



INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC
VOLUME 15 NUMÉROS 3-4 MAI - AOÛT 2004

DANS CE NUMÉRO



ÉTUDE SUR LES RISQUES ASSOCIÉS À LA CONTAMINATION CHIMIQUE DES MOLLUSQUES

LA RAGE : MESURES PRÉVENTIVES AU QUÉBEC 8

ACTUALITÉS 11

PROGRAMME DE PRÉVENTION DES DÉCÈS ET DES MALADIES ASSOCIÉS AUX ÉPISODES DE CHALEUR ACCABLANTE

DES CHANGEMENTS À L'INDICE UV

FLUORATION DE L'EAU POTABLE

AGENCE DE SANTÉ PUBLIQUE DU CANADA

PUBLICATIONS 13

ÉTUDE SUR LES RISQUES ASSOCIÉS À LA CONTAMINATION CHIMIQUE DES MOLLUSQUES

FABIEN GAGNON^{1,2,3}, THIERRY TREMBLAY³, JUSTINE ROUETTE³ ET JACQUES-FRANÇOIS CARTIER³.

De nombreux résidents de la Côte-Nord du Saint-Laurent s'adonnent à la récolte de mollusques à des fins de consommation personnelle. Cette activité entraîne une exposition à différents contaminants présents dans ces organismes. Le *Programme canadien de contrôle sanitaire des mollusques*, actuellement en place, a pour rôle d'exercer un suivi régulier de la qualité des mollusques récoltés de façon artisanale. Le programme est mis en oeuvre conjointement par Environnement Canada, l'Agence canadienne d'inspection des aliments et le ministère des Pêches et Océans. Environnement Canada et

l'Agence canadienne d'inspection des aliments sont responsables de la surveillance régulière de la qualité bactériologique de l'eau et des concentrations de toxines dans les mollusques alors que le rôle du ministère des Pêches et Océans consiste, entre autres, à ouvrir ou à fermer les secteurs de récolte en fonction des recommandations de ces deux organismes¹. La contamination par les substances chimiques est exclue du programme actuel de contrôle.

L'étude faisant l'objet du présent article consistait à: documenter avec le plus de précision possible la

Note : Adapté par Claire Laliberté à partir d'un article publié dans la revue *Environmental Health Perspectives*, 2004, 112(8): 883-888.

Remerciements : Pierre Ayotte pour la révision de l'analyse de risque associé aux BPC, Jean-Philippe Weber pour les analyses chimiques et Saint-Laurent Vision 2000, volet santé, pour le financement.

¹Direction de santé publique de l'Estrie. Fabien Gagnon, 300 rue King Est, bureau 300, Sherbrooke, Québec, J1G 1B1. Téléphone (819) 829-3400. Fax : (819) 569-8894. courriel : fgagnon.rr05@ssss.gouv.qc.ca

²Unité de recherche en santé publique du CHUL-CHUQ

³Direction de santé publique de la Côte-Nord.





consommation de mollusques chez les cueilleurs de la région de la Côte-Nord; analyser des échantillons de mollusques de la région concernée afin de déterminer la nature des contaminants ainsi que leurs teneurs en contaminants chimiques et évaluer le risque chimique (cancérogène et non-cancérogène) associé à cette consommation.

Aspects méthodologiques

Population à l'étude

La population à l'étude était constituée de cueilleurs de mollusques résidant sur la Haute-Côte-Nord, plus précisément dans la zone côtière située entre Tadoussac et Baie-Trinité. Dix-huit secteurs de récolte fréquemment visités ont été identifiés. La population totale de cette région était de 48 000 habitants en 2001.

Évaluation des habitudes de consommation

Deux méthodes ont servi à estimer la consommation de mollusques. La première consistait à rencontrer directement les cueilleurs de mollusques au moment où ils pratiquaient leur activité. Lors de ces rencontres, des entrevues semi-dirigées se sont déroulées selon une approche validée^{2,4}. Chaque entrevue, d'une durée approximative de 15 minutes, comportait des questions sur la fréquence de la récolte, sur l'expérience que les cueilleurs avaient de l'activité, sur les espèces récoltées ainsi que sur le nombre hebdomadaire de repas de ces mollusques au cours de l'année

précédant l'enquête. Les sites répertoriés ont été visités à deux reprises dans le but de maximiser le nombre d'entrevues. La deuxième méthode utilisée consistait à faire compléter, par les participants rencontrés, dès la première fois, un journal alimentaire couvrant une période de 30 jours. La consommation de mollusques devait être décrite avec précision, soit le nombre de repas de mollusques, la date de ces repas, le type et la provenance des mollusques ainsi que les quantités consommées.

Territoire d'échantillonnage et analyses de laboratoire

Parmi les 18 secteurs coquilliers initialement sélectionnés, huit ont été retenus pour les fins de l'analyse chimique des mollusques. La sélection a été réalisée sur la base de la présence des cueilleurs ainsi que de celle de sources de pollution chimique (dépotoirs, eaux usées, scieries, etc.). L'échantillonnage s'est déroulé au printemps 1997. Dans chacun des secteurs d'échantillonnage, un nombre suffisant de spécimens a été obtenu pour la préparation de trois homogénats de 200 g de chair chacun (30 spécimens par homogénat). Les contaminants ont été sélectionnés sur la base de leur propriété de bioaccumulation dans les invertébrés marins et en raison des effets suspectés ou reconnus sur la santé humaine. Dix métaux et métalloïdes (arsenic, mercure, sélénium, cadmium, nickel, zinc, chrome, plomb, cuivre, manganèse), 22 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), 14 congénères

de biphenyles polychlorés (BPC) et 10 pesticides chlorés ont ainsi été analysés. Il est à noter que plusieurs formes d'arsenic ont été analysées soit: l'arsenic trivalent (As^{+3}), l'arsenic pentavalent (As^{+5}), l'acide diméthylarsinique (ADMA), le monométhylarsonique (AMMA) ainsi que l'arsenobétaïne et l'arsénocholine, deux formes d'arsenic alimentaire retrouvés surtout dans les poissons, les mollusques et les crustacés. L'ensemble des analyses chimiques a été réalisé par le laboratoire de la Direction de la toxicologie humaine de l'Institut national de santé publique du Québec (laboratoire certifié ISO 17025 par le *Standards Council of Canada*). Dans le cas où la concentration d'un contaminant était plus faible que le seuil de détection, on utilisait la moitié de ce seuil dans le calcul de la concentration moyenne.

Estimation de l'apport en contaminants

L'apport quotidien en contaminants chez un cueilleur a été estimé en multipliant le 95^e percentile des concentrations de contaminants par la consommation quotidienne de mollusques, estimée lors des entrevues sur les secteurs de récolte et à partir des journaux alimentaires. Le résultat a par la suite été divisé par le poids moyen d'un adulte canadien (70 kg) afin d'obtenir l'apport en kilogramme par jour. Pour l'arsenic, le calcul était basé sur l'hypothèse que 10 % de la concentration totale contenue dans les mollusques est sous forme inorganique, tel que proposé par le *Food and Drug Administration*⁵.



Évaluation du risque

Le risque non cancérigène a été évalué pour les contaminants pour lesquels des valeurs de référence ont été proposées par le *United States Environmental Protection Agency* (U.S. EPA), l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR), l'Organisation mondiale de la santé (OMS) ou encore Santé Canada. En ce qui a trait au risque de cancer, il a été évalué pour les substances de catégorie A (cancérigènes chez l'humain) et de catégories B1 et B2 (cancérigènes probables chez l'humain), tel que défini par le U.S. EPA⁶ et pour lesquelles un coefficient de cancérogénicité (indice de pente dose/effet) est disponible pour l'exposition par voie orale. Seuls les contaminants présents dans au moins 70 % des

homogénats ont été conservés pour les deux catégories de risque.

Résultats

Habitudes de consommation

Au total, 162 participants ont collaboré à l'étude. Les principaux résultats concernant les caractéristiques des cueilleurs et leurs habitudes de consommation de mollusques sont présentés au tableau 1.

Parmi ces participants, 24 ont complété et retourné le journal alimentaire. Ces données ont permis de documenter 90 repas, la plupart (65,6 %) étant constitué de myes. Au cours d'un repas moyen, les cueilleurs consomment 47 mollusques, soit environ 410 g de chair (le poids d'une mye étant estimé à 8,7 g). Quatre scénarios de

consommation ont été élaborés, les deux premiers à partir des données de la présente étude et les deux autres, en utilisant des données de consommation tirées de la littérature.

Le **premier scénario** est basé sur la consommation moyenne de mollusques lors d'un repas (410 g) et sur la fréquence annuelle moyenne calculée de 15 repas, totalisant 6,2 kg par année ou 17 g par jour. Le **deuxième scénario** représente les consommateurs réguliers. Il est basé sur une consommation annuelle de 35 repas (médiane chez les consommateurs de 20 repas et plus) et s'applique à 30 % de la population à l'étude. Sur une base annuelle, la consommation estimée s'élève à 14,6 kg, soit une consommation quotidienne de 40 g. Le **troisième scénario** illustre la consommation chez les consommateurs réguliers, dans un contexte d'abondance et d'accessibilité de la ressource. Il a été assumé que ce type de consommateurs remplaçait un jour sur deux la quantité moyenne de viande et de volaille consommée (estimée à 112 g/j par Statistiques Canada⁷) par des mollusques. La quantité de mollusques associée à ce scénario est donc de 56 g par jour ou 56 repas par année. Le **dernier scénario** représente une estimation basée sur le 95^e percentile de consommation quotidienne de mollusques mesurée au Royaume-Uni⁸, une consommation évaluée à 95 g par jour ou 85 repas par année.

Tableau 1: Caractéristiques des cueilleurs et de leurs habitudes de consommation

VARIABLES	CATÉGORIES	%	(n ^a /N ^b)
Âge du participant (années)	< 20	5,6	(9/160)
	20-34	31,9	(51/160)
	35-49	43,1	(69/160)
	≥ 50	19,4	(31/160)
Fréquence de récolte	< 3 fois/an	38,9	(63/162)
	Quelques fois/an	14,2	(23/162)
	Plusieurs fois/mois	46,9	(76/162)
Expérience de récolte (années)	< 2	16,2	(24/148)
	2-5	13,5	(20/148)
	> 5	70,3	(104/148)
Espèces de mollusques identifiées^c	Mye commune (<i>clam</i>)	95,2	(138/145)
	Buccin commun (<i>bourgot</i>)	22,8	(33/145)
	Moule bleue	17,2	(25/145)
	Bigorneau commun	2,8	(4/145)
	Clovisse/palourde	1,4	(2/145)
	Autres espèces	2,1	(3/145)
Nombre de repas de mollusques au cours de l'année précédant l'enquête	< 5	35,1	(52/148)
	5-10	19,6	(29/148)
	11-20	15,5	(23/148)
	> 20	29,7	(44/148)

^a n : nombre de mentions

^b N : nombre de cueilleurs ayant répondu à la question

^c Plus d'une réponse possible



Contamination

Trente-six des 56 contaminants sélectionnés ont été détectés dans les homogénats (tableaux 2 et 3). Les résultats sont disponibles pour 23 homogénats au lieu des 24 prévus puisque dans un des secteurs, le nombre de spécimens échantillonnés n'a permis la préparation que de deux des trois homogénats prévus au devis d'étude. Par ailleurs, seuls les résultats obtenus pour les myes sont présentés compte tenu de leur popularité. Les résultats sont exprimés en poids humide, la proportion en eau étant de 88,4 %. L'ensemble des métaux a été détecté dans les 23 homogénats analysés. La spéciation de l'arsenic révèle que 8,2 % de la concentration totale est sous forme inorganique (étendue : 1,8 %-19 %). Parmi les composés organiques, les congénères de BPC (no IUPAC 138, 153 et 187), le naphthalène, l'hexachlorobenzène, le p,p'-dichlorodiphényle-trichloroéthane (p,p'-DDT) et le p,p'-dichloro-diphényldochloroéthylène (p,p'-DDE) ont été détectés dans tous les homogénats.

Risques chimiques

L'apport en contaminants associé à chacun des quatre scénarios est présenté au tableau 2 et se base sur l'hypothèse que les mollusques consommés sont des myes. Aucun des apports en contaminants n'excède les recommandations d'exposition les plus conservatrices pour les effets non-cancérogènes. Le risque de cancer a été évalué pour les BPC, le chlordane, l'hexachlorobenzène,

l'arsenic inorganique, le p,p'-DDE et le p,p'-DDT.

Le risque de cancer est plus élevé que 1×10^{-6} pour les BPC et plus élevé que 1×10^{-5} pour l'arsenic inorganique et ce, dès le premier scénario de consommation, soit à partir de 17 g par jour (tableau 3).

Discussion

Les résultats de la présente étude suggèrent que la consommation de mollusques récoltés sur la Côte-Nord n'entraîne pas de risque d'effet non-cancérogène pour le consommateur. Cette observation doit toutefois être nuancée par plusieurs

Tableau 2 : Apport en contaminants ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$) associé aux différents scénarios de consommation

CONTAMINANT	SCÉNARIO DE CONSOMMATION ^a (g/j)				LIMITE D'EXPOSITION LA PLUS CONSERVATRICE
	17	40	56	95	
Arsenic inorganique	0,025	0,059	0,083	0,14	0,3 ^{b,c}
Cadmium	0,017	0,040	0,056	0,095	0,20 ^e
Chlordane (total)	$7,77 \times 10^{-5}$	$1,83 \times 10^{-4}$	$2,56 \times 10^{-4}$	$4,34 \times 10^{-4}$	0,05 ^e
Chrome	0,18	0,43	0,6	1,01	3,00 ^b
Cuivre	0,38	0,90	1,256	2,13	250,00 ^e
Hexachlorobenzène	$6,17 \times 10^{-5}$	$1,71 \times 10^{-4}$	$2,03 \times 10^{-4}$	$3,45 \times 10^{-4}$	0,05 ^c
Plomb	0,05	0,12	0,168	0,28	3,50 ^d
Manganèse	2,36	5,55	7,768	13,18	140,00 ^b
Mercure	$5,83 \times 10^{-3}$	0,014	0,019	0,033	0,71 ^d
Naphtalène	$2,62 \times 10^{-3}$	$6,17 \times 10^{-3}$	$8,64 \times 10^{-3}$	$1,47 \times 10^{-2}$	20,00 ^{b,c}
Nickel	0,12	0,29	0,4	0,68	5,00 ^d
BPC (total)	$7,96 \times 10^{-4}$	$1,87 \times 10^{-3}$	$2,62 \times 10^{-3}$	$4,45 \times 10^{-3}$	0,02 ^e
p,p'-DDE	$7,29 \times 10^{-5}$	$1,71 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-4}$	$4,07 \times 10^{-4}$	0,50 ^e
p,p'-DDT	$5,59 \times 10^{-5}$	$1,31 \times 10^{-4}$	$1,84 \times 10^{-4}$	$3,12 \times 10^{-4}$	0,50 ^e
Sélénium	0,10	0,24	0,336	0,56	5,00 ^{b,c}
Zinc	3,06	7,21	10,088	17,11	300,00 ^{b,c}

^a Selon l'hypothèse que les mollusques sont toujours des myes

^b Oral reference dose (réf. 6)

^c Oral intermediate or chronic minimal risk level (réf. 9)

^d ADI/TDI/PTMDI (réf. 8)

^e ADI/pTDI/MTDI (réf. 10)

Tableau 3 : Risque de cancer au cours d'une vie associé aux différents scénarios de consommation

CONTAMINANT	FACTEUR PENTE ⁶ (par mg/kg/j)	SCÉNARIO DE CONSOMMATION ^a (g/j)			
		17	40	56	95
BPC totaux	2,00 ^b	$1,59 \times 10^{-6}$	$3,74 \times 10^{-6}$	$5,24 \times 10^{-6}$	$8,89 \times 10^{-6}$
Arsenic inorganique	1,50	$3,75 \times 10^{-5}$	$8,85 \times 10^{-5}$	$1,25 \times 10^{-4}$	$2,10 \times 10^{-4}$
Chlordane	0,35	$2,72 \times 10^{-8}$	$6,40 \times 10^{-8}$	$8,96 \times 10^{-8}$	$1,52 \times 10^{-7}$
Hexachlorobenzène	1,60	$9,87 \times 10^{-8}$	$2,32 \times 10^{-7}$	$3,25 \times 10^{-7}$	$5,52 \times 10^{-7}$
p,p'-DDE	0,34	$2,48 \times 10^{-8}$	$5,81 \times 10^{-8}$	$8,16 \times 10^{-8}$	$1,38 \times 10^{-7}$
p,p'-DDT	0,34	$1,90 \times 10^{-8}$	$4,47 \times 10^{-8}$	$6,26 \times 10^{-8}$	$1,06 \times 10^{-7}$

^a Selon l'hypothèse que les mollusques sont toujours des myes

^b Limite supérieure de l'intervalle de confiance (95 %) de la pente pour l'exposition alimentaire aux BPC totaux



considérations méthodologiques. En premier lieu, l'étude ne couvre pas tous les secteurs coquilliers et le nombre total d'échantillons est faible. Par ailleurs, pour certains scénarios de consommation, l'exposition la plus élevée se situe près de la limite d'exposition la plus conservatrice disponible (par exemple, pour l'arsenic inorganique, le cadmium et le chrome). Troisièmement, les limites d'exposition recommandées par les divers organismes ne sont pas nécessairement conservatrices¹¹. De plus, l'utilisation du poids d'un adulte de 70 kg dans l'estimation de l'apport en contaminants sous-estime le risque pour les enfants, puisque ces derniers consomment trois ou quatre fois plus de nourriture que les adultes en proportion de leur poids, absorbant ainsi une plus grande quantité de contaminants par unité de masse corporelle¹². Finalement, il n'existe pas de « seuil sans effet » pour certains contaminants (le plomb, par exemple).

En ce qui concerne les effets cancérigènes, l'évaluation du risque était de 1×10^{-5} et ce, même pour le scénario de la plus faible consommation (17 g/j). Dans ses recommandations concernant la consommation de poisson, le U.S. EPA¹³ vise à maintenir le risque de cancer à moins de 1×10^{-5} . Nos résultats indiquent ainsi un risque élevé de cancer associé à la consommation de myes au sein des secteurs étudiés.

Les fruits de mer sont reconnus comme l'une des principales sources alimentaires d'arsenic^{14,15}. Ce-

pendant, l'arsenic présent dans les mollusques est généralement sous forme organique, considérée non toxique, contrairement aux formes inorganiques, telles l'arsenic trivalent (As^{+3}) et l'arsenic pentavalent (As^{+5}). Aussi, bien que les formes d'arsenic trouvées en plus grande quantité dans ces organismes soient l'arsenobétaïne et les sucres arsénicaux¹⁶, nous avons constaté que les mollusques pouvaient contenir une proportion non négligeable d'arsenic inorganique (jusqu'à 19 % dans un des homogénats), proportion s'accroissant avec le niveau de contamination environnementale.

La proportion moyenne d'arsenic inorganique mesurée dans notre étude étant comparable à celle rapportée par le FDA (10 %), nous avons utilisé cette dernière dans nos calculs d'apport alimentaire, puisque jugée moins sujette à l'erreur expérimentale.

L'arsenic inorganique a été identifié comme un cancérigène du groupe A par le U.S. EPA. De nombreuses études épidémiologiques ont démontré que l'ingestion d'arsenic inorganique lors de la consommation d'eau potable accroît l'incidence du cancer de la peau, de la vessie et du poumon, les deux derniers types étant considérés comme la principale source de préoccupation¹⁷. L'arsenic inorganique présent dans les mollusques représente ainsi un risque potentiel pour la santé des cueilleurs.

Il n'existe aucun consensus scientifique sur la quantité d'arsenic inor-

ganique absorbé par l'organisme après un repas de fruits de mer. Dans leur étude, Buchet *et al.*¹⁸ concluent que la quantité absorbée n'est pas biologiquement significative. Cependant, d'après les résultats de cette même étude, l'excrétion d'arsenic inorganique chez des consommateurs réguliers de fruits de mer était plus élevée ($p < 0,05$) par rapport à ceux qui ne consomment jamais ces aliments.

Alors que le caractère non toxique de l'arsenobétaïne excrété rapidement sans être métabolisé a été démontré à plusieurs reprises¹⁹, les effets des sucres arsénicaux sont encore peu connus. De fait, de récentes études ont démontré dans l'urine d'individus ayant consommé des sucres arsénicaux la présence de ADMA, de diméthylarsinoéthanol, d'oxyde de triméthylarsine et de nombreux métabolites dont la nature et la toxicité sont encore inconnus^{20,21}. Ces résultats révèlent que les sucres arsénicaux, qui sont l'une des plus importantes formes d'arsenic présentes dans les mollusques¹⁶, sont non seulement biotransformés après leur ingestion, mais pourraient aussi posséder un potentiel toxique. De plus, les pouvoirs cytotoxiques et génotoxiques importants des métabolites intermédiaires trivalents produits lors de la formation du ADMA et de l'oxyde de triméthylarsine à partir de l'arsenic inorganique ont été récemment démontrés^{22,23}. La démonstration du potentiel toxique de d'autres formes d'arsenic présentes dans les invertébrés



marins représente une nouvelle considération dont il faudra tenir compte dans l'avenir.

Le risque de cancer associé à l'arsenic inorganique a été estimé dans notre étude en utilisant le coefficient de cancérrogénicité proposé dans la banque de données IRIS⁶. Il est à noter que le modèle dose-réponse utilisé par le U.S. EPA fournit un estimé de risque plus faible que celui développé par le NRC¹⁷.

Les BPC (exprimés en Aroclor) présents dans les mollusques ont été associés, dans notre étude, à un risque de cancer supérieur à 1×10^{-6} . Les résultats de l'analyse des BPC ont été exprimés sous forme d'Aroclor 1260, une méthode d'approximation de tous les congénères de BPC²⁴. Pour les échantillons de faible niveau trophique, tels que les myes et les moules, cette méthode s'est avérée équivalente à un modèle qui utilise les données de l'ensemble des congénères²⁵. Les BPC sont classés comme un cancérogène du groupe 2B⁶. Le mirex, le lindane et la plupart des HAPs n'ont pas été détectés dans nos homogénats. Ces résultats ne signifient pas pour autant que ces substances ne sont pas présentes dans l'environnement. Ceci soulève la question de la limite de détection ainsi que les conséquences d'une évaluation du risque limitée aux contaminants détectés dans une certaine proportion d'échantillons (70 % dans le cas présent). À titre d'exemple, si tous les homogénats contenaient du benzo(a)pyrène à des concentrations situées légè-

ment sous la limite de détection de $1 \mu\text{g}/\text{kg}$, le risque de cancer associé serait d'environ $1,77 \times 10^{-6}$ pour un apport quotidien de 95 g. Ceci fait ressortir qu'une limite de détection relativement élevée pourrait conduire à une sous-estimation du risque de cancer. D'un autre côté, le fait de considérer les contaminants indépendamment de leur fréquence de détection entraînerait une estimation du risque non réaliste.

Il est à noter que certains types de mollusques considérés dans cette étude ont des concentrations en arsenic et en BPC plus élevées (moules bleues) ou égales (palourdes) (données non présentées) à celles mesurées dans les myes. Ainsi, selon le type de mollusques consommés, les risques de cancer pourraient différer de ceux que nous avons évalués.

Au cours de notre étude, l'évaluation des effets sur la santé pour chacun des contaminants a été réalisée de manière indépendante. Il est particulièrement intéressant de noter que les deux contaminants qui sont associés à un risque élevé de cancer, ont des modes d'action complémentaires. Le mode d'action spécifique de l'arsenic dans l'induction du cancer n'a pas été établi avec certitude, mais les études suggèrent que l'arsenic pourrait agir comme co-carcinogène lors des phases de promotion et de progression¹⁷. Les BPC, quant à eux, induisent des tumeurs par des modes d'action qui n'impliquent pas la mutation des gènes⁶. Il est ainsi

possible que le risque de cancer calculé ici sous-estime le risque associé au mélange de contaminants. Toutefois, notre évaluation du risque pourrait aussi surestimer le risque réel en présence d'une interaction neutralisante. Par exemple, il est possible que le sélénium, présent dans les mollusques, possède une action protectrice contre les effets génotoxiques de l'arsenite de sodium²⁶.

De la même façon, l'absorption de contaminants combinée aux habitudes de vie pourraient mener à un accroissement important du risque de cancer. Mentionnons par exemple que la consommation d'eau contenant de l'arsenic inorganique jumelée à l'inhalation de fumée de cigarette entraînent chez les fumeurs un risque beaucoup plus élevé de développer un cancer du poumon que celui prédit par un modèle additif impliquant ces deux substances^{27,28}.

De manière générale, nous considérons que notre évaluation du risque est basée sur des scénarios valides. Étant donné que la consommation moyenne de mollusques observée au Royaume-Uni⁸ varie entre 13,0 et 18,9 g/j, notre premier scénario (17 g/j) semble bien refléter le scénario du consommateur moyen. Le deuxième scénario (40 g/j) nous apparaît réaliste puisqu'il est comparable au 90^e percentile (36,4 g/j) de l'étude menée au Royaume-Uni⁸. Le troisième scénario basé sur une consommation quotidienne de 56 g est tout à fait comparable à la consommation quo-



tidienne de fruits de mer mesurée lors d'une étude menée chez les pêcheurs commerciaux du territoire²⁹. Finalement, le dernier scénario (95 g/j) est du même ordre de grandeur que la valeur recommandée pour caractériser une consommation maximale chez des personnes qui vivent des produits de leur pêche (165 g/j)³⁰.

Avec une consommation individuelle quotidienne évaluée à 17 g, comparée à 3,81 g pour la population canadienne⁷, on constate que la population de l'étude a un caractère particulier, mais probablement non unique au pays.

Conclusion

Dans cette étude, aucun des contaminants observés dans les mollusques ne représente un apport excédant les valeurs de référence recommandées pour les effets non cancérogènes. Sur ce point toutefois, certaines limites doivent être considérées avant de tirer une conclusion définitive. Des risques de cancer supérieurs à 1×10^{-5} et pouvant même excéder 1×10^{-4} ont toutefois été mesurés. Des études supplémentaires sont nécessaires afin d'améliorer la compréhension de la toxicocinétique de l'arsenic contenus dans les mollusques. La prise d'échantillons biologiques chez quelques cueilleurs de mollusque pourrait être une option envisagée. Compte tenu des résultats de notre étude, l'implantation d'un programme de surveillance de la contamination chimique des mollusques récoltés sur une base récréa-

tive est fortement recommandée. Un tel programme pourrait conduire par la suite à l'élaboration d'un guide de consommation des mollusques.

Références

1. Pêches et Océans Canada (MPO) 2002. Fiche d'information *Fermeture de secteurs coquilliers*, (FI-MAR-02)
2. LaRue A, Grondin J, Lévesque B, LaRue R, Boudreault D. 1996. *La baignade dans le secteur d'eau douce du Saint-Laurent: Discours et pratiques à propos des risques à la santé*. Beauport, Québec, Canada: Unité de recherche en santé publique, Université Laval.
3. LaRue R, Grondin J. 1995. Le Saint-Laurent: *Les risques et les bénéfices pour la santé. Analyse des groupes de discussion*. Beauport, Québec, Canada: Unité de recherche en santé publique, Université Laval.
4. LaRue R, Laliberté C, Grondin J., 1996. *La consommation de poisson: Le point de vue des pêcheurs sportifs*. Bulletin d'information en santé environnementale. 7:4-5.
5. FDA 1993. *Guidance for Arsenic in Shellfish*. Washington, DC: Center for Food Safety and Applied Nutrition, U.S. Food and Drug Administration
6. U. S. EPA 2003. *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. Disponible: <http://www.epa.gov/iris/> [consultée le août 2003].
7. Statistiques Canada 2003. *Food Statistics 2(2)*. Ottawa, Ontario, Canada. Disponible: www.statcan.ca/english/freepub/21-020-XIE/free.htm [consultée le 15 août 2003].
8. WHO 1985 *Guidelines for the Study of Dietary Intakes of Chemical Contaminants*. Offset Publication No. 87. Geneva, Switzerland: Global Environmental Monitoring System.
9. ATSDR 2003 Toxicological Profile Information Sheet. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Disponible: www.atsdr.cdc.gov/toxpr2.html [consultée le 15 août 2003].
10. Santé et Bien-Être Canada 1985. *Ligne directrice sur les contaminants chimiques du poisson et des produits du poisson au Canada*. Ottawa, Ontario, Canada : Loi et Règlement des Aliments et drogues.
11. Hattis D, Baird S, Goble R 2002. A straw man proposal for a quantitative definition of the RfD. *Drug Chem Toxicol* 25:403-36.
12. U.S. EPA 2003. Children's Environmental Exposures. Atlanta, GA. Disponible: www.yosemite.epa.gov/ochp/ochpweb.nsf/content/3_Intro.htm [consultée le 26 février 2004].
13. U.S. EPA 1999 *Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Update Impact on Fish Advisories, Fact Sheet*. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Disponible: [hht://www.epa.gov/waterscience/fish/pcb.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/fish/pcb.pdf) [consultée le 4 mai 2004].
14. Muñoz O, Devesa V, Suñer MA, Vélez D, Montoro R, Urieta I et al. 2000. Total and inorganic arsenic in fresh and processed fish

- products. *J Agric Food Chem* 48:4369-4376.
15. Suñer MA, Devesa V, Muñoz O, LMópez F, Montoro R, Arias AM et al. 1999 Total and inorganic arsenic in the fauna of the Guadalquivir estuary: environmental and human health implications. *Sci Total Environ* 242:261-270.
16. Li W, Wei C, Zhang C, van Hulle M, Cornelis R, Zhang X 2003. A survey of arsenic species in Chinese seafood. *Food Chem Toxicol* 41:1103-10.
17. National Research Council 2001. *Arsenic in Drinking Water: 2001 Update*. Washington DC; National Academy Press.
18. Buchet, Jp, Lison, D., Ruggeri, M., Foa, V., Elia, G. 1996 Assessment of exposure to inorganic arsenic, a human carcinogene, due to the consumption of seafood. *Arch Toxicol* 70:773-778
19. Sabbioni E, Fischback M, Pozzi G, Pietra R, Gallorini M, Piette JL. 1991. Cellular refection, toxicity and carcinogenic potential of seafood arsenic. I. Lack of cytotoxicity and transforming activity of arsenobetaine in the BALB/3T3 cell line [Abstract]. *Carcinogenesis* 12:1287-1291.
20. Francesconi KA, Tanggaard R, McKenzie DJ, Goessler W. 2002. Arsenic metabolites in human urine after ingestion of an arsenosugar. *Clin Chem* 48:92-101.
21. Le XC, Ma M, Lai V. 1999. Exposure to arsenosugars from seafood ingestion and speciation of urinary arsenic metabolites. In: *Arsenic Exposure and Health Effects III* (Chappell WR, Abernathy CO, Calderon RL, eds). St-Louis : Elsevier Science, 69-79.
22. Mass MJ, Tennant A, Roop BC, Cullen WR, Styblo M, Thomas DJ et al. 2001. Methylated trivalent arsenic species are genotoxic. *Chem Res Toxicol* 14:355-361.
23. Styblo M, Del Razo LM, Vega L, Germolec DR, LeCluyse EL, Hamilton GA et al. 2000. Comparative toxicity of trivalent and pentavalent inorganic and methylated arsenicals in rat and human cells. *Arch Toxicol* 74:289-299.
24. Nadon S, Kosatsky T, Przybysz R. 2002. Contaminant exposure among women of childbearing age who eat St. Lawrence River sport fish. *Arch Environ Health* 57:473-81.
25. Sather PJ, Newman JW, Ikonomu MG. 2003. Congener-based Aroclor quantification and speciation techniques: a comparison of the strengths, weaknesses, and proper use of two alternative approaches. *Environ Sci Technol* 37:5678-86.
26. Biswas S, Talukder G, Sharma A. 1999. Prevention of cytotoxic effects of arsenic by short-term dietary supplementation with selenium in mice in vivo. *Mutat Res* 441:155-160.
27. Ferreccio C, González C, Milosavilevic V, Marshall G, Sancha AM, Smith AH. 2000. Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology* 11:673-679.
28. Tsuda T, Babazono A, Yamamoto E, Kurumatani N, Mino Y, Ogawa T et al. 1995. Ingested arsenic and internal cancer: a historical cohort study followed for 33 years. *Am J Epidemiol* 141:198-209.
29. Dewailly, É., Laliberté, C., Sauvé, L., Gingras, S., Ayotte, P. 1991. La consommation des produits de la mercurie la Basse-Côte-Nord du Golfe Saint-Laurent : risques et bénéfices pour la santé, Sainte-Foy, Département de santé communautaire, Centre hospitalier de l'Université Laval.
30. Cooper, CB., Doyle, ME., Kipp, K. 1991. Risks of consumption of contaminated seafood: the Quincy Bay Case Study. *Environ Health Perspect* 90:133-140.



LA RAGE : MESURES PRÉVENTIVES AU QUÉBEC

PIERRE CHEVALIER¹, CLAIRE LALIBERTÉ¹

EN COLLABORATION AVEC LOUISE LAMBERT^{1,2}, JEAN-FRANÇOIS PROULX³, ANDRÉ VALLIÈRES⁴ ET PATRICIA ROBITAILLE⁵

La rage est une infection virale qui, à cause de ses conséquences potentiellement mortelles, fut l'une des premières maladies infectieuses à recevoir l'attention des scientifiques.

Au Québec, les cas de rage humaine sont extrêmement rares. Le décès d'un garçon de 9 ans ayant été en contact avec une chauve-souris à l'automne 2000 a toutefois fait resurgir cette préoccupation au sein du public et des professionnels de la santé. En fait, depuis une quarantaine d'années, on ne relève que deux cas de rage humaine au Québec, le précédent cas remontant à 1964 alors qu'une fillette avait été mordue par une mouffette. Dans ces deux cas, les enfants sont décédés parce qu'ils n'avaient pu recevoir à temps une prophylaxie post-exposition.

La rage est toutefois une maladie encore largement répandue sur la planète puisque chaque année, environ 50 000 décès humains sont attribuables à cette infection. De ce nombre, quelques 30 000 se produisent en Inde alors que la majorité des 20 000 autres cas surviennent ailleurs en Asie du Sud-Est, ainsi qu'en Afrique et en Amérique

latine. Dans la plupart des régions où la rage n'est pas contrôlée chez les animaux domestiques, les chiens sont responsables de plus de 90 % des cas de rage rapportés chez les humains et les animaux. Dans ces régions, jusqu'à 10 % des nombreux chiens errants pourraient être infectés par le virus de la rage. Le portrait est cependant bien différent dans les pays industrialisés. En Amérique du Nord et en Europe, la rage est principalement transmise par des animaux sauvages. À titre d'exemple, sur les cinq cas de rage humaine déclarés au Canada depuis 1970, quatre étaient reliés à une exposition à la variante virale de la chauve-souris.

Transmission du virus

Tout mammifère, qu'il soit domestique ou sauvage, peut contracter la rage et la transmettre à nouveau. Le virus de la rage est transmis lorsqu'il pénètre à l'intérieur d'une blessure à la peau (la plupart du temps par la morsure d'un animal rabique), d'une plaie ou d'une muqueuse. La transmission de l'infection se produit par contact avec la salive, le liquide céphalo-rachidien ou les tissus nerveux de l'animal enragé. Dans de très rares cas, une transmission par inhalation d'aérosol (gouttelettes de salive ou de liquide contenant du virus dispersé dans l'air) a été rapportée dans des circonstances particulières. En

effet, depuis 1950, quatre cas de rage humaine causée par l'inhalation du virus de la rage ont été documentés aux États-Unis. Deux de ces cas ont été attribués à une exposition au virus en suspension dans l'air de cavernes habitées par des colonies de chauves-souris. Les deux autres cas concernent des travailleurs de laboratoire contaminés par des aérosols contenant le virus atténué. La totalité des cas de transmission de la rage d'humain à humain sont survenus chez des personnes ayant reçu des greffes de cornée provenant d'individus décédés de la maladie. Les enfants sont plus à risque que les adultes d'être mordus en raison, notamment, de leur petite taille et de leurs comportements parfois trop familiers envers les animaux.

Animaux vecteurs du virus

En Amérique du Nord, les principaux réservoirs de la rage sont les animaux sauvages, mais plus particulièrement les renards, les coyotes, les mouffettes, les rats laveurs, les chauves-souris et, dans une moindre mesure, les loups, les lynx et autres carnivores sauvages. Les petits rongeurs sont rarement atteints. Les oiseaux sont résistants à l'infection et ne peuvent transmettre le virus. Les animaux domestiques peuvent être infectés à la suite de contacts avec des animaux sauvages enragés.

¹ Institut national de santé publique du Québec;

² Direction de la santé publique de la Montérégie;

³ Direction de la santé publique du Nunavik; ⁴ Agence canadienne d'inspection des aliments; ⁵ Ministère de l'Environnement du Québec



Au Québec, il existe deux cycles de rage faunique, le premier étant associé aux renards. La rage associée au renard arctique est présente dans le Grand Nord québécois depuis plusieurs décennies, sinon des siècles, et s'y maintient naturellement. À certaines périodes, des épidémies ont aussi touché les populations de renards roux au sud du Québec. La dernière épidémie du genre, qui remonte au début des années 1990, est actuellement considérée éradiquée. Cependant, la rage du renard persiste dans la région ouest de l'Abitibi, sur la Côte-Nord et sur les Territoires Cris de la Baie-James et au Nunavik. Durant ces épidémies et à l'intérieur des régions touchées, des individus d'autres espèces fauniques ou domestiques peuvent être infectés par les renards enrégés. En ce qui concerne les régions moins habitées où la rage est endémique, la prudence est de mise car la surveillance de la rage animale y est moins active.

Le deuxième cycle est celui associé aux chauves-souris et est relié à une variante du virus. Il semble que la rage de la chauve-souris puisse se manifester partout où vivent ces mammifères. La fréquence de chauves-souris diagnostiquées rabiques est relativement constante d'une année à l'autre. Bon an mal an, environ 5 % à 7 % des spécimens de chauves-souris soumis aux laboratoires de l'Agence canadienne d'inspection des aliments sont positifs à la rage. La transmission de cette variante du virus de la rage à d'autres espèces animales est con-

nue mais rare, des cas ayant été détectés au Québec chez deux bovins, un cheval et un raton laveur. Le potentiel de transmission aux animaux domestiques et à l'homme est donc réel partout où se retrouvent des chauves-souris. Soulignons que la morsure de chauve-souris est très fine, pouvant donc passer inaperçue.

Une autre variante du virus de la rage est celle associée aux populations de rats laveurs. Celle-ci n'a toutefois jamais été observée au Québec bien qu'elle fasse l'objet d'une surveillance intensive, compte tenu de sa présence en Ontario et au Nouveau-Brunswick ainsi que dans les états américains limitrophes de New York, du Vermont, du New Hampshire et du Maine. Plusieurs autres États américains sont aussi touchés. Depuis 2001, au Québec, plus de 300 rats laveurs trouvés morts ou ayant un comportement suspect ont été analysés et les résultats se sont tous avérés négatifs.

La rage et la santé publique

Bien que le nombre de cas de rage humaine soit très faible au Québec comme dans l'ensemble de l'Amérique du Nord, il est important de porter une attention particulière à cette infection car elle entraîne la mort en l'absence de vaccination post-exposition.

Quoique ces événements soient très rares, des communiqués et des conférences de presse sont produits afin d'informer la population lors de situations particulières. Par

ailleurs, de l'information est régulièrement transmise à la population quant aux mesures de prévention et de protection à adopter dans le but de prévenir la rage humaine.

Les personnes mordues ou potentiellement exposées sont orientées vers les médecins et les infirmières. Les directions de santé publique soutiennent ces cliniciens dans l'évaluation de l'exposition potentielle afin de déterminer l'indication de la prophylaxie post-exposition contre la rage.

La période d'incubation de la maladie est variable. Elle peut être de quelques jours comme de plusieurs années, mais en moyenne, les symptômes apparaissent de 20 à 60 jours après l'exposition. Les premiers symptômes ne sont pas spécifiques à la rage et peuvent ressembler à ceux d'une grippe: fièvre, fatigue et maux de tête pouvant persister quelques jours. La personne atteinte pourra toutefois ressentir de la douleur ou des engourdissements au site d'infection. Peu après, apparaissent des symptômes plus spécifiques et plus graves. La personne atteinte devient anxieuse, confuse, souffre d'insomnie, d'agitation, d'hallucinations ainsi que d'hyperactivité dans la forme de la maladie appelée «rage furieuse» ou de paralysie dans la forme dite «rage muette». Cette phase, qui dure de 2 à 10 jours, est suivie d'une paralysie généralisée, du coma et de la mort. Dans plusieurs cas, des spasmes intenses et douloureux se produisent dans la gorge et dans les



muscles de la poitrine lorsque la personne avale. Ces spasmes peuvent être provoqués par la simple vue de l'eau; d'ailleurs l'hydrophobie, c'est-à-dire la crainte morbide de l'eau, est l'une des manifestations de la rage.

Dès que les symptômes de la maladie apparaissent, il n'existe aucun traitement spécifique efficace. Toutefois, compte tenu que le virus prend un certain temps à atteindre le cerveau, il est possible de vacciner la personne potentiellement infectée dans les heures ou les jours qui suivent la morsure ou une autre exposition significative au virus. Cette vaccination ou prophylaxie post-exposition est très efficace et permet d'empêcher le développement de la maladie.

Programme de lutte antirabique

Le contrôle de la rage chez les animaux constitue le premier jalon de la prévention de la rage chez l'humain. La rage, animale ou humaine, est une maladie à déclaration obligatoire aux autorités sanitaires. Un programme de prévention, de surveillance et de contrôle de la rage animale a également été mis en place par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) dans le but, entre autres, de faire enquête sur tous les cas soupçonnés, de poser un diagnostic et, si la situation l'exige, de mettre en quarantaine tous les animaux soupçonnés d'être enragés ou ayant été exposés au virus.

Les propriétaires d'animaux de compagnie ont par ailleurs un rôle

important à jouer en faisant vacciner leurs animaux contre la rage.

Vaccination des chiens dans le nord québécois

Au nord du 50° parallèle, le problème de la rage a été jugé assez important pour justifier l'existence d'un programme spécifique de vaccination antirabique des chiens âgés de plus de trois mois. Ce programme, effectif depuis une vingtaine d'années, est une réalisation conjointe du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), de la Direction de santé publique (DSP) du Nunavik, de l'administration régionale Kativik et de la Direction de santé publique des Territoires Cris de la Baie-James.

Vaccination d'animaux sauvages

Afin de détecter l'entrée de la rage affectant le raton laveur au Québec et, le cas échéant d'en limiter la dispersion, le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec en partenariat avec l'ACIA, les DSP de l'Estrie et de la Montérégie, la Société de la faune et des parcs du Québec, le MAPAQ et la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal ont mis sur pied un programme de surveillance active de la rage du raton laveur le long de la frontière avec les États-Unis et un plan de contrôle d'urgence dans l'éventualité où un premier cas serait détecté. Entre 1999 et 2001, ce programme était assorti d'une campagne de vaccination préventive à grande échelle créant ainsi une barrière immunologique. Puisqu'il est impossible d'effectuer une vaccination par injection

intramusculaire de chacun des animaux sauvages visés, une vaccination orale a été utilisée. Il s'agit d'appâts vaccinaux contenus dans des sachets, pouvant être largués à partir d'un avion. L'animal ingère l'appât, perfore le sachet contenant le vaccin et il acquiert l'immunité contre la rage. En 2002, cette vaccination en territoire québécois a pris fin, mais la collaboration au programme de surveillance active avec les autorités américaines a été maintenue. Une surveillance particulière est effectuée en Montérégie et en Estrie, sur une bande de 20 kilomètres de largeur longeant la frontière du Québec avec les États de New York, du Vermont et du New Hampshire. La population de ces régions collabore à cette surveillance par le signalement à SOS Braconage de rats laveurs, de mouffettes et de renards trouvés morts.

Sources

Agence canadienne d'inspection des aliments, Fiche de renseignements sur la rage. www.inspection.gc.ca/francais/anima/heasan/disemala/rabrag/rabragfsf.shtml

Agence de développement de réseaux locaux de services de santé et de services sociaux de la Montérégie. Communiqué, 8 juillet 2004. Aide technique aux communautés nordiques pour la protection des chiens contre la rage. www.agr.gouv.qc.ca/qasa/cqiasa/desa/Rage_prog.html

Deshaies, D., Contacts avec les chauves-souris, quand faut-il offrir la prophylaxie post-exposition contre la rage?, *Le Médecin du Québec*, vol. 37 (7) :93-96

Direction de santé publique de Montréal, *Prévention en pratique médicale*, Maladies infectieuses, Juin 2002. www.santepub.mtl.qc.ca/Publication/pdfppm/ppmjuin02.pdf

Lagacé, F., L'histoire de la rage au Québec de 1958 à 1997. *Le médecin vétérinaire du Québec*, Volume 28, numéro 3, Automne 1998.

MAPAQ, bulletin Raizo (Réseau d'alerte et d'information zoosanitaire), No 30, 8 mars 2004.

Santé Canada, Direction générale de la santé de la population et de la santé publique. www.hc-sc.gc.ca/hpb/lcdc/publicat/ccdr/00vol26/rm2624fb.html

Gouvernement du Québec, MSSS, Protocole d'immunisation. 2004.



ACTUALITÉS

Programme de prévention des décès et des maladies associés aux épisodes de chaleur accablante

La Direction de santé publique (DSP) de Montréal entame sa nouvelle programmation en matière de prévention des décès et des maladies associés aux épisodes de chaleur accablante. Les premières versions du programme ont permis de compléter une recension des écrits sur les impacts sanitaires des épisodes de chaleur accablante et de proposer une approche de santé publique visant à informer la population des effets des canicules sur la santé et des moyens de prévention. Parallèlement à ces démarches, un programme de recherche a été élaboré visant à mieux caractériser la situation montréalaise et à adapter les approches de prévention.

Le programme actuel est composé des cinq volets suivants: vigie, surveillance et recherche; campagne d'éducation et de sensibilisation; plan d'alerte et de mobilisation; programme de lutte contre les îlots de chaleur urbains; programme de lutte contre les gaz à effet de serre. Les deux derniers volets visent des améliorations environnementales à moyen ou à long terme. Nous décrirons ici les grandes lignes des trois premiers volets qui sont déjà en application cet été.

Vigie, surveillance, recherche

Ces activités peuvent être divisées en deux grandes catégories, soit:

- 1- estimer l'impact des épisodes de chaleur accablante sur la morbidité et la mortalité à Montréal et établir un système de surveillance de ces impacts en temps réel à utiliser de façon concomitante avec les données météorologiques pour le déclenchement des avis et des alertes sanitaires;
- 2- mieux documenter le comportement préventif des personnes vulnérables aux effets de la chaleur et mieux comprendre le profil de climatisation et de soins apportés en période de chaleur dans les différents types de centres de soins de longue durée.

Campagne d'éducation et de sensibilisation

Cette année, la DSP a entrepris une vaste campagne d'éducation pour rejoindre la population en général et la population plus vulnérable à l'aide d'un message préventif (voir dépliant à www.santepub-mtl.qc.ca). La DSP a également rejoint les différentes ressources relais (médecins, gestionnaires et personnel des établissements de santé, résidences privées, ville et arrondissements, ONG, etc.). En effet, l'expérience européenne et d'autres qui l'ont précédée ont démontré que les personnes vulnérables qui sont isolées sont particulièrement à risque de présenter des

problèmes de santé en période de chaleur accablante. En conséquence, il faut insister sur l'importance d'être vigilant en période de canicule pour s'assurer que les personnes plus vulnérables ne soient pas laissées seules et qu'elles puissent mettre en application les diverses mesures préventives. Les avertissements de chaleur accablante émis par Environnement Canada lorsque la température atteint 30°C et plus et que l'indice humidex atteint 40 et plus faciliteront la diffusion du message préventif.

Plan d'alerte et de mobilisation

Les intervenants de santé publique doivent également se préparer pour des situations extrêmes qui nécessiteront la mise sur pied d'un plan d'alerte et de mobilisation en collaboration avec les autorités municipales et d'autres ressources relais tels les ONG et les CLSC. Entre autres choses, un tel plan prévoit un contact accru auprès de personnes à risque et la mise en disponibilité d'abris climatisés et du transport pour s'y rendre. Les critères utilisés pour mettre ce plan en marche sont basés sur l'expérience française de l'été 2003, l'analyse de l'association entre la mortalité et certains facteurs météorologiques pour Montréal ainsi que la surveillance de la mortalité et de la morbidité en temps réel à Montréal. Enfin, il est à souligner que la DSP travaille de concert avec l'Agence de développement de réseaux locaux de



services de santé et de services sociaux et des établissements du réseau de la santé afin que ces derniers se dotent d'un plan de mesures d'urgence adapté à la chaleur d'ici 2005.

Source : Norman King, avec la collaboration de l'Unité SATE et de l'équipe des Mesures d'urgence de la DSP de Montréal.

Des changements à l'indice UV

Cette année encore, plusieurs milliers de nouveaux cas de mélanome seront diagnostiqués au Canada et plusieurs centaines d'hommes et de femmes mourront de ce type de cancer. À la suite de récents progrès scientifiques, Environnement Canada a apporté des modifications à son indice UV, système utilisant une échelle numérique pour renseigner les gens sur l'intensité des rayons ultraviolets provenant du soleil. Essentiellement, plus le chiffre est élevé, plus les rayons sont intenses et plus il est important de se protéger. Au Canada, l'indice s'étend de 0 à 10, puisqu'il est très rare qu'il atteigne 11 ou plus, situation toutefois assez courante dans les régions tropicales. Des recherches ont entre autres amélioré la compréhension scientifique de l'ozone stratosphérique et du rayonnement UV, améliorations ayant été intégrées à l'indice. En outre, les prévisions relatives à l'indice tiennent maintenant compte de l'accroissement du rayonnement UV en fonction de l'altitude et du réfléchissement de la neige. Malgré ces changements, les indices ne seront que légèrement plus élevés

la majorité du temps, mais ils le seront nettement plus les jours ensoleillés quand le sol est recouvert de neige. Au lieu de n'être inclus que dans les prévisions publiques diffusées d'avril à septembre, l'indice sera mentionné tous les jours de l'année dès qu'un niveau de 3 ou plus sera observé. Autrefois, les valeurs de l'indice UV étaient réparties en quatre catégories, soit bas, modéré, élevé et extrême. Les seuils des catégories ont été modifiés et une catégorie « très élevé » a été ajoutée. Enfin, les mesures de protection personnelle à prendre pour se protéger des rayons UV ont été mises à jour pour chaque catégorie de l'indice. [JML]

Source : Envirozine, juin 2004.

Fluoration de l'eau potable

La prévention de la carie dentaire est une priorité de santé publique au Québec et la question du fluor suppose une gestion qui repose sur un équilibre entre la prévention de la carie et de la fluorose dentaire. La carie dentaire est une maladie infectieuse d'origine bactérienne. Les facteurs en jeu dans son apparition sont d'ordre biologiques, environnementaux et comportementaux. Les effets bénéfiques de la fluoration de l'eau sur la prévention de la carie dentaire ont été bien démontrés. Toutefois, la quantité de fluor naturel ou ajouté dans l'eau potable influence l'exposition de la population. En quantité trop importante, sa présence peut entraîner la fluorose dentaire, affection caractérisée par des taches sur l'émail des dents. Le 24 juin 2004, le règle-

ment fixant la concentration optimale en fluor pour prévenir la carie dentaire est entré en vigueur, portant à 0,7 mg/L la concentration en fluorure de l'eau potable fluorée artificiellement. Ce changement de la concentration optimale vise uniquement à diminuer l'apport total en fluorure provenant de sources diverses (dentifrice, rince-bouche, eau fluorée, etc.). De plus, cette mesure de santé publique permet de rejoindre l'ensemble de la population et tout particulièrement les personnes vivant en situation de pauvreté, pour qui l'accès aux autres mesures de prévention de la carie dentaire est parfois difficile. [CL]

Agence de santé publique du Canada

Le gouvernement fédéral a récemment annoncé la mise sur pied de l'Agence de santé publique du Canada. La création de cette Agence s'inscrit dans la volonté du Canada de renforcer sa capacité en matière de prévention des maladies et de protection de la santé. Elle fait notamment suite aux recommandations du Dr David Naylor, doyen de la Faculté de médecine de l'Université de Toronto, à qui l'on avait confié la mission de trouver des moyens pour améliorer le système canadien de santé publique. L'Agence de santé publique du Canada, dont les principaux axes d'activités sont les maladies infectieuses, les préparatifs d'urgence et les maladies chroniques, doit permettre de doter le pays d'un centre nerveux de recherche et d'expertise en matière de santé publique. L'Agence repose-



ra sur deux piliers situés à Ottawa et Winnipeg mais également sur un réseau de centres spécialisés à travers le pays. Selon de récentes prévisions, les centres de collaboration en santé publique devraient être

situés dans le Canada Atlantique, au Québec, en Ontario, dans les Prairies et en Colombie-Britannique. Le Québec, pour sa part, pourrait se voir confier l'évaluation de l'impact des politiques publiques

sur la santé et le bien-être des Canadiens de même que l'évaluation des risques sanitaires [KC].

Source : Communiqué Santé Canada, mai 2004.

PUBLICATIONS

Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine

L'adoption du *Règlement sur la qualité de l'eau potable* en juin 2001 par le gouvernement du Québec a engendré des changements importants dans la gestion de l'eau potable. À la suite de l'adoption de ce règlement et dans le cadre de ses activités de soutien aux directions de santé publique, le Groupe scientifique sur l'eau de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a réalisé un ensemble de fiches synthèses sur les principaux paramètres du règlement ainsi que sur certaines conduites à tenir en cas de problème de qualité de l'eau. Ces fiches présentent notamment les effets possibles à la santé associés à une exposition à divers contaminants de nature microbienne ou chimique. Elles visent également à expliquer la base des normes de qualité de l'eau potable au Québec, les recommandations élaborées par Santé Canada, les normes de l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (US EPA) ainsi que les valeurs guides de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). Ces fiches d'information, disponibles

sur le site Web de l'INSPQ [www.inspq.qc.ca], ont été produites avec un très grand souci de rigueur scientifique et doivent être considérées comme un condensé de la littérature scientifique disponible au moment de leur rédaction.

Source : Karine Chaussé, INSPQ.

Du nouveau sur la qualité de l'air

Les renseignements concernant la qualité de l'air sont maintenant disponibles pour le public à toutes les heures. L'indice de qualité de l'air, composé à partir des mesures d'ozone, des particules fines, du dioxyde de soufre, du dioxyde d'azote ainsi que du monoxyde de carbone, peut être aisément consulté à même une carte géographique du Québec à l'adresse www.menv.gouv.qc.ca/air/iqa/index.htm. Ce travail est le fruit d'une collaboration entre le ministère de l'Environnement du Québec (MENV), le ministère de la Santé et des Services sociaux, Environnement Canada et la Ville de Montréal. Pour obtenir des précisions sur le sujet, il est possible de communiquer avec le service

d'accueil du MENV au 1 800 561-1616 ou pour la région de Québec, au 418-521-3830.

Une mise à jour de la documentation portant sur les effets du chauffage au bois sur la santé et l'environnement a également été effectuée par le MENV. Le chauffage au bois est reconnu comme un source d'émission de particules fines, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et de composés organiques volatils qui peuvent affecter la qualité de l'air extérieur et intérieur. Le nouveau dépliant intitulé : *Le chauffage au bois : pas aussi « inoffensif » qu'on voudrait bien le croire!* présente de manière succincte les mesures de base à respecter afin de limiter l'exposition de la population aux contaminants générés par ce type de chauffage. Sur le site Web du même ministère, il est également possible de consulter plusieurs rubriques qui traitent du sujet. On y retrouve, par exemple, la chronique environnementale de décembre 2003 (www.menv.gouv.qc.ca/chronique/index.htm) et une section s'adressant aux jeunes (www.menv.gouv.qc.ca/jeunesse/chronique/index.htm).



Enfin, dans la série « Votre santé et vous » produite par Santé Canada, une nouvelle fiche de renseignements intitulée *Le trafic routier et la pollution atmosphérique* a été publiée en mai 2004. On y rappelle, entre autres, que malgré une réglementation stricte sur la performance des moteurs et la composition des carburants, la quantité totale de pollution produite par le trafic routier est toujours préoccupante en raison de l'augmentation du nombre de véhicules et de l'utilisation de véhicules utilitaires sports. La fiche énumère les polluants impliqués et mentionne les principaux effets sur la santé. De plus, le lecteur y retrouve les mesures à prendre afin de contribuer à réduire les risques associés à ces polluants. L'ensemble des fiches de renseignements est disponible sur le site Web de Santé Canada à l'adresse www.hc-sc.gc.ca/francais/vsv/. [CL]

Culture en milieu urbain et risques à la santé

D'ici 2016, le gouvernement du Royaume-Uni prévoit la construction de 4,4 millions d'habitations. Les territoires visés pour ces nouvelles maisons sont principalement situés en milieu urbain et plusieurs d'entre eux sont des sites vacants, abandonnés ou encore contaminés par les activités industrielles passées, en particulier l'industrie de l'acier au XIX^e siècle et l'industrie chimique et manufacturière au XX^e siècle. Les agences responsables de la santé et de l'environnement exigent toutefois des analyses de sols afin d'éviter d'exposer la popu-

lation à cette contamination. Lorsque ces analyses révèlent des dépassements des valeurs guides, il est alors recommandé de procéder à une évaluation du risque à la santé et de proposer des mesures de restauration pour les sites en question. C'est dans ce contexte qu'une étude examinant de plus près les risques associés à la consommation des produits du potager dans un secteur urbain de la région des West Midlands a été effectuée (Hough, R.L. et al. *Assessing Potential Risk of Heavy Metal Exposure from Consumption of Home-Produced and Vegetables by Urban Populations*, *Environ Health Perspect*, 112(2), 2004 :215-221). Pour ce faire, un indice de risque a été créé à partir de l'estimation des concentrations de métaux lourds dans neuf légumes couramment cultivés par la population, de l'estimation des quantités habituellement consommées par les différents groupes d'âge de la population, de l'estimation de l'exposition aux métaux lourds par l'ingestion de terre et l'inhalation de poussières. Les chercheurs ont également pris en compte les caractéristiques géochimiques du territoire. Les métaux lourds concernés étaient le plomb, le cadmium, le zinc, le cuivre et le nickel. Le risque a été évalué pour trois sous-groupes de la population en fonction de leur consommation: un groupe moyennement exposé (50^e percentile), un groupe ayant une exposition élevée (95^e percentile) et un groupe d'enfants de deux ans ayant une exposition élevée (95^e percentile). Les résultats montrent que pour le groupe moyennement exposé, l'in-

dice de risque est inférieur à 1 pour 89 % de cette population. Pour le groupe à exposition plus élevée, 44 % de celui-ci a un indice de risque situé entre 1 et 2, 52 % a un indice de risque situé entre 2 et 3 et 4,2 % de 3 et plus. Chez les enfants à exposition élevée, la plupart (52 %) d'entre eux ont un indice de risque entre 2 et 3. Seulement 3,9 % ont un indice plus faible que 2 alors qu'il se situe entre 3 et 4 chez 30 % d'entre eux. Finalement, 14 % ont un indice de risque supérieur à 4. Les auteurs rappellent que l'indice de risque est basé sur des estimations très conservatrices qui contiennent plusieurs facteurs d'incertitude. L'étude est de plus basée sur la prémisse que tous les terrains résidentiels possèdent un jardin potager ce qui est irréaliste en milieu urbain. Toutefois, un indice de risque plus élevé que 1 n'est pas souhaitable pour ce type d'utilisation du territoire. Des mesures de restauration devraient donc être entreprises lorsque cette situation se présente. Les résultats présentés sur les cartes montrent que les secteurs les plus contaminés seraient ceux situés près des grands axes de circulation, élément qui devra être pris en considération dans la planification du développement urbain. [CL]

Champs magnétiques et planchers chauffants en milieu scolaire

La Direction de santé publique de la Capitale nationale a procédé à l'évaluation des niveaux de champ magnétique de 60 Hertz (Hz) dans dix écoles d'une commission



scolaire de la région de Québec pourvues de planchers électriques chauffants. Les mesures prises à 50 et 100 cm de hauteur montrent des niveaux plus élevés pour les planchers chauffants munis d'un dispositif de transformation de tension. Ainsi, les moyennes de champ magnétique dans les trois locaux pourvus de tels équipements se situent entre 31 et 39 micro-Tesla (μT) à une hauteur de 50 cm. Des mesures additionnelles prises au niveau du sol (valeur maximale observée de 500 μT) peuvent dépasser les recommandations de certaines organisations reconnues dont l'*International Commission on Non Ionizing Radiation Protection* (ICNIRP) de 83 μT pour la population en général, ou de l'*American Conference of Governmental Industrial Hygienist* (ACGIH) de 100 μT pour les porteurs de stimulateur cardiaque. Dans les locaux pourvus d'un plancher chauffant sans dispositif de transformation de tension, les niveaux de champ magnétique sont nettement inférieurs, avec des moyennes se situant entre 0,05 et 2,4 μT à une hauteur de 50 cm. Des recommandations sont proposées aux commissions scolaires, notamment la réalisation d'un inventaire exhaustif des planchers chauffants dans les locaux scolaires; la mesure des champs magnétiques lorsque les locaux sont pourvus d'un plancher chauffant avec dispositif de transformation de tension et enfin; lorsque le niveau de champ magnétique est élevé, l'installation d'une minuterie sur le thermostat de ce type de plancher afin d'éviter la mise en marche du système

lorsque les enfants se trouvent dans les locaux. Pour obtenir une copie du rapport « *Niveau de champ magnétique en milieu scolaire résultant de l'utilisation d'un plancher électrique chauffant*, Gauvin *et al.* 2003 », faites parvenir un chèque à l'ordre du CHUQ CHUL au montant de 7,49 \$ à Sylvie Bélanger (418-666-7000, poste 217 ou s_belanger@sss.gouv.qc.ca) de la Direction de santé publique de la Capitale nationale. Le rapport est également disponible à l'adresse suivante: www.rsss03.gouv.qc.ca/D-Publications-DSPQ08.html.

Source: Denis Gauvin, DSP de la Capitale nationale.

Taux élevé de plomb sanguin

L'addition de plomb dans les peintures était autrefois répandue. Le plomb est un métal dont la toxicité sur les systèmes sanguin, rénal et nerveux, est fortement dépendante de la dose d'exposition. L'exposition chronique au plomb peut mener à un retard de développement et, lorsque les concentrations sanguines sont très élevées, à une encéphalopathie aiguë. Cependant, la plupart des patients présentant des niveaux élevés de plomb sont asymptomatiques ou présentent divers symptômes non spécifiques tels que de l'anorexie, des vomissements ou des douleurs abdominales. Les groupes à risque élevé incluent les enfants de 9 mois à 3 ans et les personnes vivant près de sources de pollution contenant du plomb. Bien que l'empoisonnement au plomb soit maintenant rare au

Canada, l'exposition provenant d'une source environnementale possible doit être considérée si un patient présente un taux élevé de plomb sanguin. On doit notamment considérer les enfants présentant un comportement pica (ingestion compulsive de substances non nutritives) ou ceux présentant une anémie microcytaire nouvellement diagnostiquée. Mais si l'empoisonnement au plomb est maintenant rare, certains cas surviennent encore. C'est le cas notamment d'un garçon de 4 ans ayant été référé à un département d'urgence pour une évaluation et un traitement plus approfondis (Lavoie, P.M. et B. Bailey, 2004. Lead poisoning from « lead-free » paint. *CMAJ*, 170(6) : 956). Bien que le garçon se portait bien, sa mère avait noté qu'il ingérait des écailles de peinture provenant des murs de leur nouvelle maison construite dans les années 1950 et avait fait part de son inquiétude à son médecin traitant. À l'examen, le garçon avait des écailles de peinture sous les ongles, et son niveau de plomb dans le sang était très élevé, soit 4,70 $\mu\text{mol/L}$, le niveau d'intervention adopté par les autorités canadiennes de santé pour les jeunes enfants étant de 0,48 $\mu\text{mol/L}$. Une radiographie abdominale indiqua une matière radio-opaque au niveau du gros intestin. Le garçon fut admis à l'hôpital où il a subi un lavage de l'intestin ainsi qu'une première chélation parentérale. Des morceaux de peinture ont été aperçus dans le flux rectal jusqu'à 36 heures après le déclenchement du lavage de l'intestin. Après un second cycle



de chélation, le garçon a été retourné à la maison avec une plombémie de 1,73 $\mu\text{mol/L}$. Aucun autre membre de la famille n'a présenté des niveaux élevés de plomb sanguin. Une visite à la maison a révélé la présence de nombreuses écailles de peinture sur les murs de la maison, principalement dans la salle de bain, où l'enfant s'y cachait apparemment pour en ingérer des morceaux. Bien que l'examen des écailles de peinture de la maison ait démontré qu'elles contenaient du plomb, les concentrations étaient sous les limites permises de 0,5 % en poids sec. Aucune autre source de plomb n'a été trouvée dans l'environnement intérieur de la maison. [JML]

Analyse de risque chez les enfants

Les experts de l'analyse de risque reconnaissent que les enfants ne

doivent pas être considérés comme de petits adultes dans le cadre d'une évaluation du risque. Tous conviennent en effet de l'importance d'adopter une démarche spécifique à cette période de la vie qui s'étend de la conception à l'adolescence que ce soit dans l'organisation, l'évaluation et l'incorporation des données existantes. En 2001, un atelier multidisciplinaire réunissant des experts nord-américains provenant d'universités, du gouvernement, de l'industrie et de la santé publique s'est déroulé au Vermont. Le *Risk Science Institute*, de l'*International Life Science Institute*, était responsable de cette rencontre au cours de laquelle les experts ont établi les bases d'un cadre d'évaluation des risques pour les enfants. Dans sa parution de février 2004, la revue *Environmental Health Perspectives* propose trois monographies sur le sujet dont celle de Daston *et al.* (A

Framework for Assessing Risks to Children from Exposure to Environmental Agents, 112 :238-256) qui examine en détail les questions particulières relatives à chacune des étapes du processus d'évaluation du risque soit lors de la formulation du problème, de l'analyse en elle-même et finalement, de l'évaluation finale. De plus, les implications au niveau de la toxicocinétique (absorption, distribution, métabolisme et excrétion, facteurs physiologiques et comportementaux) et de la toxicodynamique (en fonction des stades de développement) sont étayées à l'aide de nombreux exemples. Même si cet article s'adresse d'abord aux spécialistes en analyse de risque, sa lecture permet de mieux comprendre les fondements du concept que les auteurs appellent l'« évaluation développementale du risque ». [CL]



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 418-654-3132; claire.laliberte@inspq.qc.ca. Rédaction et révision de textes : Jean-Marc Leclerc, Claire Laliberté et Denise Phaneuf. Collaboration : Karine Chaussé. Abonnement gratuit : Diane Bizier-Blanchette, téléphone 418-650-5115, poste 5220, télécopieur 418-654-3134, diane.bizier.blanchette@inspq.qc.ca

**Institut national
de santé publique**

Québec 