



Risques sanitaires potentiels associés aux
altérations des fondations de bâtiments
par la pyrrhotite

INSTITUT NATIONAL
DE SANTÉ PUBLIQUE
DU QUÉBEC

Québec 

Risques sanitaires potentiels associés aux altérations des fondations de bâtiments par la pyrrhotite

Direction de la santé environnementale
et de la toxicologie

Février 2014

AUTEURS

Patrick Poulin, agent de planification, de programmation et de recherche
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Marie-Hélène Bourgault, conseillère scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Jean-Marc Leclerc, conseiller scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

AVEC LA COLLABORATION DE

Michel Preda, agent de recherche
Département des sciences de la Terre et de l'atmosphère
Université du Québec à Montréal

MISE EN PAGES

Evelyne Chalandon, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Nicole Dubé, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Institut national de santé publique du Québec

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

DÉPÔT LÉGAL – 2^e TRIMESTRE 2014
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 978-2-550-70432-4 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2014)

SOMMAIRE

La présence de pyrrhotite dans les ouvrages de béton coulé est susceptible d'engendrer leur détérioration. Bien que le survol de la littérature effectué n'ait pas permis d'identifier de risques sanitaires directement associés à la présence de pyrrhotite dans les fondations de bâtiments, celle-ci pourrait théoriquement mener, dans certaines circonstances et de façon indirecte, à une altération de la qualité de l'air intérieur des bâtiments concernés, laquelle pourrait à son tour mener à des risques pour la santé du système respiratoire des occupants. En effet, la détérioration des fondations de bâtiment pourrait favoriser l'infiltration de gaz d'origine souterraine (tel le radon) ou encore d'eau, sous forme liquide ou gazeuse, propice au développement des moisissures et d'acariens. Parallèlement, l'augmentation de l'humidité relative dans l'air intérieur est également susceptible de contribuer aux émissions de formaldéhyde en provenance de divers matériaux et fournitures synthétiques. Selon les informations compilées, le contrôle de l'activité volumique du radon, des infiltrations d'eau ainsi que de l'humidité relative dans l'enceinte des bâtiments contribuerait à diminuer les risques sanitaires indirects identifiés.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 RÉSULTATS	3
1.1 Description des problèmes structuraux occasionnés par la pyrrhotite	3
1.2 Description des processus d'oxydation impliquant la pyrrhotite.....	4
1.2.1 Réactions et produits d'oxydation.....	4
1.2.2 Principaux coproduits d'oxydation de la pyrrhotite.....	5
1.3 Risques sanitaires liés à la qualité de l'air intérieur indirectement affecté par la dégradation des fondations par la pyrrhotite	6
1.3.1 Infiltration de radon	7
1.3.2 Infiltration d'eau.....	7
CONCLUSION	9
RÉFÉRENCES	10
ANNEXE 1 INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES SUR LES RISQUES ATTRIBUABLES AUX INFILTRATIONS DE RADON ET À LA PRÉSENCE D'HUMIDITÉ EXCESSIVE	14

INTRODUCTION

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été rédigé à l'attention de la Direction de santé publique (DSP) de la Mauricie et du Centre-du-Québec afin de la soutenir dans son mandat d'informer la population sur les facteurs de risque susceptibles d'affecter sa santé. Les auteurs tiennent à souligner que le document a pour objectif de faire état des principales tendances qui se dégagent de la littérature à l'égard du sujet traité. Il ne s'agit donc pas d'un ouvrage exhaustif issu d'une revue systématique de la littérature. Il est également à noter que ce document a été soumis à la révision d'un spécialiste du domaine de la minéralogie afin d'assurer la validité des éléments de nature géochimique qui y sont présentés.

MISE EN CONTEXTE

Les circonstances entourant la présence de pyrrhotite dans le béton des fondations de nombreux bâtiments de la région de Trois-Rivières ont fait couler beaucoup d'encre au cours des dernières années. D'après la littérature consultée, cette situation unique dans les annales de la construction canadienne a causé des dégâts majeurs à de nombreux bâtiments, tant privés que publics.

En effet, des granulats présentant des traces de pyrrhotite en provenance de carrières locales auraient été utilisés dans les années 1990 dans plusieurs ouvrages de béton coulé de la Mauricie (Lapresse.ca 2013/04/01). L'utilisation de ces granulats aurait commencé dans un contexte où les organismes réglementaires s'interrogeaient quant aux normes et aux contrôles en vigueur dans cette industrie. Parallèlement, à cette situation, de très nombreux cas de gonflement de remblais riches en pyrite étant répertoriés dans les régions de Montréal et de la Montérégie, un comité technique québécois a mis au point, en 1999, une méthode qui permettait d'évaluer le potentiel de gonflement des agrégats et d'en certifier la qualité. Il s'agissait de la certification « DB » (pour « dalle de béton »), appliquée volontairement par la majorité des producteurs de granulats (Lapresse.ca 2013/04/01; APCHQ, 2013). Toutefois, en dépit de l'existence de cette certification, l'utilisation de granulats non certifiés se serait poursuivie jusqu'à la fin de l'année 2008. (Lapresse.ca 2013/04/01). Depuis, des recours en justice ont été intentés par les propriétaires des bâtiments touchés et d'autres pourraient être intentés contre les exploitants des entreprises concernées par la problématique (Radio-Canada.ca 2013/04/26).

Au moment de la rédaction du rapport, de nombreuses familles de la région de la Mauricie, principalement concentrées dans la ville de Trois-Rivières, sont touchées par cette problématique. Selon la [Coalition Proprio-Béton](#), des données compilées par l'estimateur de la Cour dénombrèrent pas moins de 980 victimes au 27 octobre 2011, incluant 15 propriétaires de commerces. La coalition estimait alors ce nombre à 1 015 victimes parmi lesquelles 700 sont couvertes par un plan de garantie « maisons neuves », 300 ne sont pas couvertes par un tel plan et 15 sont des propriétaires de commerces. La [Ville de Trois-Rivières](#), quant à elle, estime à 650 le nombre de résidences actuellement touchées, dont 500 seraient couvertes par le plan de garantie des bâtiments résidentiels neufs. La majorité de ces résidences se trouve sur le territoire de la Ville de Trois-Rivières.

MANDAT CONFIE À L'INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC

Dans une lettre adressée à l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) en date du 10 septembre 2013, la DSP de la Mauricie et du Centre-du-Québec mentionnait avoir reçu une demande d'investigation des effets de la pyrrhotite sur la santé de la part d'un organisme de la région venant en aide aux victimes de la pyrrhotite.

La demande stipulait que les propriétaires de résidences privées aux prises avec un problème de pyrrhotite étaient susceptibles de subir un stress important pouvant entraîner des conséquences sur leur santé psychologique, sociale et physique. Cette demande indiquait également que la dégradation des fondations serait susceptible d'affecter les conditions de l'environnement intérieur, de même qu'entraîner certains problèmes sanitaires notamment découlant de la présence de gaz sulfurés, de moisissures et de radon.

C'est dans ce contexte que la DSP de la Mauricie et du Centre-du-Québec a sollicité de la Direction de la santé environnementale et de la toxicologie de l'INSPQ un survol de la littérature portant sur les risques toxicologiques liés à la pyrrhotite par ses professionnels.

Pour répondre à cette demande, la DSP et l'INSPQ ont convenu de produire un bref document descriptif sommaire portant sur :

- la description des problèmes structuraux occasionnés par la pyrrhotite;
- l'identification des problèmes de la qualité de l'air intérieur potentiellement associés à la pyrrhotite;
- l'identification des contaminants potentiellement associés à la dégradation de la qualité de l'air intérieur, de leurs propriétés toxicologiques et des risques qui en découlent.

1 RÉSULTATS

1.1 DESCRIPTION DES PROBLÈMES STRUCTURAUX OCCASIONNÉS PAR LA PYRRHOTITE

La pyrrhotite (anciennement nommée pyrrhotine) est un sulfure de fer possédant un contenu en fer variable (Fe_{1-x}S , x se situant entre 0 et 0,2)¹. Dans les substrats géologiques, la pyrrhotite est fréquemment retrouvée en association avec la pyrite, la sphalérite, la galène et la chalcopryrite. Après la pyrite, la pyrrhotite est d'ailleurs le sulfure de fer le plus commun dans ce type d'environnement (Godbout, 2012). La pyrrhotite est un minéral grenu et compact, appartenant au système hexagonal² et qui possède un éclat faiblement métallique de couleur bronze rougeâtre. Elle est faiblement magnétique et correspond à la transformation de la pyrite à haute température (Foucault et Raoul, 2000). On la retrouve donc dans les faciès métamorphiques des roches sédimentaires ainsi que dans les veines, dykes et filons associés. Pour sa part, la pyrite est un sulfure de fer (FeS_2) jaune vif (brun par altération) largement répandu dans les roches sédimentaires (Foucault et Raoul, 2000).

La présence de ces sulfures de fer (telles que la pyrite et la pyrrhotite) dans les agrégats destinés à la construction est susceptible d'engendrer des problèmes structuraux graves pour les bâtiments en contact ou érigés avec ces matériaux (Penner *et al.*, 1975; ACQC, 2013). Toutefois, la quantité minimale de minéraux sulfurés susceptible d'engendrer des problèmes de déformation n'est pas connue avec certitude. D'après certains rapports, il semble qu'une teneur en poids aussi faible que 0,1 % de pyrite serait suffisante pour occasionner des problèmes (Penner *et al.*, 1975). Alors que Penner *et al.* (1975) mentionnent que les problèmes associés à la présence de pyrite dans les milieux bâtis canadien et québécois seraient essentiellement liés à la présence de remblais contaminés ou de lentilles de pyrite présentes sous les fondations de bâtiments, les problèmes rapportés en lien avec la pyrrhotite sembleraient davantage associés à la présence de granulats contaminés dans les structures de béton. Toutefois, les processus d'altération et les dommages structuraux engendrés par la présence de ces sulfures de fer demeurent de nature comparable (Godbout, 2012; Penner *et al.*, 1975; ACQC, 2013).

De façon générale, les minéraux riches en sulfure de fer présents dans les remblais et granulats utilisés dans le domaine de la construction sont susceptibles de réagir avec l'oxygène existant dans l'eau et dans l'air ambiant et de provoquer la déformation, le gonflement ainsi que la fissuration du béton à plus ou moins long terme, suivant les conditions environnementales auxquelles ils sont exposés. De plus, la vitesse d'altération des fondations pourrait être stimulée par la présence d'eau et d'humidité associée à des infiltrations de surface ou à la fluctuation du niveau de la nappe phréatique. Lorsque ces processus d'altération compromettent l'intégrité des ouvrages, des travaux de réparation majeurs sont souvent nécessaires ce qui engendre des coûts importants (Penner *et al.*, 1975; ACQC, 2013).

¹ Plus exactement $\text{Fe}_{1-x}^{2+}\text{S}$ (réduit) et $\text{Fe}_{2x/3}^{3+}\text{S}$ (oxydé).

² Système cristallin présentant une symétrie de type hexagonal.

1.2 DESCRIPTION DES PROCESSUS D'OXYDATION IMPLIQUANT LA PYRRHOTITE

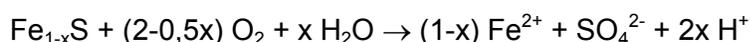
1.2.1 Réactions et produits d'oxydation

Les processus d'oxydation menant à l'altération des minéraux sulfurés présents dans les agrégats utilisés dans les ouvrages de béton s'amorcent lors de leur extraction, sur le site de la carrière. Dès les étapes préliminaires d'extraction et de concassage, les minéraux sulfurés présents dans la matrice lithique sont exposés à l'air et aux intempéries. L'altération de ces sulfures de fer implique divers processus de nature strictement chimique, imputables à des bactéries des groupes *Ferrobacillus*-*Thiobacillus* (naturellement présentes dans l'environnement) ainsi que des processus mixtes (soit de nature biochimique, Penner *et al.*, 1975).

En présence d'eau et d'oxygène, et dans des conditions de $\text{pH} > 4$, on présume que l'agent oxydant prédominant de la pyrrhotite est l'oxygène (Godbout, 2012). La réaction d'oxydation générale de la pyrrhotite sous des conditions potentiellement rencontrées dans les sous-sols de bâtiments est présentée à l'équation 1. À l'instar de tout type de réaction d'oxydation, la vitesse de réaction est contrôlée par la disponibilité des réactifs, par les processus de retrait des produits, par la température et par la présence de processus catalytiques tels que l'activité bactérienne autotrophe³. Dans le cas qui nous concerne plus précisément, l'absence d'humidité et d'oxygène pourrait limiter la vitesse d'oxydation des sulfures présents dans la matrice lithique. De plus, les sous-sols chauffés à des fins résidentielles et professionnelles ou ceux hébergeant des équipements mécaniques ou techniques émettant de la chaleur sont susceptibles d'engendrer une augmentation de la température des matériaux constituant les fondations, ainsi que de la vitesse des processus d'altération impliqués (Penner *et al.*, 1975).

En raison du contenu variable en fer de la pyrrhotite, les réactions d'oxydation pouvant affecter ce minéral sont complexes et les produits qui sont issus des processus décrits ci-dessous nombreux. D'autre part, il est possible de décrire les principales étapes d'oxydation du fer présent dans la pyrrhotite en fer ferrique (Fe^{2+}), puis en fer ferreux (Fe^{3+}) par l'entremise des équations suivantes tirées de Godbout (2012) :

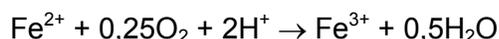
Équation 1



Lors de cette première étape (équation 1), l'oxydation de la pyrrhotite est susceptible d'engendrer du sulfate ferrique ainsi que de l'acide sulfurique. Il est à noter que le nombre de moles d'ion H^+ engendré par l'entremise de la réaction illustrée dans l'équation 1 (qui influence l'acidité du milieu) dépend largement de la stœchiométrie initiale du minéral en présence. De plus, lorsque le potentiel d'oxydoréduction est suffisamment élevé, le fer ferrique peut être oxydé en fer ferreux (voir équation 2).

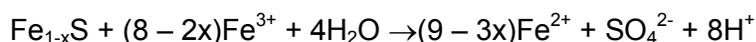
³ Les organismes autotrophes sont capables de se développer sans prélèvement de molécules organiques dans le milieu. L'énergie nécessaire à leur développement provient essentiellement de la photosynthèse ou de la chimiosynthèse (liaisons chimiques).

Équation 2



Le fer ferreux, issu de cette seconde étape (équation 2), qui n'a pas précipité sous forme d'hydroxyde (voir équation 4 section 2.2.2) peut ensuite indirectement participer à l'oxydation de la pyrrhotite résiduelle, et ce, sans le concours de l'oxygène (voir équation 3).

Équation 3



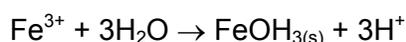
À l'instar de la réaction décrite à l'équation 1, la réaction présentée à l'équation 3 peut mener à des conditions de pH relativement faibles (< 4) qui favorisent le maintien d'une importante quantité d'ions Fe^{3+} en solution dans le milieu (voir équation 2) et par extension, supportent les processus d'oxydation de la pyrrhotite par le fer ferreux.

Il est à noter que dans la foulée de ces réactions, l'oxydation des sulfures de fer en sulfate ferrique [$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$] engendrerait un accroissement de volume de l'ordre de 170 % (Penner *et al.*, 1975). En parallèle à ces réactions, la formation *in situ* d'hydroxyde de fer, de gypse, de jarosite, de thaumasite, d'ettringite, etc. pourrait également contribuer à la déformation du béton. Ce phénomène est nommé « attaque sulfatique » (Godbout, 2012, voir section 2.2.2). Puisque ces minéraux constituent les produits finaux relativement stables, Penner *et al.* (1975) mentionnent que la cristallisation de ces derniers serait, dans certaines circonstances, responsables en majeure partie des déformations observées dans les ouvrages de béton problématiques. D'autre part, Godbout (2012) rapporte que les processus d'oxydation de la pyrrhotite sont parfois incomplets, notamment dans les conditions où l'acidité générée est consommée par diverses réactions. Dans cette situation (conditions favorisées par la présence d'une matrice de carbonate de calcium), l'oxydation de la pyrrhotite par l' O_2 ou Fe^{3+} peut mener à la production de soufre élémentaire.

1.2.2 Principaux coproduits d'oxydation de la pyrrhotite

Lorsque le milieu possède un pH supérieur à 4, le fer ferreux produit par la réaction présentée à l'équation 2 est susceptible de précipiter sous forme d'hydroxyde tel que la ferrihydrite ou la goethite. Comme présenté dans l'équation 4, la précipitation d'hydroxyde de fer est susceptible d'abaisser le pH du milieu (Godbout, 2012).

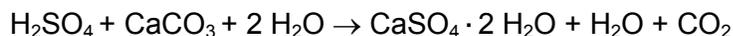
Équation 4



De plus, il est fréquent que les roches sédimentaires et métamorphiques riches en sulfures contiennent de la calcite (CaCO_3) en structure litée ou recristallisée dans des plans de fracture. La présence de ce minéral dans les matériaux de fondation est susceptible d'amplifier les problèmes de déformation associés à la présence de sulfures tels que la pyrrhotite. En effet, la calcite présente dans la matrice lithique est susceptible de réagir avec l'acide sulfurique (H_2SO_4) produit par l'entremise des processus d'oxydation de la pyrrhotite présentés à la

section 2.2.1 pour former du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) conformément à l'équation 5, tirée de Penner *et al.* (1975).

Équation 5



Lorsque la calcite est convertie en gypse, le volume minéral augmenterait du simple au double. De plus, la force résultante de la cristallisation du gypse serait suffisante pour engendrer des déformations additionnelles (Penner *et al.*, 1975).

Une autre constituante minérale fréquemment présente dans les matériaux lithiques riches en sulfure de fer altérés est la jarosite [$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2 (\text{OH})_6$] que l'on reconnaît à sa couleur brun-jaune. L'accroissement du volume engendré par la transformation des sulfures de fer en jarosite serait de l'ordre de 115 % (Penner *et al.*, 1975).

1.3 RISQUES SANITAIRES LIÉS À LA QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR INDIRECTEMENT AFFECTÉ PAR LA DÉGRADATION DES FONDATIONS PAR LA PYRRHOTITE

D'entrée de jeu, la littérature scientifique consultée n'a pas permis d'établir que la présence de sulfures de fer tels que la pyrrhotite dans les fondations des bâtiments puisse affecter directement la qualité de l'air intérieur de ces bâtiments. Seule Godbout (2012) rapporte, d'une part, qu'en milieu acide, la pyrrhotite est susceptible de subir une dissolution non oxydative menant à la formation de H_2S et, d'autre part, que la pyrrhotite intégrée à des remblais miniers cimentés pourrait être impliquée, lors de certaines conditions extrêmes, dans d'intenses processus d'oxydation menant à l'auto-ignition de la masse de remblai et au dégagement de SO_2 . Toutefois, la combinaison de telles conditions s'avère improbable à l'intérieur de fondations de béton coulées, riches en carbonate de calcium et présentant des concentrations de pyrrhotite relativement faibles (M. Preda, communication personnelle). Ainsi, bien que les concentrations de sulfures de fer puissent être suffisantes pour perpétuer le phénomène d'attaque sulfatique et engendrer des déformations structurales au niveau des fondations des bâtiments concernés, les probabilités d'exposition aux gaz sulfurés demeurent, somme toute, très faibles selon les informations répertoriées lors de l'élaboration du présent avis.

De façon générale, la production de H_2S dans les environnements de surface serait essentiellement associée à l'activité bactérienne des milieux anoxiques riches en matière organique (Fanning, 2002; INRS, 2005). De son côté, la production de SO_2 serait étroitement liée à des processus de combustion impliquant du soufre élémentaire ou des sulfures d'hydrogène. Ainsi, les centrales thermiques, certains procédés industriels de même que le transport ferroviaire et maritime constitueraient les principales sources de SO_2 dans l'environnement (U.S. EPA, 2013).

Cependant, il demeure possible que, de façon indirecte, la détérioration précoce par la pyrrhotite des ouvrages de béton servant d'assises aux bâtiments (tant à vocation résidentielle que commerciale) altère la qualité de l'air intérieur des milieux concernés. La dégradation de la qualité de l'air intérieur peut, dans certaines circonstances, entraîner des effets sur la santé des occupants. Il est à noter que les problèmes sanitaires qui pourraient être indirectement

provoqués par la présence de pyrrhotite dans les fondations peuvent tout aussi bien survenir dans d'autres circonstances favorisant une présence accrue de contaminants à l'intérieur.

1.3.1 Infiltration de radon

L'augmentation de la perméabilité des fondations est susceptible de favoriser l'infiltration localisée ou diffuse de gaz d'origine souterraine tel que le radon. Le radon (Rn) est un gaz chimiquement inerte, radioactif, incolore, inodore et insipide (NRC, 1999). Il provient de la désintégration de l'uranium (^{238}U) naturellement présent à l'état de trace dans la majorité des formations géologiques, des sols et des eaux souterraines de même que dans certaines eaux de surface (OMS, 2010). Les facteurs géologiques favorisant la migration et l'accumulation de radon dans les bâtiments incluent notamment la localisation et la teneur en uranium de la formation géologique enrichie, la porosité de celle-ci ainsi que la perméabilité des sols sous-jacents (Dessau *et al.*, 2004). Lorsqu'un ou plusieurs de ces facteurs sont réunis, la probabilité de retrouver du radon dans les bâtiments concernés augmente. Cette vulnérabilité aux infiltrations de radon est également modulée par les caractéristiques structurales du bâtiment (type de construction, type et état des fondations, présence d'entrées de service non scellées au sous-sol, etc.) et certains facteurs humains et environnementaux tels que le mode d'occupation, le mode de ventilation et les conditions climatiques (Archer, 1991; Lévesque *et al.*, 1997). Une fois introduit dans un bâtiment, le radon aura tendance à s'accumuler dans les parties les plus basses de celui-ci. Ce phénomène est essentiellement dû à la densité élevée du radon, mais aussi au fait qu'il s'infiltré dans l'air intérieur par le soubassement des bâtiments.

L'exposition au radon sur une longue période est reconnue comme la première cause de cancer du poumon chez les non-fumeurs et comme la seconde cause chez les fumeurs (MSSS, 2013a, voir en annexe). La concentration de radon dans l'air intérieur d'un bâtiment ne peut cependant être évaluée que par l'entremise d'une mesure de son activité volumique, à l'aide d'un appareil conçu à cet effet (Dessau *et al.*, 2004; Santé Canada, 2012a). Aussi, le gouvernement du Canada recommande de prendre des mesures correctives lorsque la concentration moyenne annuelle de radon dépasse 200 Becquerels par mètre cube (Bq/m^3) dans les aires normalement occupées d'un bâtiment (Santé Canada, 2009). De plus, il est possible de minimiser les risques associés à l'exposition au radon en réduisant l'exposition à la fumée de tabac (MSSS, 2013a).

1.3.2 Infiltration d'eau

Tout comme pour le radon, les anfractuosités des fondations altérées peuvent laisser s'infiltrer l'eau libre ou gazeuse omniprésente dans les sols au pourtour des bâtiments. Cette situation est susceptible d'engendrer des problèmes d'humidité excessive dans l'enveloppe tout comme dans l'air intérieur du bâtiment (Santé Canada, 2007). L'humidité excessive peut favoriser la prolifération de micro-organismes tels que les moisissures et les acariens (d'Halewyn *et al.*, 2002; Lajoie *et al.*, 2006), pouvant à leur tour engendrer des problèmes de santé.

Comme rapporté par d'Halewyn *et al.* (2002), les conditions deviendraient propices à la croissance des moisissures à partir du moment où l'humidité relative de l'air est égale ou supérieure à 65 % à la surface des matériaux. La prolifération de moisissures peut à son tour générer des spores, des fragments de cellules et des métabolites qui se répandront incidemment dans l'air intérieur, pouvant notamment provoquer des problèmes d'irritation des

voies respiratoires ainsi que divers symptômes allergiques (OMS, 2009; d'Halewyn *et al.*, 2002; Lajoie *et al.*, 2006; voir en annexe). Santé Canada (2007) recommande ainsi de contrôler l'humidité dans les résidences et d'y réparer toutes les fuites ou les infiltrations d'eau. Cet organisme recommande également de nettoyer en profondeur toute moisissure qui croît dans les habitations.

Pour leur part, les acariens prolifèrent particulièrement dans des conditions d'humidité relative se situant entre 65 % et 75 %, surtout si ces conditions sont maintenues sur une période relativement longue. Or ces arthropodes microscopiques sont susceptibles d'exacerber certains problèmes respiratoires chez les occupants sensibilisés, tels que des réactions atopiques⁴ (Lajoie *et al.*, 2006; voir en annexe). Afin de limiter la propagation des acariens et la portée des effets qui leur sont associés, Korsgaard (1998) recommande de maintenir l'humidité relative de l'air intérieur au-dessous de 45 % pendant quelques mois durant la période hivernale.

L'augmentation de l'humidité relative dans l'enceinte des bâtiments est également susceptible de contribuer aux émissions de certains composés organiques volatils (COV) polaires. Parmi ceux-ci, le formaldéhyde est un gaz communément rencontré dans l'air intérieur et notamment reconnu pour ses effets irritatifs sur le système respiratoire (Rumchev *et al.*, 2007; Palot *et al.*, 2008; voir en annexe). Un niveau d'humidité relative supérieur à 50 % durant la période estivale et à 30 % durant la période hivernale pourrait favoriser les émanations de ce contaminant dans l'air intérieur des bâtiments (Santé Canada, 2012b). Parmi les principales sources de formaldéhyde, mentionnons les panneaux de contreplaqué et de bois composite, la fumée de combustion, certains vernis, tapis, tapisseries et peintures, etc. (Mendell, 2007; Rumchev *et al.*, 2007). De plus, selon Murphy *et al.* (2013) et Shin et Jo (2012), l'air intérieur des habitations récentes serait plus susceptible de contenir des concentrations élevées de formaldéhyde que les bâtiments plus anciens puisqu'elles contiennent davantage de matériaux synthétiques neufs susceptibles d'émettre ce type de COV.

Ainsi, à la lumière des informations citées précédemment, le maintien d'un niveau d'humidité à près de 50 % durant la saison estivale et à 30 % au cours de la saison hivernale contribuerait à limiter à la fois la prolifération de moisissures, d'acariens ainsi que les émanations de formaldéhyde dans l'air intérieur des bâtiments (d'Halewyn *et al.*, 2002; Lajoie *et al.*, 2006; Santé Canada, 2012b). Pour ce faire, le contrôle des infiltrations d'eau et le suivi de l'humidité relative demeurent les principales mesures à préconiser. Diverses mesures peuvent être appliquées dans un domicile pour réduire la présence d'humidité relative à l'intérieur (SCHL, 2013). Parmi celles-ci, l'utilisation d'un déshumidificateur aux endroits humides du bâtiment peut être recommandée. De plus, une ventilation adéquate des milieux intérieurs s'avère être une mesure pertinente pour maintenir l'humidité relative à un taux approprié tout en assurant une dilution/évacuation adéquate des contaminants de l'air intérieur.

⁴ Réactions de type allergène.

CONCLUSION

La présence de sulfures de fer, telle que la pyrrhotite, dans les fondations de béton de bâtiments à vocation résidentielle ou commerciale est susceptible d'engendrer leur détérioration. Bien que le survol de la littérature effectué n'ait pas permis d'identifier de risques sanitaires directement associés à cette problématique, la présence de pyrrhotite pourrait théoriquement mener, dans certaines circonstances et de façon indirecte, à une altération de la qualité de l'air intérieur des bâtiments concernés, laquelle pourrait à son tour mener à des risques pour la santé du système respiratoire des occupants. Cependant, ces altérations de la qualité de l'air ne poseraient pas davantage de risque à la santé que s'ils étaient provoqués par d'autres types de dommages affectant les fondations de bâtiment (affaissement de sol, inondation, etc.).

D'autre part, l'augmentation de la perméabilité des fondations engendrée par les processus d'oxydation de la pyrrhotite pourrait favoriser l'infiltration de gaz d'origine souterraine (tel le radon) ou encore d'eau, sous forme liquide ou gazeuse, propice au développement des moisissures et d'acariens. Ainsi, l'augmentation de l'humidité relative dans l'air des bâtiments est également susceptible de contribuer aux émissions de formaldéhyde en provenance des matériaux de construction et de diverses fournitures synthétiques. Cependant, à la lumière de la littérature consultée et du contexte décrit dans le présent document, il n'apparaît pas plausible que le processus d'oxydation de la pyrrhotite engendre d'importantes émanations de gaz sulfurés.

Selon l'ensemble des informations compilées dans le présent document, il apparaît donc que le contrôle de l'activité volumique du radon en milieux intérieurs, des infiltrations d'eau ainsi que de l'humidité relative dans l'enceinte des bâtiments contribueraient à diminuer les risques sanitaires identifiés. Voici quelques conseils pour y parvenir :

- La mesure des concentrations de radon en milieu intérieur est universellement recommandée. Lorsque celles-ci atteignent une valeur moyenne de plus de 200 Bq/m³, la mise en œuvre de travaux d'atténuation, souvent simples et efficaces, devrait être envisagée. Dans les cas où il est prévu que les fondations d'un bâtiment soient reconstituées (à l'instar de la construction de nouveaux bâtiments), des mesures préventives peuvent être mises en place en vue de limiter les infiltrations de radon (p. ex., l'installation d'une membrane de polyéthylène sous la dalle de béton). De plus, le cas échéant, des mesures de réduction des habitudes tabagiques devraient être envisagées.
- La mise en œuvre de travaux, même temporaires, visant à limiter les infiltrations d'eau libre ou gazeuse, lorsque possible, pourrait s'avérer pertinente.
- Le suivi de l'humidité relative, à l'aide d'un hygromètre, ainsi que son maintien à près de 50 % durant la saison estivale et à environ 30 % au cours de la saison hivernale est également souhaitable. Afin de remplir ces conditions, il pourrait être envisagé de favoriser une meilleure ventilation des lieux, voire d'utiliser un déshumidificateur, notamment au sous-sol là où les taux d'humidité relative sont fréquemment plus élevés, surtout en été.

RÉFÉRENCES

- Archer, V. E. (1991). A review of radon in homes: Health effects, measurement, control, and public policy. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, 6(8), 665-671.
- Association des consommateurs pour la qualité dans la construction (ACQC). (2013). *La pyrite et votre maison*. Récupéré de : http://www.consommateur.qc.ca/acqc/GuiPyrite_ACQC.pdf.
- Association provinciale des constructeurs en habitation du Québec (APCHQ). (2013). *Exigences pour la commande de béton*. Récupéré de : <http://www.apchq.com/mauricie/fr/exigences-commande-beton.html>.
- BEIR VI (Committee on Health Risks of Exposure to Radon). (1999). *Health effects of exposure to radon – BEIR VI*. Washington DC, National, Academy Press.
- Bissett, R. J., et McLaughlin, J. R. (2010). Radon. *Chronic Diseases Canadian journal*, 29(1), 38-50.
- Chen, J., et Moir, D. (2010). An updated assessment of radon exposure in Canada. *Radiation protection dosimetry*, 140(2), 166-170.
- Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). (2012). *Le radon et la santé*. Info-0813, Révision 2. Ottawa, Canada. No de cat : CC172-67/2011F-PDF. ISBN 978-1-100- 96509-3. Récupéré de : <http://publications.gc.ca/site/fra/386395/publication.html>.
- Commission internationale de protection radiologique (CIPR). (2010). *Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon*. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1). Récupéré en décembre 2011, de : <http://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%20115>.
- Cothorn, C. R. et Rebers, P. A. (1990). *Radon, radium and uranium in drinking water*, Chelsea, Michigan, Lewis Publishers. ISBN: 0-87371-207-2.
- d'Halewyn, M.-A., Leclerc, J.-M., King, N. Bélanger, M., Legris, M. et Frenette, Y. (2002). *Les risques à la santé associés à la présence de moisissures en milieu intérieur*. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels et Laboratoire de la santé publique du Québec. 166 p.
- Dannemiller, K. C., Murphy, J. S., Dixon, S. L., Pennell, K. G., Suuberg, E. M., Jacobs, D. E., et Sandel, M. (2013). Formaldehyde concentrations in household air of asthma patients determined using colorimetric detector tubes. *Indoor air*, 23(4), 285-294.
- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J. M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M., Heid, I., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Mäkeläinen, I., Muirhead, C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruano-Ravina, A., Ruosteenoja, E., Rosario, A. S., Tirmarche, M., Tomásek, L., Whitley, E., Wichmann, H. E. et Doll, R. (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *British Medical Journal*, 330(7485), 223-227.

- Dessau, J.-C., Gagnon, F., Levesque, B., Prevost, C., Leclerc, J.-M. et Belles-Iles, J.-C. (2004). *Le radon au Québec, Évaluation du risque à la santé et analyse critique des stratégies d'intervention*. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, INSPQ, 118 p. + annexes. Récupéré de : http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/352-Radon_Rapport.pdf.
- Fanning, D. S. (2002). Acid sulfate soils. Dans : R. Lal. (dir.), *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker, New York, pp. 11-13.
- Farkas, Á., Hofmann, W., Balásházy, I., Szóke, I., Madas, B. G., et Moustafa, M. (2011). Effect of site-specific bronchial radon progeny deposition on the spatial and temporal distributions of cellular responses. *Radiation and environmental biophysics*, 50(2), 281-297.
- Foucault, A. et Raoul, J.-F. (2000). *Dictionnaire de Géologie*. Masson, Paris, 380 p.
- Godbout, J. (2012). *Réactivité des remblais miniers cimentés contenant de la pyrrhotite et étude de paramètres d'influence d'importance telles la passivation des surfaces et les propriétés hydrogéologiques*. (Thèse, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda) Sciences appliquées, 348 p.
- Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles (INRS). (2005). *Risques d'intoxication présentés par l'hydrogène sulfuré*. Recommandation R-420.
- Korsgaard, J. (1998). House-dust mites and asthma. A review on house-dust mites as a domestic factor for mite asthma. *Allergy*, 53(48), 77-83.
- Lajoie, P., Leclerc, J.-M. et Schnebelen, M. (2006). *La ventilation des bâtiments d'habitation : impacts sur la santé respiratoire des occupants*. INSPQ. 193 p.
- Lévesque, B., Gauvin, D., McGregor, R. G., Martel, R., Gingras, S., Dontigny, A., Walker, W. B. et Lajoie, P. (1995). *Étude d'exposition au radon(222) dans les résidences de la province de Québec*. Centre de santé publique de Québec, Société canadienne d'hypothèques et de logement.
- Lévesque, B., Gauvin, D., McGregor, R. G., Martel, R., Gingras, S., Dontigny, A., Walker W. B., Lajoie, P. et Letourneau, E. (1997). Radon in residences: influences of geological and housing characteristics. *Health Physics*, 72(6), 907-914.
- Marsh, J. W., Harrison, J. D., Laurier, D., Blanchardon, E., Paquet, F., et Tirmarche, M. (2010). Dose conversion factors for radon: recent developments. *Health physics*, 99(4), 511-516.
- Mendell, M. J. (2007). Indoor residential chemical emissions as risk factors for respiratory and allergic effects in children: a review. *Indoor air*, 17(4), 259-277.
- Ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS). (2013a). *Le radon domiciliaire*. Récupéré de : <http://www.msss.gouv.qc.ca/sujets/santepub/environnement/index.php?radon>.
- MSSS. (2013b). *Environnement intérieur. Moisissures*. Récupéré de : <http://www.msss.gouv.qc.ca/sujets/santepub/environnement/index.php?moisissures>.

- Murphy, M. W., Lando, J. F., Kieszak, S. M., Sutter, M. E., Noonan, G. P., Brunkard, J. M. et McGeehin, M. A. (2013). Formaldehyde levels in FEMA-supplied travel trailers, park models, and mobile homes in Louisiana and Mississippi. *Indoor Air*, 23(2), 134-141. doi: 10.1111/j.1600-0668.2012.00800.x.
- National Research Council (NRC). (1988). *Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters*. Washington, DC, National Academy Press.
- NRC. Committee on the Risk Assessment of Exposure to Radon in Drinking Water, Board on Radiation Effects Research, Commission on Life Sciences. (1999). *Risk assessment of radon in drinking water*. Washington, DC, National Academy Press.
- Organisation mondiale de la Santé (OMS). (2009). *Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air intérieur des habitations : humidité et moisissures*. Résumé exécutif. 6 p.
- OMS. (2010). *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. Copenhagen. ISBN 978 92 890 0213 4. Récupéré de : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf.
- Palot, A., Charpin-Kadouch, C., Ercoli, J. et Charpin, D. (2008). Composés organiques volatils intérieurs : concentrations, sources, facteurs de variabilité. *Revue des Maladies Respiratoires*, 25(6),725-730.
- Penner, E., Eden, W. J. et Grattan-Bellew, P. E. (1975). *Expansion des argiles litées pyriteuses*. Digests de la construction au Canada, CNRC, CBD-152-F, 8 p.
- Rumchev, K., Brown, H., et Spickett, J. (2007). Volatile organic compounds: do they present a risk to our health?. *Reviews on environmental health*, 22(1), 39-56.
- Santé Canada. (2007). *Lignes directrices sur la qualité de l'air en milieu résidentiel : Moisissures*. Récupéré de : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/mould-moisissure-fra.php>.
- Santé Canada. (2009). *Ligne directrice sur le radon du Gouvernement du Canada*. Récupéré de : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/radiation/radon/guidelines_lignes_directrice-fra.php.
- Santé Canada. (2012a). *Le radon*. Récupéré de : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/radiation/radon/index-fra.php>.
- Santé Canada. (2012b). *Le formaldéhyde*. Récupéré de : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/air/in/poll/construction/formaldehyde-fra.php>.
- Santé Canada. (2012c). *Santé de l'environnement et du milieu de travail. Les effets de la moisissure sur la santé*. Récupéré de : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/air/in/poll/mould-moisissure/effects-effets-fra.php>.
- Shin, S. H., et Jo, W. K. (2012). Volatile organic compound concentrations, emission rates, and source apportionment in newly-built apartments at pre-occupancy stage. *Chemosphere*, 89(5), 569-578.

Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL). (2013). *Problèmes d'humidité et de qualité de l'air*. Récupéré de : http://www.cmhc-schl.gc.ca/fr/co/love/aihuprso/aihuprso_001.cfm.

Steck, D. J., et William Field, R. (2006). Dosimetric challenges for residential radon epidemiology. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 69(7-8), 655-664.

UK Department of Health. (2004). *Committee on medical effect of air pollution. Guidance on the effect on health of indoor air pollutants*.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (2009). *UNSCEAR 2006, Report to the General Assembly, with scientific annexes*. New York.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). (2013). Sulfur dioxyde Récupéré de : <http://www.epa.gov/airquality/sulfurdioxide/>.

ANNEXE 1

INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES SUR LES RISQUES ATTRIBUABLES AUX INFILTRATIONS DE RADON ET À LA PRÉSENCE D'HUMIDITÉ EXCESSIVE

INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES SUR LES RISQUES ATTRIBUABLES AUX INFILTRATIONS DE RADON ET À LA PRÉSENCE D'HUMIDITÉ EXCESSIVE

La section suivante est consacrée à une description plus détaillée des risques sur la santé découlant des infiltrations de radon et de la présence d'humidité excessive dans les bâtiments.

Le radon

Lorsque le radon se désintègre dans l'air, ses descendants⁵ qui sont des solides chargés électriquement peuvent s'adsorber aux aérosols contenus dans l'air (fraction fixe) ou y rester en suspension (fraction libre) sous forme de petits agrégats moléculaires (CCSN, 2012). Ainsi, la principale voie d'exposition au radon et à ses descendants est l'inhalation. Toutefois, puisqu'il possède une demi-vie radiologique de 3,8 jours, une importante fraction du radon inhalé est rapidement exhalée sans que ce dernier ne puisse se désintégrer dans les poumons (Darby *et al.*, 2005). De leur côté, étant donné qu'ils sont inhalés sous forme d'aérosols, les produits de filiation du radon peuvent adhérer aux cellules qui tapissent l'épithélium des voies respiratoires (Farkas *et al.*, 2011). De par leur courte période radioactive, ils se désintègrent principalement au site même de leur déposition avant qu'ils puissent être éliminés des poumons (Marsh *et al.*, 2010). Les particules alpha⁶, émises par les isotopes fils, se trouvent donc suffisamment près des cellules épithéliales pour ioniser leur matériel génétique (BEIR VI, 1999). C'est principalement l'énergie déposée dans les tissus pulmonaires par l'entremise de ce mécanisme d'action qui contribuerait le plus au risque d'induction de cancers du poumon en lien avec l'exposition au radon et à ses descendants (Bissett et McLaughlin, 2010).

Ce risque cancérigène a été caractérisé à partir d'études épidémiologiques qui regroupaient des cohortes de mineurs d'uranium ainsi que des populations exposées dans leur résidence (NRC, 1988; BEIR VI, 1999; UNSCEAR, 2009; CIPR, 2010; OMS, 2010). L'analyse de ces études a montré, d'une part, qu'il n'y a pas de seuil connu d'exposition à de faibles concentrations de radon sous lequel il y aurait absence de risque et, d'autre part, que ce risque est proportionnel à la dose (Steck et Field, 2006). Au Québec, environ 10 % des décès par cancer du poumon seraient associés à une exposition au radon (MSSS, 2013a). Aussi, l'effet combiné du radon et du tabagisme augmente le risque de cancer du poumon. Selon l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2010), il serait environ 25 fois plus important chez les fumeurs que chez les non-fumeurs.

⁵ Les descendants du ²²²Rn constituent une famille d'éléments solides, dont les quatre premiers de la série possèdent de très courtes demi-vies, c'est-à-dire une période radioactive de moins de 30 minutes (NRC, 1999). Ces isotopes, soit le ²¹⁸Po, le ²¹⁴Pb, le ²¹⁴Bi et le ²¹⁴Po, se désintègrent en ²¹⁰Pb (demi-vie de 22 ans) en quelques heures (Santé Canada, 2009).

⁶ La particule alpha est comparable à un noyau d'hélium, car elle est constituée de deux protons et de deux neutrons. Elle est énergétique (5,59 meV⁶), relativement lourde et interagit fortement avec la matière qu'elle rencontre, ce qui limite la distance qu'elle peut parcourir. Ces particules ne possèdent qu'un très faible pouvoir pénétrant, mais libèrent néanmoins une quantité appréciable d'énergie, laquelle peut engendrer des dommages cellulaires lorsqu'elles sont ingérées ou inhalées (Cothorn, 1990).

L'humidité excessive

Les études épidémiologiques menées dans différents pays et dans différentes conditions climatiques font ressortir que les occupants de bâtiments humides et dans lesquels des moisissures sont présentes, que ce soit dans les résidences privées ou dans des bâtiments publics, sont notamment exposés à un risque accru de symptômes respiratoires (OMS, 2009). Santé Canada (2012c) précise que les études nord-américaines et européennes ont établi un lien entre les conditions humides et les moisissures, et l'augmentation de symptômes tels que les irritations des muqueuses (yeux, nez, gorge), la toux et les mucosités, la respiration sifflante et l'essoufflement ainsi que divers symptômes allergiques. Les occupants peuvent réagir différemment aux moisissures selon leur degré d'exposition et leur état de santé général. Certains groupes de personnes sont particulièrement sensibles aux agents microbiologiques dans les environnements intérieurs humides, comme les personnes atopiques ou allergiques, mais des effets néfastes sur la santé ont également été constatés chez les occupants non atopiques (OMS, 2009). Les personnes généralement plus sensibles à une exposition à l'excès d'humidité et aux moisissures sont les personnes souffrant d'allergies, d'asthme et de maladies respiratoires chroniques, les nourrissons, les jeunes enfants, les personnes âgées et les personnes dont le système immunitaire est affaibli (MSSS, 2013b).

Plusieurs études ont également fait ressortir une association entre l'exposition aux acariens en milieu domestique et l'exacerbation des symptômes de l'asthme chez les personnes sensibilisées (Lajoie *et al.*, 2006), qui constituent le principal groupe à risque en lien avec cet allergène.

Le formaldéhyde est l'un des COV les plus étudiés à ce jour, car de nombreuses études ont montré son potentiel d'altération des fonctions pulmonaires tant chez l'animal que chez l'humain (Mendell, 2007). Le formaldéhyde constitue un agent irritant (même à de faibles concentrations) et peut même constituer une nuisance olfactive dans certaines circonstances. Ce contaminant réagirait avec les macromolécules de source biologique et serait adsorbé dans la partie supérieure du tractus respiratoire (Rumchev *et al.*, 2007). De nombreuses études ont démontré une relation linéaire entre l'exposition à des concentrations croissantes de formaldéhyde et le développement de symptômes respiratoires et de réactions atopiques tel l'asthme (Rumchev *et al.*, 2007; Dannemiller *et al.*, 2013; Murphy *et al.*, 2013; Mendell, 2007).

Le formaldéhyde est l'un des rares COV pour lequel certaines instances sanitaires ont émis une ligne directrice pour le milieu résidentiel. Ainsi, Santé Canada (2012b), l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR), les *Centers for Disease Control and Prevention* (CDC's) aux États-Unis, ainsi que le UK Département of Health au Royaume-Uni (2004; cité dans Rumchev *et al.*, 2007) ont publié des concentrations de référence visant à minimiser les effets sur le système respiratoire. Bien qu'il ne se soit pas recommandé de procéder à des mesures de formaldéhyde dans le contexte qui nous préoccupe (l'augmentation de l'humidité relative n'étant qu'un des facteurs modulant les concentrations de formaldéhyde dans l'air intérieur), les lecteurs intéressés par cet aspect pourront consulter les références présentées précédemment.

Ce contaminant est également classé dans le groupe 1 par le CIRC (agent cancérigène prouvé chez l'homme). En effet, plusieurs études épidémiologiques effectuées chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de formaldéhyde ont démontré un risque accru de cancer chez ces populations (CIRC, 1995; Environnement Canada, 2001; Santé Canada, 2012b). Toutefois, ce type d'exposition n'est pas susceptible d'être rencontré en milieu résidentiel.



EXPERTISE
CONSEIL



INFORMATION



FORMATION

www.inspq.qc.ca



RECHERCHE
ÉVALUATION
ET INNOVATION



COLLABORATION
INTERNATIONALE



LABORATOIRES
ET DÉPISTAGE

Institut national
de santé publique

Québec

