les mesures environnementales externes ne devraient pas être considérées comme suffisantes à elles seules pour évaluer l'exposition. En effet, des informations sur les facteurs qui viennent moduler l'exposition, comme par exemple les différences dans la performance des travailleurs pour une certaine tâche, ou les habitudes personnelles en ce qui a trait à la consommation d'eau potable, devraient être considérées comme complémentaires aux mesures directes de l'exposition. Bien que le prix des instruments d'échantil-



lonnage soit à la baisse, la principale limite à ce type de surveillance demeure encore le coût; celui-ci est associé à l'embauche de personnel qualifié pour prendre les mesures et manipuler les échantillons, aux analyses, et à l'achat et au maintien des instruments d'échantillonnage. Afin de réduire les coûts associés aux services fournis par des personnels qualifiés, une approche basée sur l'auto-évaluation par l'individu exposé a été développée. Elle consiste à donner aux individus exposés la responsabilité de mesurer leur propre exposition. Il a été démontré dans plusieurs études que les travailleurs (sans formation ou expérience des principes d'hygiène) étaient techniquement capables de réaliser de telles évaluations¹⁶⁻¹⁸. Cependant, ces résultats intéressants ont été démontrés dans des études en milieu de travail; l'utilité et la faisabilité d'une telle méthode dans des études faites dans la communauté, ainsi que son acceptabilité par les sujets étudiés, restent à déterminer. De plus, dans le but de maintenir l'exactitude et la précision de ces « auto-mesures », ces paramètres devraient être constamment déterminés, ce qui représente en soi un investissement de taille.

Surveillance biologique

La surveillance biologique de l'exposition comprend la mesure de marqueurs biologiques (ou biomarqueurs), tels les composés chimiques et leurs métabolites, dans les médias biologiques que sont le sang, l'urine ou l'air expiré, afin

d'évaluer la charge corporelle des contaminants. Un biomarqueur est défini comme un paramètre biochimique, physiologique, cytologique, morphologique, ou tout autre paramètre biologique qui soit mesurable¹⁹. La surveillance biologique et la surveillance environnementale s'avèrent toutes les deux très coûteuses; cependant, la supériorité théorique de la surveillance biologique sur la surveillance environnementale repose sur son potentiel à refléter la dose interne d'une substance, et ce, en considérant toutes les voies d'exposition (orale, dermique et inhalation), et toutes les sources (milieu de travail et/ou environnement général). Toutefois, la surveillance biologique ne doit pas être vue comme un substitut à la surveillance environnementale, mais plutôt comme une approche complémentaire. Par exemple, lors d'une étude longitudinale portant sur des travailleurs maritimes, les données sur le styrène mesuré dans les zones d'inhalation étaient supérieures à celles obtenues par la surveillance des niveaux de styrène mesuré dans l'air exhalé ou par les échanges de chromatides soeurs sur les lymphocytes périphériques²⁰. En plus des difficultés pratiques liées à la collecte des échantillons biologiques, la surveillance biologique comporte d'autres limites; celles-ci sont liées à la disponibilité des valeurs de comparaison normales, à l'interprétation des résultats provenant des tests et à la disponibilité même de tels biomarqueurs. Bien que certains biomarqueurs soient bien connus et utilisés depuis longtemps, (par exemple, la plom-

bémie), et que d'autres ont été proposés plus récemment (par exemple, les adduits d'ADN pour les carcinogènes, quoiqu'ils soient des biomarqueurs d'effets), plusieurs expositions ne peuvent être suivies biologiquement en raison des connaissances incomplètes sur le métabolisme des contaminants. Une autre question à considérer est la persistance des biomarqueurs dans l'organisme; certains indiquent uniquement des expositions récentes, ce qui limite leur valeur dans le cas de la plupart des études sur les maladies chroniques.

Méthodes conventionnelles d'attribution de l'exposition

Une fois les données en main, elles doivent servir à déterminer si le sujet à l'étude est exposé ou non, et si oui, à quel niveau. Un certain nombre de méthodes simples tels que l'opinion de l'individu (*self-reporting*), le titre d'emploi (en santé au travail), ou l'adresse de la résidence (dans les études environnementales) sont utilisées. Des méthodes plus sophistiquées (présentées ci-après), par exemple des matrices d'exposition ou l'évaluation de l'exposition par des experts, fournissant des informations plus détaillées, ont été développées sur la base de ces méthodes simples. Plusieurs revues ont décrit leur utilisation, ainsi que leurs forces et faiblesses²¹⁻²⁴. Une étude récente a mis en évidence un inconvénient majeur lié à ces méthodes; elles ne donnent pas de conclusions reproductibles d'une étude à l'autre sur la relation exposition-maladie²⁵. Une façon



d'améliorer l'attribution de l'exposition résultant de ces méthodes consisterait à en combiner plusieurs, dont l'utilisation de questionnaires, l'évaluation de l'exposition par un expert et le développement d'une matrice²⁶.

L'opinion de l'individu (self-reporting)

Cette méthode fait référence aux données d'exposition obtenues directement par les sujets interviewés par questionnaire. Quand les sujets de l'étude sont déjà affectés par la maladie (ou ne le sont pas), comme dans le cas des études cas-témoins, la différence de rappel entre les groupes peut entraîner un biais. Bien qu'en pratique toutes les études épidémiologiques sont sujettes à un biais de classification non-différentielle (mesures également imprécises dans les groupes comparés), la notion que le rappel différentiel affecte nécessairement les études cas-témoins relève davantage d'une croyance non fondée que d'une évidence basée sur les données²⁷. Néanmoins, même le biais de classification non-différentielle affectera la capacité à mettre en évidence l'association entre l'exposition environnementale et la maladie, si elle existe. À noter (voir ci-haut) que les problèmes associés au *self-reporting* surviennent davantage pour certains types de variables (par exemple la nature chimique d'un produit) que pour d'autres (par exemple, le nom commercial du produit)²⁸.

Historique de l'exposition

Utilisant l'historique de l'exposition, la méthode consiste à déduire l'exposition sur la base des titres d'emplois/tâches ou des lieux de travail (industrie) ou, dans le milieu environnemental, sur la base du lieu de résidence. À titre d'exemple dans ce dernier cas, les adresses de la mère pendant la grossesse ont été utilisées pour attribuer un niveau moyen d'exposition aux THM selon les valeurs mesurées dans le système de distribution desservant ces résidences. De la même façon que pour les titres d'emploi, une approche simple et sommaire pour définir l'exposition aux THM consiste à la définir selon par exemple, la source d'eau potable (eau souterraine ou eau de surface)²⁹ ou le fait que l'eau soit chlorée ou pas, là où demeure le sujet³⁰. Cependant, l'utilisation d'une telle mesure qualitative brute de l'exposition peut introduire un erreur potentielle de classification puisque cette mesure ne considère pas les concepts de déterminants et/ou de variabilité de l'exposition.

Matrice d'exposition

Une matrice d'exposition est un tableau structuré qui dresse l'historique de l'exposition (selon les titres d'emplois ou les adresses résidentielles) sur un axe, et les agents d'exposition sur l'autre axe. Les cellules de la matrice peuvent indiquer la présence, l'intensité, la fréquence et/ou la probabilité d'exposition. Cette méthode peut être économique, si la collecte des données sur les emplois et les lieux

de résidence est facile à réaliser, et si l'exposition peut être estimée à partir des données obtenues pour quelques travailleurs pour un emploi particulier, ou recueillis sur une base routinière pour les données environnementales (par exemple par un système réglementaire de surveillance de la qualité de l'eau ou de l'air). Un avantage de cette méthode est qu'elle permet d'éviter les biais de rappel et les problèmes associés aux biais de classification différentielle selon le statut du sujet. Cependant, sa limite principale majeure reste l'introduction d'une erreur de classification non-différentielle due à la variabilité possible de l'exposition à l'intérieur d'un même titre d'emploi ou d'un même secteur résidentiel. Par contre, des matrices d'exposition ont été développées en plusieurs strates (i.e. estimés de l'exposition dans les cellules ajustés selon la période de calendrier) et ont incorporé de multiples catégories d'information (i.e. en utilisant des mesures écologiques aussi bien que des mesures résidentielles spécifiques de THM)^{31,32}; ces ajouts permettent d'améliorer l'évaluation de l'exposition, mais en augmentent le coût.

Évaluation par des experts

La méthode d'évaluation de l'exposition par des experts est une méthode valable et souvent utilisée dans le cadre d'études rétrospectives dans la communauté; dans cette situation, il est souvent impossible aux experts de se rendre dans tous les milieux de travail ou de



visiter tous les environnements résidentiels. Cette méthode fait appel à des experts tels que des hygiénistes, chimistes, ingénieurs ou autres professionnels; ceux-ci sont habituellement impliqués dans le développement et l'interprétation de questionnaires spécifiques. Leur tâche par la suite consiste à élucider les déterminants de l'exposition et à estimer l'exposition, sur la base de l'histoire de chaque sujet, à partir des renseignements fournis par les questionnaires. Les experts utilisent de plus leurs connaissances des milieux de travail ou résidentiels, ainsi que les données scientifiques publiées. Leur tâche consiste surtout à transposer les données du questionnaire en une estimation précise de l'exposition. Dans plusieurs études réalisées entre 1970 et 2000, la qualité de l'exposition estimée par les experts a varié considérablement, autant sur le plan de la validité que de la fiabilité intra- et inter-experts²⁴. Ce constat peut s'expliquer en partie par les différents niveaux d'expertise des experts, le fait qu'ils travaillent de manière indépendante ou selon un consensus, et la qualité des procédures de codification et d'attribution de l'exposition qui sont utilisées. Aussi, en dépit des recommandations constantes sur l'importance de développer et de suivre systématiquement une structure formelle et transparente pour l'estimation de l'exposition, cette méthode continue à être insuffisamment documentée. Ce qui manque dans la littérature, c'est une description claire et transparente de la façon

dont les experts arrivent à leurs jugements, de même que des critères qu'ils ont utilisés *a priori*. Une autre question importante sur laquelle on ne met pas suffisamment l'accent est la « calibration des experts »; l'idée consiste à fournir des mesures d'hygiène aux experts afin qu'ils puissent comparer leurs jugements à ces mesures objectives. Il a été démontré que lorsque les experts ne possédaient pas de telles données, leurs décisions résultaient en une faible concordance; cependant, leurs évaluations s'amélioreraient suite à l'utilisation de telles données³³. Une méthode similaire à la méthode des experts, mais plus structurée, a été développée en épidémiologie professionnelle³⁴. Brièvement, elle permet d'estimer l'intensité d'émissions de polluants, en tenant compte des paramètres spécifiques tels l'intensité des émissions, leur manipulation et l'efficacité de la ventilation. Cette méthode pourrait potentiellement être utilisée dans les études rétrospectives d'exposition environnementale dans la communauté, à condition qu'elle soit adaptée à l'environnement résidentiel.

Méthodes non-conventionnelles d'attribution de l'exposition

Des limites ont donc été identifiées dans l'usage des outils conventionnels d'évaluation de l'exposition; souvent, il n'y a pas de données suffisantes en ce qui a trait à l'historique de l'exposition et un coût élevé est associé au recueil et à l'analyse des données d'exposition. Pour

toutes ces raisons, d'autres méthodes d'attribution de l'exposition, plus sophistiquées et possiblement plus économiques, ont été développées.

Modélisation de l'exposition

Des modèles de prédiction ont été développés comme un substitut efficace en termes de coûts, à la surveillance de l'exposition environnementale; ces modèles génèrent un estimé quantitatif des niveaux d'exposition en fonction d'une ou de plusieurs variables reliées à l'exposition et sont basés sur un nombre moindre de mesures. Plusieurs types de modèles prédictifs existent. Le *modèle statistique* se base sur les données d'exposition disponibles; il utilise la régression linéaire pour modéliser la relation entre les changements dans les variables indépendantes (déterminants de l'exposition) et l'effet sur la variable dépendante (niveaux d'exposition). Ces modèles empiriques ne peuvent expliquer toute la variance des niveaux d'exposition^{35,36}, car ce n'est pas une mince tâche que d'identifier de façon objective tous les déterminants possibles de l'exposition dans une seule et même étude. Une autre limite vient du fait que réduire un grand nombre de mesures pour générer un petit nombre de groupes d'exposition³⁷, par exemple, quand huit groupes d'exposition sont formés à partir de 2 350 mesures³⁸, peut résulter en une hétérogénéité résiduelle d'exposition à l'intérieur des groupes formés. De plus, ces modèles ne peuvent être considérés fiables pour prédire l'exposition



dans d'autres populations que la population d'origine avant d'avoir été validés dans un échantillon différent³⁹, de préférence un plus grand échantillon. Un autre type de modélisation de l'exposition est, de par sa nature, déterministe puisqu'il utilise les lois physiques et chimiques pour estimer l'exposition. La *modélisation déterministe* implique en premier lieu l'identification des déterminants de l'exposition; par la suite, on attribue un poids à ces déterminants en se basant sur des mesures existantes et/ou sur le jugement professionnel. Les déterminants sont identifiés principalement à partir de la littérature existante; ceci représente une limite car la littérature peut s'avérer incomplète à cet égard ou même inexacte¹, ce qui limite la capacité de cette méthode à expliquer toute la variabilité de l'exposition en question. La modélisation biologique, telle que pratiquée à l'aide de modèles toxicocinétiques (*physiologically-based toxicokinetic modeling* (PBTK)), est utilisée dans l'estimation de la variabilité associée aux biomarqueurs. Le modèle PBTK est utilisé pour simuler les comportements cinétiques complexes des composés chimiques dans l'organisme humain; l'exposition externe est reliée à une mesure interne de la dose, en tenant compte du cheminement et du devenir des composés chimiques dans l'organisme, de leur métabolisme et des mécanismes de stockage et d'excrétion. La principale limite du modèle PBTK est qu'il exige beaucoup d'information, pas toujours disponible, d'une part

sur la physiologie de l'organisme étudié, et d'autre part sur les caractéristiques physico-chimiques et biochimiques du composé⁴⁰.

Approche Bayésienne

Les méthodes Bayésiennes ont été récemment suggérées et appliquées dans des études rétrospectives de santé au travail⁴¹⁻⁴⁴. Avec cette méthode, le jugement expert, couplé à des modèles déterministes d'exposition, est utilisé pour obtenir une probabilité antérieure d'exposition; cette probabilité est raffinée à l'aide de données provenant d'études antérieures ou recueillies spécifiquement aux fins de l'étude et devient la probabilité postérieure. Cette approche qui combine l'utilisation d'une méthode qualitative conventionnelle (méthode de l'expert) et d'une méthode quantitative plus sophistiquée (modèle prédictif de l'exposition), a été critiquée surtout au sujet de la valeur que l'on peut accorder à la probabilité antérieure⁴⁵. Son applicabilité dans les études épidémiologiques devra être testée.

CONCLUSION

Dans cette revue, en plus de tracer un aperçu de la situation actuelle dans le domaine de l'évaluation de l'exposition pour les études épidémiologiques, nous avons tenté de mettre en lumière les similarités entre l'évaluation de l'exposition en milieu de travail et dans la communauté générale. Même si nous avons principalement proposé des exemples d'exposition environnementale aux THM dans l'eau

potable, les concepts et les éléments du processus d'évaluation d'exposition sont plus ou moins similaires pour un large éventail de sources d'exposition que sont la nourriture, l'air, et le sol, et pour les autres contaminants de l'eau. Le principal écueil dans l'évaluation de l'exposition environnementale dans les études épidémiologiques a été, et demeurera, le manque de moyens pour recueillir des mesures environnementales et biologiques, aussi bien que le manque de personnel qualifié pour procéder à la collecte d'échantillons et pour estimer l'exposition à partir de l'information disponible. Considérant que les niveaux d'exposition auxquels la population générale est soumise sont de plus en plus bas, et que les risques pour la santé qui y sont associés sont faibles ou modérés, il est clair que des améliorations substantielles seront nécessaires si l'on veut être en mesure de détecter les effets nocifs de l'environnement dans la population. Ceci est particulièrement vrai pour les sous-populations vulnérables, dont les enfants et les femmes enceintes, où en plus, des méthodes de mesure non-invasives sont nécessaires. Alors qu'une option pourrait être d'inventer de meilleures méthodes, une alternative plus pratique consisterait à améliorer celles qui existent déjà en standardisant leur utilisation et leur application. L'option consistant à combiner l'expertise d'épidémiologistes, de toxicologues et d'hygiénistes industriels dans l'évaluation de l'exposition s'avère plus indispensable que jamais.



N.B. Les auteurs pourront fournir sur demande des tableaux résumant les propos de cet article.

Références

1. Stewart, P. and M. Stenzel. 2000. Exposure assessment in the occupational setting. *App Occup Environ Hyg* 15:435-444.
2. Rodriguez, M. J. and J. B. Serodes. 2001. Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water Res* 35:1572-1586.
3. Burstyn, I. and K. Teschke. 1999. Studying the determinants of exposure: a review of methods. *Am Ind Hyg Assoc J* 60:57-72.
4. Hornung, R. W., R. F. Herrick, P. A. Stewart, D. F. Utterback, C. E. Feigley, D. K. Wall, D. E. Douthit, and R. B. Hayes. 1996. An experimental design approach to retrospective exposure assessment. *Am Ind Hyg Assoc J* 57:251-256.
5. Kromhout, H., Y. Oostendorp, D. Heederik, and J. S. Boleij. 1987. Agreement between qualitative exposure estimates and quantitative exposure measurements. *Am J Ind Med* 12:551-562.
6. Kromhout, H., E. Symanski, and S. M. Rappaport. 1993. A comprehensive evaluation of within- and between-worker components of occupational exposure to chemical agents. *Ann Occup Hyg* 37:253-270.
7. Rappaport, S. M. 1991. Assessment of long-term exposures to toxic substances in air. *Ann Occup Hyg* 35:61-121.
8. Rappaport, S. M., H. Kromhout, and E. Symanski. 1993. Variation of exposure between workers in homogeneous exposure groups. *Am Ind Hyg Assoc J* 54:654-662.
9. Kromhout, H. and R. Vermeulen. 2001. Temporal, personal and spatial variability in dermal exposure. *Ann Occup Hyg* 45:257-273.
10. Loomis, D. and H. Kromhout. 2004. Exposure variability: concepts and applications in occupational epidemiology. *Am J Ind Med* 45:113-122.
11. Symanski, E., W. Chan, and C. C. Chang. 2001. Mixed-effects models for the evaluation of long-term trends in exposure levels with an example from the nickel industry. *Ann Occup Hyg* 45:71-81.
12. Peretz, C., A. Goren, T. Smid, and H. Kromhout. 2002. Application of mixed-effects models for exposure assessment. *Ann Occup Hyg* 46:69-77.
13. Symanski, E., D. A. Savitz, and P. C. Singer. 2004. Assessing spatial fluctuations, temporal variability, and measurement error in estimated levels of disinfection by-products in tap water: implications for exposure assessment. *Occup Environ Med* 61:65-72.
14. Gérin, M., J. Siemiatycki, H. Kemper, and D. Bégin. 1985. Obtaining occupational exposure histories in epidemiologic case-control studies. *J Occup Med* 27:420-426.
15. Engvall, K., C. Norrby, and E. Sandstedt. 2004. The Stockholm Indoor Environment Questionnaire: a sociologically based tool for the assessment of indoor environment and health in dwellings. *Indoor Air* 14:24-33.
16. Liljelind, I. E., A. E. Stromback, B. G. Jarvholm, J. O. Levin, B. L. Strangert, and A. L. Sunesson. 2000. Self-assessment of exposure - a pilot study of assessment of exposure to benzene in tank truck drivers. *Appl Occup Environ Hyg* 15:195-202.
17. Kromhout, H., D. P. Loomis, G. J. Mihlan, L. A. Peipins, R. C. Kleckner, R. Iriye, and D. A. Savitz. 1995. Assessment and grouping of occupational magnetic field exposure in five electric utility companies. *Scand J Work Environ Health* 21:43-50.
18. Rappaport, S. M., M. Weaver, D. Taylor, L. Kupper, and P. Susi. 1999. Application of mixed models to assess exposures monitored by construction workers during hot processes. *Ann Occup Hyg* 43:457-469.
19. Aldrich, T. E. 2000. Environmental epidemiology forward. *Chemosphere* 41:59-67.
20. Rappaport, S. M., E. Symanski, J. W. Yager, and L. L. Kupper. 1995. The relationship between environmental monitoring and biological markers in exposure assessment. *Environ Health Perspect* 103 Suppl 3:49-53.
21. Correa, A., W. F. Stewart, H. C. Yeh, and C. Santos-Burgoa. 1994. Exposure measurement in case-control studies: reported methods and recommendations. *Epidemiol Rev* 16:18-32.
22. Kauppinen, T. P. 1994. Assessment of exposure in occupational epidemiology. *Scand J Work Environ Health* 20 Spec No:19-29.
23. McGuire, V., L. M. Nelson, T. D. Koepsell, H. Checkoway, and W. T. Longstreth, Jr. 1998. Assessment of occupational exposures in community-based case-control studies. *Annu. Rev. Public Health* 19:35-53.
24. Teschke, K., A. F. Olshan, J. L. Daniels, A. J. De Roos, C. G. Parks, M. Schulz, and T. L. Vaughan. 2002. Occupational exposure assessment in case-control studies: opportunities for improvement. *Occup Environ Med* 59:575-593.
25. Daniels, J. L., A. F. Olshan, K. Teschke, I. Hertz-Picciotto, D. A. Savitz, and J. Blatt. 2001. Comparison of assessment methods for pesticide exposure in a case-control interview study. *Am J Epidemiol* 153:1227-1232.
26. Deadman, J. E. and C. Infante-Rivard. 2002. Individual estimation of exposures to extremely low frequency magnetic fields in jobs commonly held by women. *Am J Epidemiol* 155:368-378.
27. Infante-Rivard, C. and L. Jacques. 2000. Empirical study of parental recall bias. *Am J Epidemiol* 152:480-486.
28. Teschke, K., S. M. Kennedy, and A. F. Olshan. 1994. Effect of different questionnaire formats on reporting of occupational exposures. *Am J Ind Med* 26:327-337.
29. Aschengrau, A., S. Zierler, and A. Cohen. 1993. Quality of community drinking water and the occurrence of late adverse pregnancy outcomes. *Arch Environ Health* 48:105-113.
30. Kanitz, S., Y. Franco, V. Patrone, M. Calta-bellotta, E. Raffo, C. Riggi, D. Timitilli, and G. Ravera. 1996. Association between drinking water disinfection and somatic parameters at birth. *Environ Health Perspect* 104:516-520.
31. Infante-Rivard, C., E. Olson, L. Jacques, and P. Ayotte. 2001. Drinking water contaminants and childhood leukemia. *Epidemiology* 12:13-19.
32. Harber, P., H. Muranko, S. Shvartsblat, S. Solis, A. Torossian, and T. Oren. 2003. A triangulation approach to historical exposure assessment for the carbon black industry. *J Occup Environ Med* 45:131-143.
33. Hawkins, N. C. and J. S. Evans. 1989. Subjective estimation of toluene exposures: A calibration study of industrial hygienists. *Applied Industrial Hygiene* 4:61-68.
34. Cherrie, J. W., T. Schneider, S. Spankie, and M. Quinn. 1996. A new method for structured, subjective assessments of past concentrations. *Occupational Hygiene* 3:75-83.
35. Kromhout, H., P. Swuste, and J. S. Boleij. 1994. Empirical modeling of chemical exposure in the rubber-manufacturing industry. *Ann Occup Hyg* 38:3-22.
36. Ohayo-Mitoko, G. J., H. Kromhout, P. N. Karumba, and J. S. Boleij. 1999. Identification of determinants of pesticide exposure among Kenyan agricultural workers using empirical modeling. *Ann Occup Hyg* 43:519-525.
37. Stewart, P. A., P. S. Lees, and M. Francis. 1996. Quantification of historical exposures in occupational cohort studies. *Scand J Work Environ Health* 22:405-414.
38. Hornung, R. W., A. L. Greife, L. T. Stayner, N. K. Steenland, R. F. Herrick, L. J. Elliott, V. L. Ringenburg, and J. Morawetz. 1994. Statistical model for prediction of retrospective exposure to ethylene oxide in an occupational mortality study. *Am J Ind Med* 25:825-836.
39. Seixas, N. S. and H. Checkoway. 1995. Exposure assessment in industry specific retrospective occupational epidemiology studies. *Occup Environ Med* 52:625-633.
40. Dixit, R., J. Riviere, K. Krishnan, and M. E. Andersen. 2003. Toxicokinetics and physiologically based toxicokinetics in toxicology and risk assessment. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 6:1-40.
41. Ramachandran, G. and J. H. Vincent. 1999. A Bayesian approach to retrospective exposure assessment. *Appl Occup Environ Hyg* 14:547-557.
42. Ramachandran, G. 2001. Retrospective exposure assessment using Bayesian methods. *Ann Occup Hyg* 45:651-667.
43. Wild, P., E. A. Sauleau, E. Bourgard, and J. J. Moulin. 2002. Combining expert ratings and exposure measurements: a random effect paradigm. *Ann Occup Hyg* 46:479-487.
44. Ramachandran, G., S. Banerjee, and J. H. Vincent. 2003. Expert judgment and occupational hygiene: application to aerosol speciation in the nickel primary production industry. *Ann Occup Hyg* 47:461-475.
45. Burstyn, I. and H. Kromhout. 2002. A critique of Bayesian methods for retrospective exposure assessment. *Ann Occup Hyg* 46:429-431.



PUBLICATIONS

IMPACTS POTENTIELS SUR LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'EAU POTABLE EN MILIEU AGRICOLE

Dans certaines régions rurales du Québec, l'impact des activités agricoles impliquant la présence d'une forte concentration animale soulève des inquiétudes au sein de la population quant à la qualité de l'eau destinée à la consommation. Pour répondre à ces préoccupations, une étude de caractérisation de la qualité de l'eau ainsi que des risques environnementaux et sanitaires associés aux productions animales a été réalisée. Le ministère de l'Environnement du Québec (MENV), le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS), l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) ainsi que le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) étaient responsables de la réalisation de cette étude qui s'intitule : *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé*. Les bassins versants de l'étude étaient ceux des rivières Chaudière, Etchemin et Boyer (région de Chaudière-Appalaches), L'Assomption et Bayonne (région de Lanaudière), Yamaska (région de la Montérégie), et Nicolet (région du Centre-du-Québec). Cinq rapports de recherche concernant la santé ont été réalisés. Deux d'entre eux traitent de l'estimation de la consommation d'eau des

populations (adultes et nourrissons) des territoires à l'étude et ont servi par la suite aux analyses de risque. Ces rapports ne seront pas présentés ici. Les trois autres rapports examinent les impacts potentiels sur la santé, soit par des analyses de risque, soit en étudiant les données sanitaires disponibles.

Incidences des maladies entériques potentiellement transmises par l'eau : analyse des hospitalisations et des cas déclarés aux directions de santé publique 1995-1999

AUTEURS : GERMAIN LEBEL, PATRICK LEVALLOIS, SUZANNE GINGRAS ET PIERRE CHEVALIER

Le principal objectif de cette étude était de comparer l'incidence des cas de maladies avec symptomatologie gastro-entérique aiguë entre les populations demeurant sur le territoire de municipalités considérées en surplus de fumier et des populations témoins. Le lien entre l'apparition de maladies gastro-entériques et la source d'eau utilisée (puits ou réseau d'aqueduc) et son traitement (chloré ou non) a aussi été examiné. Les données ont été compilées pour la période de 1995 à 1999; les fichiers MED-ÉCHO (hospitalisation) et MADO (maladies à déclaration obligatoire) ont servi de bases de données. Les municipalités à l'étude étaient donc celles avec activités agricoles qui étaient localisées à l'intérieur des sept

bassins considérés en surplus de fumier. Le groupe témoin a été constitué de municipalités agricoles sans surplus de fumier et situées à l'extérieur des sept bassins versants concernés.

L'étude de l'incidence des cas de maladies entériques aiguës ayant nécessité une hospitalisation a d'abord révélé que 90 % des cas étaient d'étiologie inconnue. Les taux spécifiques d'hospitalisations selon le groupe d'âge étaient plus élevés chez les moins de 5 ans et chez les personnes âgées de 65 ans et plus. On observe également que le risque d'infections entériques, possiblement transmissibles par l'eau et potentiellement d'origine animale, est plus élevé dans les municipalités en surplus de fumier que dans les municipalités témoins (rapport de taux standardisés, RTS de 1,43, pour la population de tout âge). De plus, parmi les municipalités dont la majorité de la population est approvisionnée par de l'eau provenant de puits domestiques, on a observé un risque plus élevé dans les municipalités en surplus de fumier comparativement aux municipalités témoins (RTS = 2,09). L'analyse des hospitalisations, pour des maladies entériques possiblement transmissibles par l'eau potable et dont l'étiologie est inconnue (90 %), révèle aussi certains risques plus élevés dans les municipalités en surplus de fumier comparativement aux témoins (RTS =



1,10 pour l'ensemble de la population et $RTS = 1,68$ chez les moins de 5 ans). De plus, chez les enfants âgés de 0 à 4 ans, un risque plus élevé dans les municipalités en surplus de fumier est observé dans celles présentant un bilan de phosphore supérieur à 9 kg/ha, comparativement aux municipalités témoins dont le déficit en phosphore est inférieur à -9 kg/ha.

L'analyse des maladies à déclaration obligatoire révèle que 93 % des cas recensés d'infection possiblement de sources hydriques sont potentiellement d'origine animale. Les enfants de moins de 5 ans constituent le groupe d'âge le plus souvent affecté par les infections possiblement d'origine hydrique. On observe un risque plus élevé dans les municipalités en surplus de fumier comparativement aux municipalités témoins lorsque la majorité de la population s'approvisionne en eau par des puits domestiques privés ($RTS = 1,24$) ainsi que chez les enfants de moins de 5 ans dans les municipalités avec un réseau d'aqueduc chloré ($RTS = 1,27$).

En résumé, l'étude révèle un risque plus élevé de maladies entériques possiblement transmissibles par l'eau dans les municipalités considérées en surplus de fumier. Il est cependant impossible de statuer sur l'origine agricole de ce risque, en raison de certaines limites méthodologiques (mesure imprécise de l'exposition individuelle aux surplus de fumier, absence de données sur la consommation individuelle d'eau ou sur les autres facteurs de risque

de gastro-entérites, par exemple le contact direct avec les animaux de la ferme).

Étude du risque de gastro-entérite chez les familles utilisant l'eau d'un puits domestique

AUTEURS : PATRICK LEVALLOIS,
SUZANNE GINGRAS, PIERRE CHEVALIER
ET PIERRE PAYMENT

Cette étude avait comme objectif de vérifier si les consommateurs d'eau de puits domestique résidant dans des municipalités considérées en surplus de fumier avaient un risque plus élevé de gastro-entérite que ceux résidant dans des municipalités qui ne sont pas en surplus.

L'enquête a été réalisée du 6 au 31 mai 2002 auprès de 1 164 familles résidant dans les sept bassins versants à l'étude. Neuf cent vingt-trois familles (923) résidaient dans les municipalités en surplus de fumier (groupe exposé) et 241 dans des municipalités non en surplus (groupe non exposé). Trois mille huit personnes (3 008), soit 87 % des personnes admissibles, ont participé à l'enquête. Les participants devaient remplir un questionnaire portant sur leurs habitudes de consommation d'eau, sur les facteurs de risque de gastro-entérite ainsi que sur les symptômes de gastro-entérite (vomissements, diarrhée) survenus durant la semaine ayant précédé la visite du technicien d'enquête. Un journal rapportant la consommation d'eau et les symptômes de gastro-entérite dans les sept jours suivants cette visite a été rempli par

les participants et posté par la suite.

Les résultats montrent que la prévalence de symptômes de gastro-entérite était similaire dans les deux groupes à l'étude. En tenant compte des facteurs de risque de gastro-entérite, qui étaient répartis de façon inégale entre les deux groupes, le risque relatif de gastro-entérite dans le groupe exposé était estimé à 0,84 (IC 95 % : 0,6-1,3). Les résultats des analyses d'eau ont révélé que peu de puits échantillonnés contenaient des indicateurs de contamination fécale, soit 6,4 %, et qu'il n'y avait pas de différence de contamination entre les deux groupes de territoires étudiés pour chacun des indicateurs pris individuellement. Le faible nombre de puits contaminés et leur proportion assez comparable dans les deux territoires étudiés peuvent expliquer l'absence de différence de gastro-entérite observée entre les deux territoires.

Les résultats laissent croire que l'impact des surplus de fumier sur l'apparition de gastro-entérite, s'il existe, est probablement faible. Cependant, une des limites de cette étude est qu'elle a été réalisée pendant une courte période de temps où la contamination microbienne de l'eau était faible (elle varie en fonction des conditions climatiques et selon un cycle annuel). On ne peut donc pas généraliser ces résultats à une période où les conditions environnementales seraient différentes. Un suivi répété sur une période de temps plus longue



devrait être envisagée afin de confirmer les résultats observés.

Évaluation du risque à la santé pour la population exposée aux nitrates présents dans l'eau potable

AUTEURS : DENISE PHANEUF, KARINE CHAUSSÉ, ODILE PANTAKO ET PATRICK LEVALLOIS

Ce rapport présente les résultats de l'évaluation du risque à la santé associé à la présence de nitrates dans l'eau souterraine, type de contamination chimique le plus susceptible de se trouver dans les eaux souterraines lorsqu'un surplus de fertilisant, comme les fumiers, est épandu sur le sol. La présence de nitrates en concentration élevée est associée au développement de méthémoglobinémie chez le nourrisson. Ils sont également soupçonnés être cancérigènes, suite à leur transformation en nitrites et leur réaction subséquente avec un composé aminé (ex. amine, amide, etc.) pour donner un composé N-nitrosé comme par exemple la N-nitrosodiméthylamine (NDMA).

Dans le cadre de ce projet, les nitrates ont été recherchés dans les eaux souterraines des zones en surplus de fumier et les concentrations mesurées ont été comparées à celles mesurées dans les zones témoins. En général, les concentrations sont faibles et bien en deçà de la norme de 10 mg-N/l fixée pour l'eau potable. Les concentrations les plus élevées ont été retrouvées dans les puits de surface et de captage, et les moyennes arithmétiques sont de

2,59 mg-N/l pour la zone de surplus et de 1,33 mg-N/l pour la zone témoin.

Pour évaluer chez les nourrissons le risque de méthémoglobinémie pouvant découler de la consommation d'eau de puits se trouvant sur le territoire en surplus de fumier, un modèle toxicocinétique unicompartmental a été élaboré. Ce modèle permet de prédire les niveaux de méthémoglobinémie pouvant être produite à partir des concentrations trouvées dans l'eau potable. Le modèle tient compte de la proportion de nitrates transformés en nitrites, du taux de formation de méthémoglobine à partir des nitrites et du taux de réparation de la méthémoglobine. En utilisant les simulations Monte Carlo, il a été possible d'obtenir une distribution de concentrations de méthémoglobine pouvant être formée par les nitrates. Un des points forts de cette modélisation est le fait qu'elle est basée sur des données représentatives de la population de l'étude (consommation d'eau).

Les 50^e percentiles des distributions des niveaux de méthémoglobine obtenus par les simulations ne démontrent aucune augmentation cliniquement significative des niveaux de méthémoglobine, car elles sont toutes inférieures à 0,1 %. Il faut regarder le 97,7^e percentile des distributions pour avoir la possibilité d'une augmentation de 2 % pour le groupe en surplus de fumier, l'augmentation équivalente pour le groupe témoin étant alors de 1 %. À la lumière de ces résultats, il est peu probable d'observer une augmentation des niveaux de méthémoglo-

bine chez les nourrissons. Au niveau individuel par contre, la prudence reste de mise puisqu'un faible pourcentage de puits dépasse la norme de nitrates dans l'eau potable et que certains présentent des concentrations supérieures à 20 mg-N/l. Les études épidémiologiques et le modèle toxicocinétique développé ici nous montrent que ces concentrations peuvent être associées à un risque de développer une méthémoglobinémie.

L'évaluation du risque cancérigène réalisée dans le cadre de la présente étude est davantage qualitative. L'évaluation réalisée nous a permis de constater que les concentrations de nitrates mesurées au moment de la campagne d'échantillonnage des puits n'apportent pas de risque de cancer plus important que celui pouvant être lié à la consommation de NDMA déjà présente dans les aliments.

Étant donné les faibles concentrations de nitrates mesurées dans les puits des territoires étudiés, les différentes évaluations du risque effectuées nous montrent que les dangers courus par les populations vivant dans un territoire de surplus de fumier sont faibles tant en ce qui concerne la méthémoglobinémie que le cancer. Ces études ont cependant permis de constater qu'il existe beaucoup de lacunes et d'inconnus dans les données disponibles sur les risques associés aux nitrates.

N.B. Les rapports complets des études sanitaires et environnementales ainsi que le sommaire sont disponibles intégralement sur le site Web de l'INSPQ : www.inspq.qc.ca ainsi que sur les sites Web des partenaires.

Congrès international « Environnement et santé »

APPEL AUX CONFÉRENCIERS

Un appel aux conférenciers est lancé pour le **congrès international** qui aura lieu à l'Université Laval à Québec du 21 au 23 septembre 2005 sous le thème « **Environnement et santé** » organisé par l'Association des épidémiologistes de langue française (ADELF), l'Université Laval, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) et l'Unité de recherche en santé publique du Centre hospitalier universitaire de Québec (CHUQ).

Objectifs et clientèle cible

Ce congrès vise à faire le point sur les grands problèmes environnementaux et leurs répercussions sur la santé. Il mettra aussi l'accent sur l'amélioration des méthodes de recherches épidémiologiques permettant d'évaluer ces effets. Cet événement s'adresse autant aux chercheurs et aux étudiants qu'aux professionnels qui doivent utiliser les résultats de recherche.

Thèmes retenus

Certaines thématiques sont identifiées comme étant prioritaires : mesure de l'exposition, interactions gènes-environnement, changements climatiques et santé environnementale, analyse et gestion du risque. Aucun sujet relié à l'environnement et la santé n'est exclu. Des sessions sur des thématiques particulières seront organisées selon les demandes. En particulier, les thèmes suivants pourront être traités lors de sessions parallèles : santé et reproduction, cancer et environnement, qualité de l'air et maladies respiratoires, qualité de l'eau, expositions professionnelles, radiations ionisantes ou non ionisantes.

Organisation

Le congrès aura lieu les 22 et 23 septembre 2005 et sera précédé d'une **formation pré-congrès** qui se tiendra le 21 septembre. Des conférenciers réputés du Centre inter-

national de recherche sur le cancer (CIRC), de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale français (INSERM) ainsi que de plusieurs universités québécoises ont déjà confirmé leur participation. De nombreux chercheurs francophones oeuvrant dans le domaine de l'environnement et de la santé pourront présenter soit des conférences, soit des affiches, selon les disponibilités.

Appel aux conférenciers

Les participants désirant présenter une communication à ce colloque sont invités à soumettre un résumé **d'ici le 15 février 2005**. Pour toute information relative à la soumission de résumé ou au programme, veuillez consulter le site Web de l'INSPQ: www.inspq.qc.ca/evenements/description/2005-ADELFF-Appel_Conferenciers.pdf ou contactez par courriel Catherine Beaudet à l'adresse électronique suivante: adelfquebec2005@agoracom.qc.ca



BISE, le *Bulletin d'information en santé environnementale*, est publié six fois par année par l'Institut national de santé publique du Québec. La reproduction est autorisée à condition de mentionner la source. Toute utilisation à des fins commerciales ou publicitaires est cependant strictement interdite. Le bulletin peut être consulté sur internet à l'adresse www.inspq.qc.ca/bulletin/bise/

Poste-publications: 40786533

Dépôt légal : Bibliothèque nationale du Canada et Bibliothèque nationale du Québec ISSN 1199-052X

Adresse de correspondance : Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels, Institut national de santé publique du Québec, 945, avenue Wolfe, Sainte-Foy (Québec), Canada, G1V 5B3. Information : Claire Laliberté, téléphone 418-650-5115, poste 5253; télécopieur 418-654-3144; claire.laliberte@inspq.qc.ca. Rédaction et révision de textes : Jean-Marc Leclerc, Claire Laliberté et Denise Phaneuf. Abonnement gratuit : Diane Bizier-Blanchette, téléphone 418-650-5115, poste 5220, télécopieur 418-654-3144, diane.bizier.blanchette@inspq.qc.ca

**Institut national
de santé publique**

Québec 