

Santé environnement

Exposition de la population du bassin de Moselle et Madon à l'arsenic

Mesures urinaires

Sommaire

Abréviations	3
Résumé	5
1. Contexte de l'intervention de l'InVS	8
1.1 Contexte géologique	8
1.2 Évolution industrielle et réaction de la population	8
1.3 Population du bassin de Moselle et Madon	9
1.4 Pollution de l'environnement et mobilisation citoyenne	10
1.5 Saisine de la DGS	11
2. État des connaissances sur l'arsenic	13
2.1 Sources d'arsenic	13
2.2 Voies d'exposition	14
2.3 Devenir biologique du composé dans l'organisme	15
3. Matériel et méthode	18
3.1 Schéma de l'étude	18
3.2 Délimitation de la zone de l'étude	18
3.3 Population d'étude	20
3.4 Protocole d'échantillonnage et des campagnes de mesure de l'étude	23
3.5 Plan d'analyse statistique	28
4. Résultats	30
4.1 Population étudiée	31
4.2 Caractérisation des milieux environnementaux de la zone d'étude en arsenic	32
4.3 Résultats pour la population adulte âgée de 18 ans et plus	33
4.4 Résultats pour la population âgée de 7 à 17 ans	40
4.5 Résultats pour la population âgée de 2 à 6 ans	43
5. Discussion	48
5.1 La population des participants du bassin de Moselle et Madon est-elle plus exposée que d'autres populations ?	49
5.2 Quelles caractéristiques individuelles expliquent les niveaux d'exposition ?	52
5.3 Les concentrations dans l'environnement expliquent-elles les niveaux d'exposition d'arsenic urinaire ?	54
5.4 D'autres données renforcent-elles ces premières conclusions ?	57
6. Conclusion	59
Références bibliographiques	60
Annexes	67

Exposition de la population du bassin de Moselle et Madon à l'arsenic

Mesures urinaires

Investigateur principal

Frédéric Dor Institut de veille sanitaire (InVS), Département santé environnement (DSE)

Coordinatrice de l'enquête

Clémence Fillol InVS, DSE

Comité de pilotage scientifique

Christian Mannschott Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (Ddass) de Meurthe-et-Moselle (aujourd'hui Agence régionale de santé (ARS) Lorraine)

Karine Mantey InVS, Cire Est (aujourd'hui InVS, Cire Sud)

Jérôme Le Bouard Direction régionale des affaires sanitaires et sociales (Drass) de Lorraine (aujourd'hui ARS Haute-Normandie)

Frédérique Villers InVS, Cire Est

Emmanuel Puskarczyk Centre antipoison et de toxicovigilance (CAPTV), centre hospitalier universitaire (CHU) de Nancy

Patricia Boltz CAPTV, CHU de Nancy

Accompagnement scientifique

Laurence Labat Laboratoire de toxicologie et des génopathies, centre hospitalier régional universitaire (CHRU) de Lille

Blandine Clozel Bureau de recherche géologique et minière (BRGM), service géologique régional/Rhône-Alpes

Danièle Salomon Risques et Intelligence

Jean-Claude Lalangue Risques et Intelligence

Sébastien Denys Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris)

Karine Tack Ineris

Corinne Mandin	Ineris
Jean-Pierre Schmitt	Airlor (aujourd'hui Air Lorraine)
Sarah Gorla	InVS, DSE

Remerciements

Côme Daniau	InVS, DSE
Florence Kermarec	InVS, DSE
Arnaud Florentin	InVS, Cire Est, Interne de santé publique

Danièle Salomon dont le travail et son document accompagnant l'analyse du contexte social dans le bassin de Moselle et Madon a permis notamment l'écriture du contexte de l'intervention de l'InVS.

Les membres du comité de suivi :

- les élus de la communauté de communes de Neuves Maisons
- les services de l'État
- le conseil de l'ordre des médecins
- le conseil de l'ordre des pharmaciens
- les professionnels de santé du bassin de Moselle et Madon
- le professeur Philippe Hartemann, département Environnement et Santé publique, Faculté de Médecine de Nancy
- l'association CLCV, Consommation, logement et cadre de vie

Le Centre d'épidémiologie clinique de Nancy

Les volontaires ayant participé à l'étude

Que tous trouvent ici l'expression de notre profonde gratitude.

Abréviations

ARS : Agence régionale de santé

As : Arsenic

Asi : Arsenic inorganique

BRGM : Bureau de recherche géologique et minière

CAPTIV : Centre antipoison et de toxicovigilance

CCMM : Communauté de communes Moselle et Madon

CHRU : Centre hospitalier régional universitaire

CHU : Centre hospitalier universitaire

CIRC : Centre international de recherche sur le cancer

CLCV : Consommation, logement et cadre de vie

CNIL : Commission nationale de l'informatique et des libertés

CPP : Comité de protection des personnes

Ddass : Direction départementale des affaires sanitaires et sociales

Drass : Direction régionale des affaires sanitaires et sociales

Drire : Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement

DMA : Acide diméthylarsonique

DSE : Département santé environnement

ET : Écart-type

ETG : Écart-type géométrique

ICP-MS : Spectrométrie d'émission à plasma-spectrométrie de masse

Ineris : Institut national de l'environnement industriel et des risques

Insee : Institut national de la statistique et des études économiques

LD : Limite de détection

LQ : Limite de quantification

MG : Moyenne géométrique

MMA : Acide monométhylarsonique

P : Percentile

PM₁₀ : Particules fines en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm

SAM : Société des aciers d'armatures de béton

SIG : Système d'information géographique

Résumé

L'activité industrielle du bassin de Moselle et Madon démarre en 1872 avec la création de la société métallurgique de Haute Moselle. Cette activité s'est poursuivie malgré l'arrêt de l'exploitation de la Minette de Lorraine en 1977, gisement de minerai de fer parmi les plus vastes du monde. L'acier produit aujourd'hui provient de la refonte d'un négoce de récupération. En 2004, l'usine dépose un dossier de demande d'extension de sa production à plus d'un million de tonnes d'acier au lieu de 850 000 tonnes. En préparation du dossier d'enquête publique et des arrêtés d'autorisation, des études complémentaires en matière de risques sanitaires pour la population ont été demandées. L'analyse des sols des jardins amène les services déconcentrés à commander des analyses au Bureau de recherche géologique et minière (BRGM). Leur rapport met en évidence des teneurs très élevées en arsenic (As) dans les sols de la région, qui ne peuvent être attribuées à l'activité de l'usine. Cette contamination est en très grande partie naturelle, due à la minette de Lorraine.

Ce constat conduit le préfet à saisir la Direction générale de la santé (DGS) qui saisit à son tour l'Institut de veille sanitaire (InVS). Dans sa réponse à la saisine, l'InVS propose d'engager une étude d'exposition par la mesure d'un biomarqueur de l'arsenic. Les objectifs assignés à l'étude sont d'estimer l'imprégnation de la population en arsenic et de dégager la part attribuable au vecteur sol. Plus précisément il s'agit :

- de déterminer les niveaux d'exposition à l'arsenic de la population résidant sur le bassin de Neuves-Maisons ;
- d'identifier les facteurs d'exposition expliquant tout ou partie de ces niveaux d'exposition en s'appuyant sur l'identification des sous-populations particulièrement imprégnées en arsenic ;
- de dégager la part contributive du sol dans les niveaux urinaires d'arsenic en s'appuyant notamment sur les diverses formes chimiques d'arsenic mesurées dans les sols et dans l'urine.

L'intervention de l'InVS s'est effectuée aux côtés de la Cire Est qui en est l'émanation opérationnelle dans la Région Est ainsi qu'avec l'étroite collaboration de la Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (Ddass) et de la Direction régionale des affaires sanitaires et sociales (Drass) (aujourd'hui fondues dans l'ARS (Agence régionale de santé)) qui participent au financement des études. Le Centre antipoison et de toxicovigilance (CAPTV) du CHU (centre hospitalier universitaire) de Nancy apporte aussi sa contribution concernant notamment les connaissances sur l'arsenic et ses conséquences possibles. Un comité de pilotage associant les élus, les professionnels de santé et la population à travers ses représentants associatifs a été mis en place pour favoriser et suivre la conduite de l'étude dans le territoire.

Cette étude transversale en population générale a été menée dans six communes de la communauté de communes de Moselle et Madon : Messein, Neuves-Maisons, Chaligny, Chavigny, Pont-Saint-Vincent et Bainville-sur-Madon. Après une campagne de communication réalisée en accord avec les élus, les habitants ont été sollicités pour fournir un échantillon d'urine permettant de doser l'arsenic et pour répondre à un questionnaire d'une durée de 30 minutes environ. Pour être inclus, les participants devaient résider dans le territoire pendant les 4 jours précédant et s'abstenir de consommer de fruits de mer pendant les 3 jours précédant l'enquête. Fondé sur le volontariat, 351 personnes ont

été incluses entre mai et août 2007 dont 29 enfants de 2 à 6 ans, 48 jeunes de 7 à 17 ans et 234 adultes âgés de 18 ans et plus. Les prélèvements biologiques ont été recueillis pendant l'été 2007 en juillet et août. Les dosages d'arsenic urinaire qui comprenaient l'arsenic inorganique lui-même accompagné de deux métabolites le MMA et le DMA ($As_i + MMA + DMA$) ont été réalisés par le centre régional de toxicologie professionnelle et environnementale de Lille. Une seconde campagne de mesure a été reconduite pour les mêmes enfants pendant la période hivernale en février 2008. Des mesures environnementales ont été effectuées dans l'air et l'eau pendant la période estivale 2007. Les mesures effectuées dans les sols ont été réalisées quelques mois auparavant. Elles ont été complétées cette année-là lorsque des points de prélèvements manquaient par rapport à la proximité des habitations des participants.

Les adultes âgés de 18 ans et plus présentent une concentration moyenne en $As_i + MMA + DMA$ de $5,5 \pm 3,7 \mu\text{g/g}$ de créatinine. Les hommes ont une exposition supérieure aux femmes. La consommation de bière et de vin expliquait une partie de cette exposition. En revanche, les concentrations dans les milieux environnementaux et notamment le sol ne ressortaient pas dans l'analyse. Les concentrations à proximité des habitats des participants sont en moyenne de 31 mg.kg^{-1} . Les jeunes âgés de 7 à 17 ans présentent une concentration urinaire moyenne en $As_i + MMA + DMA$ de $5,0 \pm 4,1 \mu\text{g/g}$ de créatinine. Aucun facteur n'a pu être mis en évidence pour expliquer une partie de cette exposition. Enfin, les enfants âgés de 2 à 6 ans présentent une concentration urinaire moyenne en $As_i + MMA + DMA$ de $6,5 \pm 4,5 \mu\text{g/g}$ de créatinine. La consommation de fruits et légumes de la zone d'étude, la consommation d'eau embouteillées et la concentration d'As dans les sols expliquaient une partie de l'exposition.

La comparaison de ces résultats, quelle que soit la catégorie d'âge, ne montre pas que la population du bassin de Moselle et Madon est plus exposée que d'autres populations. D'une part, les concentrations urinaires sont largement inférieures à celles retrouvées par d'autres auteurs dans des populations vivant sur des sols pollués, même chez les enfants ; d'autre part, plus de 92 % des participants présentent des concentrations inférieures au repère de $10 \mu\text{g/g}$ créatinine établi par différentes instances étrangères et françaises.

L'exposition à l'As des habitants du bassin de Moselle et Madon n'est donc pas supérieure à celle du reste de la France et n'est pas ou très peu (pour les enfants les plus jeunes) influencée par l'arsenic présent dans le sol. La mise en œuvre d'une étude épidémiologique visant à rechercher l'impact sanitaire induit par l'arsenic du sol n'est donc pas utile.

Valorisation de l'étude

Articles scientifiques

Fillol C, Dor F, Clozel B, Gorla S, Seta N. Does Arsenic in soil contribute to arsenic urinary concentrations in a French population living in a naturally arsenic contaminated area? *Sci Total Environ* 2010 Nov 1;408(23):6011-6.

Fillol C, Dor F, Labat L, Boltz P, Le Bouard J, Mantey K, Mannschott C, Puskarczyk E, Viller F, Momas I, Seta N. Urinary arsenic concentrations and speciation in residents living in an area with naturally contaminated soils. *Sci Total Environ* 2010 Feb 1;408(5):1190-4.

Fillol C, Dor F, Momas I, Seta N. Le sol contribue-t-il à l'exposition à l'arsenic? *Environ risques Sante* 2010 ; 9 (2):151-8.

Fillol C, Dor F, Labat L, Seta N. Environmental exposure to arsenic of a French population. *Toxicology letters* 189S (2009) S160.

Communications affichées

Fillol C, Mantey K, Le Bouard J, Mannschott C, Dor F, Seta N. Residents' arsenic exposure assessment in 6 towns in Meurthe-et-Moselle, France - Preliminary results - the 4th ICMG -International Conference on Metals and Genetics, Paris, France, juillet 2008.

Fillol C, Mantey K, Le Bouard J, Mannschott C, Dor F, Seta N. Imprégnation d'une population exposée localement à des sols naturellement riches en arsenic. *Epiter*, XXIV^{ème} Journée Scientifique, Paris, France, mars 2009.

Fillol C, Dor F, Labat L, Seta N. Environmental exposure to arsenic of a French population. *EUROTOX 2009 - 46th Congress of the European Societies of Toxicology*, Dresde, Allemagne, septembre 2009.

Fillol C, Dor F, Mannschott C, Mantey K, Puskarczyk E, Boltz P, Le Bouard J, Viller F, Seta N. Mesure de l'arsenic urinaire chez une population résidant sur un sol contaminé en Lorraine. 2^{èmes} rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués, Paris, France, octobre 2009.

Communications orales

Labat L, Fillol C, Dehon B, Dor F, Lhermitte M. Comparaison de deux méthodes de dosage de l'arsenic urinaire en SAAE et CLHP/ICP-MS pour une étude d'exposition biologique. *Congrès de la société française de toxicologie analytique (SFTA)*, La Rochelle, France, juin 2009.

Fillol C, Dor F. Distribution de l'arsenic urinaire et contribution de l'environnement dans une population résidant sur un sol naturellement riche en As en Lorraine. *Congrès – Exposition Internationale sur les Sols, les Sédiments et l'Eau, Intersol 2010*, Ivry-sur-Seine, France, mars 2010.

1 Contexte de l'intervention de l'InVS

Les caractéristiques qui décrivent un territoire sont toujours importantes à connaître afin de mieux appréhender le contexte dans lequel une intervention est sollicitée. La description du bassin de Moselle et Madon est nécessaire en raison notamment de l'évolution industrielle depuis le milieu du XIX^e siècle, de la constitution géologique de son sous-sol et des changements populationnels en cours. La pertinence et les modalités de l'intervention épidémiologique de l'Institut de veille sanitaire (InVS) ont été construites en s'appuyant sur cette connaissance, facilitant ainsi son inscription et sa réalisation dans le territoire. Cette introduction a pris appui sur un travail mené avec Danièle Salomon de Risques et Intelligence, dont l'objectif était de cerner l'intégration dans le territoire de l'étude proposée par l'InVS.

1.1 Contexte géologique

La géologie du bassin de Moselle et Madon est constituée notamment de la minette de Lorraine. Ce nom local désigne le minerai de fer oolithique qui affleure, en couches stratifiées, dans la région limite entre la Lorraine et le Luxembourg, selon une large bande à l'ouest de la Moselle. L'appellation minette, diminutif du mot mine, est due à sa faible teneur en fer (de 28 à 34 %) et une haute teneur en phosphore (0,5 à 1 %), sous forme de phosphate de calcium (apatite).

Le gisement lorrain a été classé parmi les plus vastes du monde, ses réserves étant estimées à six milliards de tonnes de minerai, susceptibles de contenir 1950 millions de tonnes de fer. En 1913, la production du bassin ferrifère lorrain dépasse les 41 millions de tonnes, dont 21 pour la Moselle et 20 pour la Meurthe-et-Moselle. Grâce au gisement lorrain, la France était alors le deuxième pays producteur au monde, derrière les États-Unis.

Après un siècle et demi, l'exploitation du minerai s'est éteinte progressivement puis définitivement avec la fermeture, en 1997, de la mine des Terres Rouges à Audun-le-Tiche (Moselle). Les sidérurgistes l'ont remplacée par des minerais provenant d'outre-mer aux teneurs moyennes plus riches de l'ordre de 60 %.

1.2 Évolution industrielle et réaction de la population

En 1872, une aciérie (la société métallurgique de Haute Moselle) a été créée sur le territoire du village de Neuves-Maisons du fait de la présence de mines de fer, d'une ligne de train et enfin d'une possible voie d'eau avec la rivière Moselle non navigable à proximité et un projet d'extension du canal de l'Est. En croissance pendant toute la première partie du XX^e siècle, elle a compté jusqu'à sept hauts fourneaux en 1914, aujourd'hui désaffectés, l'arrêt ayant été définitif en 1985. Entre la fin des années 1960 et celle des années 1970, l'usine a changé trois fois de noms : en 1967, elle est rachetée par le groupe Société Métallurgique Hainaut Sambre, en 1977, elle appartient à la Société de la Compagnie Chiers Châtillon, enfin en 1979 se produit la fusion avec Usinor. À cette période, le canal de la Moselle est réalisé et l'usine peut alors être ravitaillée par barges comme le montre la photo ci-dessous (figure 1). Après plusieurs reprises et évolutions successives, l'entreprise s'appelle depuis 1993 la Société des Aciers d'armatures de Béton (SAM) et le propriétaire est le groupe RIVA, 4^e groupe européen et 11^e mondial. Il est présent dans 10 pays et produit 16,65 millions de tonnes d'acier, dont 0,850 viennent de Neuves-Maisons, soit 5 % de l'ensemble. Aujourd'hui, l'acier produit

par la SAM à Neuves-Maisons provient de la refonte sur place puis de la mise en forme d'aciers issus du négoce local (récupération) pour produire des fers à béton commercialisé dans la région.

Figure 1 : Canal de la Moselle et l'usine ravitaillée par barges



Source : <http://mirabelle.lorraine-cafe.fr/?tag/Neuves-Maisons>

1.3 Population du bassin de Moselle et Madon

Jusqu'à la deuxième moitié du XX^e siècle, le Bassin sidérurgique de Neuves-Maisons était une zone considérée comme ouvrière. Elle n'attirait pas les populations plus aisées. Celles-ci restaient essentiellement dans la ville de Nancy ou les communes limitrophes et ne se logeaient pas au-delà du plateau de Brabois. Mais, la fermeture des mines et d'usines des environs, la circonscription de l'usine à l'intérieur d'une zone délimitée, la présence de forêts, des communes rurales à proximité ont amené peu à peu le territoire à se transformer. Ces transformations concernent aussi les coteaux et le plateau de Brabois avec par exemple l'installation de la faculté des sciences au pied de la côte en 1966, l'ouverture du CHU de Brabois en 1972 puis de la faculté de médecine en 1975 sur le plateau.

La recherche d'une meilleure qualité de vie a conduit les habitants de l'agglomération de Nancy dont les personnes travaillant sur le plateau de Brabois à s'installer dans ces villages. Ces derniers répondent en cela à une transformation que les élus opèrent depuis une dizaine d'années, sous l'impulsion du conseil général et de la communauté de communes Moselle et Madon (CCMM), notamment par l'ouverture de ce secteur à l'urbanisation avec entre autres la construction de lotissements, le développement d'un programme de transports urbains intégré à celui du Grand Nancy pour favoriser les déplacements, le trafic routier étant en augmentation constante. Ces nouvelles populations ont une méconnaissance du passé industriel, des pollutions et des emplois que cela a signifiés, mais elles portent une plus grande revendication pour une qualité de vie qu'elles sont venues chercher en s'éloignant de la ville.

1.4 Pollution de l'environnement et mobilisation citoyenne

Depuis 1968, de nombreuses plaintes ont été formulées auprès des autorités. Une atteinte d'un troupeau de vaches, une pollution de la Moselle par du cyanure ayant entraîné la mort massive de poissons, mais aussi des fumées rousses, irritantes, des crassiers... Une association, l'APENA, a été constituée pour défendre les intérêts des habitants. De nombreuses actions ont été entreprises pour faire évoluer la situation, telles que la dépollution de la rive droite de la Moselle, la mise en place de filtres pour réduire les émanations, l'indemnisation des salariés exposés à l'amiante, etc.

Cependant, en février 2002, les événements prennent une tournure différente. Un dimanche, des fumées rousses s'échappent du toit de l'usine et se voient à plusieurs kilomètres à la ronde provoquant une réaction vive de la population. D'autant plus que le phénomène se renouvelle. Une pétition est adressée au préfet. Des articles paraissent dans la presse et relaient le mécontentement. L'inspecteur de la Ddass (Direction départementale des affaires sanitaires et sociales) est un témoin oculaire de ces émanations. Il rend visite à l'usine et constate que l'espace et l'épuration des fumées ne sont pas adaptés. En avril arrivent les premières lettres de plaintes à la Ddass et à la Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (Drire) qui confirment ces constats. En juillet, une lettre est adressée à la Préfecture faisant état d'une analyse de légumes contenant des teneurs au-dessus de la norme pour certains métaux. De nombreuses alertes sont adressées aux autorités qui mettent en demeure l'usine de procéder à une épuration de ses fumées, ce qu'elle accepte. Les habitants créent, avec l'accord des niveaux national et départemental, une union locale de la CLCV (Consommation, logement et cadre de vie), association à pignon sur rue.

Cette association demande la réalisation d'une étude épidémiologique. Les médecins généralistes, installés dans une maison médicale à Neuves-Maisons qui recouvrent environ 15 000 patients des environs, sont approchés par l'association, mais déclinent toute participation considérant que leurs données sont trop partielles pour être significatives, même si ces mêmes praticiens évoquent le ressenti d'une prévalence importante de pathologies respiratoires au sein de leur patientèle.

En novembre 2002, la communauté de communes intervient et se pose en médiateur. Des investissements substantiels sont engagés pour réduire les fumées. Un comité de pilotage réunit les élus, la Drire, la SAM et les associations favorisant l'exécution des travaux nécessaires. Des études d'impact sur la santé des populations, qui comprennent notamment des études sur l'air que va réaliser l'association AIRLOR (surveillance de la qualité de l'air), mais également des études qui visent à modéliser l'ensemble des impacts dans une démarche de volet sanitaire sont également engagées à l'initiative de la Ddass.

Ces travaux réalisés à la suite des premières contestations vont en fait précéder une série d'actions qui débouchent sur des aménagements de l'usine d'une part et sur l'intervention plus étroite des services comme des élus d'autre part. L'interaction entre usine et environnement immédiat est de plus en plus étroite.

À côté de la pollution chimique, la question du bruit reste aiguë. Les manutentionnaires lâchent les ferrailles d'une grande hauteur du grappin. Le temps ainsi gagné incite à ne pas respecter les instructions données. La mise en place d'un numéro vert permet de signaler les bruits assourdissants... mais ne les fait pas disparaître !

En 2004, l'usine dépose un dossier demandant une extension de sa production à plus d'un million de tonnes d'acier au lieu de 850 000 tonnes, occasion pour les services de procéder à une série de mises aux normes, de demandes complémentaires en matière d'études de risque, d'études d'impact sur la santé des populations, en préparation du dossier d'enquête publique et des arrêtés d'autorisation qui vont suivre. L'analyse des sols des jardins amène les services déconcentrés à commander des analyses au BRGM. Ce rapport [1] met en évidence des teneurs élevées (jusqu'à 80 mg/kg) en arsenic dans les sols de la région, qui ne peuvent être attribuées à l'activité de l'usine. Cette contamination est en très grande partie naturelle, due à la minette de Lorraine.

1.5 Saisine de la DGS

C'est à cette occasion que le préfet saisit la Direction générale de la santé (DGS) qui saisit à son tour l'InVS (annexe 1). L'institut est alors amené à se prononcer sur l'ensemble des analyses déjà menées et préconise des études complémentaires sur les végétaux. La Ddass, de son côté, analyse la faisabilité d'une étude d'imprégnation à l'arsenic dans le territoire.

Les conclusions générales expriment l'identification claire de la présence à des concentrations élevées par rapport au niveau national, d'éléments métalliques d'origine géochimique, et en particulier d'arsenic, dans le bassin de Neuves-Maisons, l'impossibilité d'évaluer l'origine de la contamination des sols, et l'estimation d'excès de risques supérieurs aux repères habituellement retenus.

Dans sa réponse à la saisine (annexe 2), l'InVS écrit : « *En conséquence, et malgré les incertitudes relevées, toute nouvelle étude d'évaluation des risques sanitaires, prenant en compte les niveaux de contamination du sol en plus des retombées des rejets de l'aciérie, ne viendrait pas contredire les premières expertises qui mettaient en évidence des risques sanitaires par ingestion inacceptables pour la santé des populations locales. Les études entreprises dans le cadre du diagnostic environnemental, dressant l'état des lieux de la contamination du bassin de Neuves-Maisons, apparaissent donc suffisantes pour confirmer une contamination des sols susceptible d'induire un impact inacceptable sur la santé des populations locales.* »

Ainsi, deux recommandations sont formulées pour compléter les connaissances scientifiques actuelles : (1) évaluer le respect des seuils réglementaires de qualité des eaux destinées à la consommation humaine et (2) conduire une étude d'imprégnation biologique en arsenic des populations présentes sur le bassin de Neuves-Maisons afin d'apporter des éléments tangibles d'exposition car les travaux publiés jusqu'à aujourd'hui rapportent des différences substantielles entre les prédictions modélisées et les résultats des expositions mesurées.

Les objectifs de cette étude sont d'estimer l'imprégnation de la population en arsenic et la part attribuable au vecteur sol et plus précisément :

- de déterminer les niveaux d'exposition à l'arsenic de la population résidant sur le bassin de Moselle et Madon ;
- d'identifier les facteurs d'exposition expliquant tout ou partie de ces niveaux d'exposition en s'appuyant sur l'identification des sous-populations particulièrement imprégnées en arsenic ;

- de dégager la part contributive du sol dans les niveaux urinaires d'arsenic en s'appuyant notamment sur les diverses formes chimiques d'arsenic mesurées dans les sols et dans l'urine.

L'intervention de l'InVS se fait aux côtés de la Cire qui en est l'émanation opérationnelle dans la région Est ainsi qu'avec l'étroite collaboration de la Ddass et de la Direction régionale des affaires sanitaires et sociales (Drass) qui participe au financement des études. Le Centre antipoison et de toxicovigilance (CAPTV) du CHU de Nancy apportera aussi sa contribution concernant notamment les connaissances sur l'arsenic et ses conséquences possibles. L'enjeu est double : réaliser cette étude qui va apporter des connaissances sur la dissémination potentielle de l'arsenic, s'intégrer dans le territoire afin d'obtenir un nombre suffisant de participants pour valider l'étude.

Cette étude s'inscrivant notamment dans un cadre d'amélioration des connaissances, sa réalisation a été combinée avec celle d'une thèse de doctorat d'université conduite par Clémence Fillol, coordinatrice de l'enquête. La valorisation de cette étude s'en est trouvée facilitée et renforcée.

2 État des connaissances sur l'arsenic

Cette partie définit l'arsenic, ses sources, ses voies d'exposition et son devenir biologique dans l'organisme.

L'arsenic (As) est un élément naturel de type métalloïde qui, dans sa forme pure, présente l'apparence d'un solide cristallin argenté. Dans l'environnement, il ne se trouve que très rarement à l'état pur et existe sous différentes formes chimiques en fonction de son association avec d'autres éléments. Ainsi, on distingue deux grandes familles de composés de l'arsenic :

- les composés organiques possédant au moins un atome de carbone tels que l'arsénobétaine et l'arsénocholine. On les trouve notamment dans les organismes marins et les plantes. Il faut également distinguer les métabolites de l'As que sont les dérivés mono et diméthylés : l'acide monométhylarsineux (MMA (III)), l'acide diméthylarsineux (DMA (III)), l'acide monométhylarsonique (MMA (V)) et l'acide diméthylarsonique (DMA (V)) ;
- les composés inorganiques ou minérales : l'arsenic inorganique (As₂) est alors lié à d'autres éléments que le carbone. Il s'agit des arsénates qui ont un état d'oxydation pentavalent (As (V)) et des arsénites qui ont un état d'oxydation trivalent (As (III)).

2.1 Sources d'arsenic

L'arsenic est naturellement présent dans l'environnement, en particulier dans les roches. Il existe d'autres sources naturelles d'émission d'arsenic dans l'atmosphère dont l'activité volcanique et les feux de forêts.

Les activités humaines responsables de l'accumulation de l'arsenic dans l'environnement proviennent principalement des fumées des industries de production de trioxyde d'arsenic et de combustion de produits fossiles (charbons, pétroles, huiles). La contamination de l'environnement est également imputable à la présence de pesticides agricoles et à des substances chimiques utilisées dans le traitement du bois qui contiennent de l'arsenic. Les nombreux domaines d'applications industrielles ou agricoles de l'As sont par exemple :

- le traitement du bois, comme conservateur, appelé CCA car composé d'un mélange de cuivre (fongicide), de chrome (agent de fixation) et d'arsenic (insecticide);
- les batteries électriques car l'arsenic améliore la résistance à la corrosion électrique des électrodes en plomb-antimoine ;
- la fabrication des semi-conducteurs (sous forme d'arséniure de gallium GaAs ou d'indium InAs) ;
- l'industrie du verre, du cuir, du papier peint, comme agent décolorant ;
- la peinture, comme pigment en association avec le cuivre ;

- la fabrication de plomb de chasse ou des munitions militaires (additif pour durcir le plomb et freiner la formation d'oxyde de plomb) ;
- des alliages avec le cuivre, le plomb, l'or, pour augmenter leur dureté ;
- la fabrication de pesticides et notamment de fongicides dont l'utilisation dans les vignes (arsénite de soude) a été interdite le 8 novembre 2001 par le ministère chargé de l'agriculture. L'arséniate méthylique monosodique dit MSMA est un herbicide est utilisé dans le domaine des sports sur gazon (golf, football, rugby...) pour réguler la croissance des mauvaises herbes ;
- certains insecticides anti-fourmis grand public contenant du diméthylarsinate de sodium ;
- l'industrie pharmaceutique comme traitement de certaines leucémies ou en homéopathie.

2.2 Voies d'exposition

La population générale est exposée à l'arsenic à travers plusieurs voies d'exposition :

- Voie orale

- l'ingestion d'eau par la présence d'arsenic naturel ou par la contamination de celle-ci par des activités humaines ;
- l'ingestion d'aliments ayant absorbé et fixé l'arsenic ou par dépôt direct de poussières sur les aliments ;
- l'ingestion de particules de poussières ou de sol contenant de l'arsenic (particules manuportées ou dégluties après inhalation) ;

- Voie respiratoire

- l'inhalation de poussières contenant de l'arsenic en suspension dans l'air ambiant.

- Voie cutanée

- la réalisation des toilettes corporelles avec de l'eau contenant de l'arsenic ;
- le dépôt de poussières ou de sol sur la peau ou les vêtements (jardinage, jeux en extérieur...).

L'importance relative de ces différentes voies dépend des sources qui varient selon la zone de résidence et les habitudes de vie. Ainsi, au Bangladesh mais aussi à Taïwan, en Inde, au Mexique, au Chili, en Argentine et en Mongolie, l'ingestion d'eau représente la contribution principale à l'exposition de l'Homme [2-5] ; dans le milieu professionnel, la contribution la plus forte passe par l'inhalation.

Hormis ces situations, dans la population générale, l'ingestion d'aliments représente la voie d'exposition la plus importante et la plus courante à l'arsenic qui est principalement sous forme organique, avec les crustacés, les viandes, la volaille, les céréales et les produits laitiers. Les aliments et l'eau représentent 99 % de la dose quotidienne totale de l'arsenic absorbée par ingestion. La dose est répartie approximativement comme suit : 84 % pour les aliments, 15 % pour l'eau potable et moins de 1 % pour le sol et les poussières.

L'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) a examiné les données disponibles sur l'absorption par voie cutanée de l'arsenic et indiqué que celle-ci était suffisamment faible pour que l'on puisse considérer cette voie d'exposition comme peu susceptible d'induire des risques pour la santé [6].

2.3 Devenir biologique du composé dans l'organisme

2.3.1 Absorption

L'arsenic élémentaire ingéré est mal absorbé alors que les arsénates et les arsénites sont bien absorbés par voie orale et par inhalation.

Des expériences de récupération dans les matières fécales effectuées chez des hommes montrent que l'As(III) et l'As(V) solubles, ainsi que l'arsenic organique, sont bien absorbés par voie orale (95 %) et par inhalation (30 à 34 %).

L'arsenic tant organique qu'inorganique n'est pas bien absorbé par la peau.

2.3.2 Distribution

Après pénétration dans l'organisme, l'arsenic inorganique se retrouve rapidement dans la circulation sanguine, où il se fixe principalement à l'hémoglobine et se distribue dans tous les organes. Dans les 24 heures qui suivent, il se retrouve dans le foie, les reins, les poumons, la rate et la peau. Il se stocke préférentiellement dans les phanères (peau, cheveux, ongles), les os et les muscles. Il n'y a pas d'organe cible particulier ; mais en cas d'intoxication aiguë, les taux les plus importants sont retrouvés dans le foie et le rein, tandis que le stockage dans la peau résulte d'intoxications chroniques. Il est probablement lié à l'abondance des protéines renfermant des groupes sulfhydryles, avec lesquels l'arsenic réagit facilement. Chez l'homme, l'arsenic inorganique ne semble pas traverser la barrière hémato-encéphalique mais il existe un transfert transplacentaire [7].

2.3.3 Métabolisme et élimination

Une fois l'As présent dans l'organisme, celui-ci peut être soit métabolisé, soit directement éliminé [8].

Concernant la métabolisation de l'As_i, illustrée avec la figure 2, l'hypothèse la plus retrouvée est celle de la méthylation de l'As_{iii}, après réduction de l'As pentavalent en As trivalent. Cependant, une nouvelle voie de biotransformation a été récemment proposée dans laquelle les espèces d'As trivalentes, liées au glutathion (GSH) sont méthylées sans réaction d'oxydo-réduction [9,10].

La méthylation de l'As_i se déroule principalement au niveau du foie. Cependant, la plupart des organes possèdent cette capacité de méthylation. Un groupe méthyle provenant de la S-adénosylméthionine est transféré sous l'action de la méthyltransférase sur l'As trivalent [11]. La méthylation conduit à la formation de l'acide monométhylarsonique, puis de l'acide diméthylarsonique. Ce processus tend à rendre l'As moins réactif et plus à éliminer : la toxicité aiguë est réduite mais cela n'est pas exact pour la toxicité chronique et l'effet cancérigène. Le glutathion est nécessaire au processus de méthylation et sa déplétion diminue l'élimination de l'As. La méthylation de l'As est également

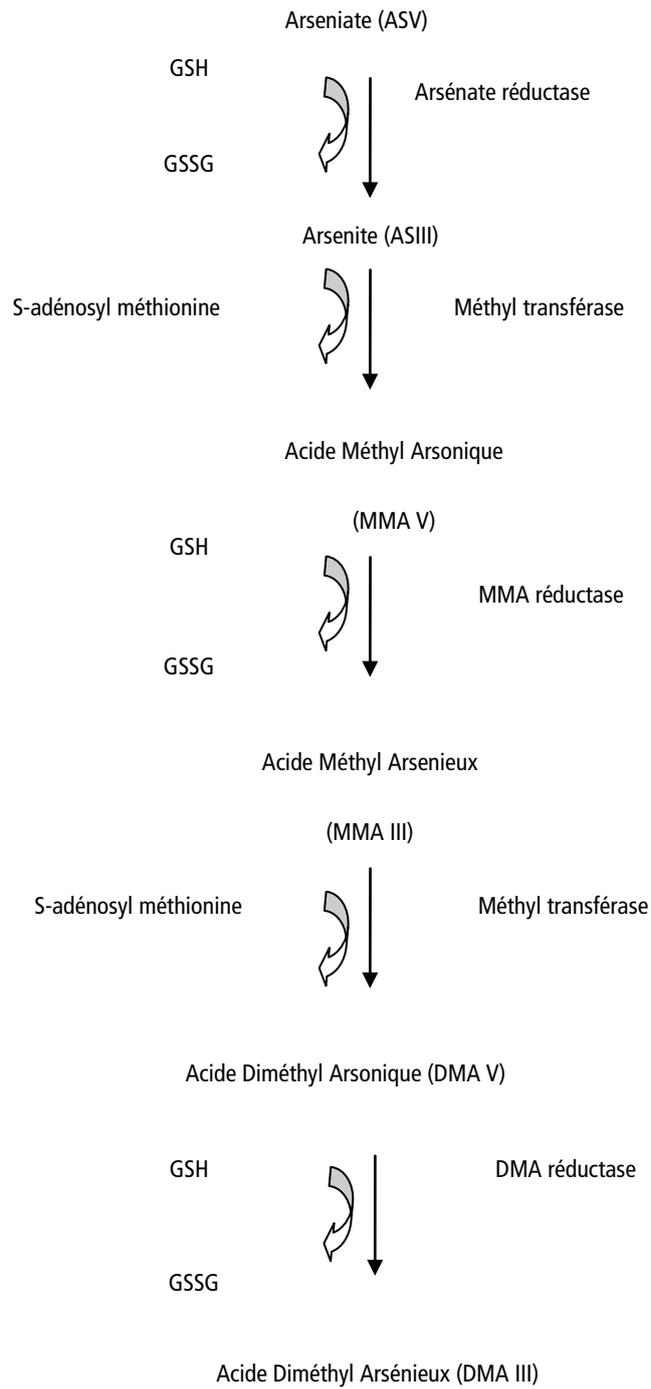
conditionnée par des facteurs génétiques comme le polymorphisme de la méthyl transférase, son absorption, la dose, la voie d'exposition et l'âge. L'As sous forme inchangée et les métabolites méthylés sont éliminés dans les urines par le rein après filtration glomérulaire, sécrétion tubulaire, et réabsorption active. Des études chez des volontaires montrent que 46 à 63 % de la dose d'As sont éliminés dans les quatre à cinq jours après l'ingestion, 30 % sont éliminés avec une demi-vie de plus d'une semaine et le reste avec une demi-vie supérieure à un mois [12,13]. La forme pentavalente, la voie orale et les faibles doses sont associées à une élimination plus rapide.

L'excrétion des composés méthylés commence environ cinq heures après l'ingestion, mais elle atteint son niveau maximal deux ou trois jours plus tard. L'autre devenir de l'As dans l'organisme est l'excrétion par voie urinaire rapide de l'As_i sous les formes trivalente et pentavalente. Ainsi, l'As urinaire est normalement constitué de 10 à 20 % d'As non méthylé, de 10 à 20 % de MMA et de 60 à 80 % de DMA [13-15].

Parmi les voies d'élimination moins importantes de l'As_i, on peut citer les fécès, la bile, les poumons et la sueur.

Chez l'homme, la demi-vie de l'As_i se situe entre deux et quarante jours [12]. La majeure partie de l'As organique ingéré est excrétée rapidement sous forme inchangée (>80 % de la dose dans les quatre jours) [14,16,17].

Figure 2 : Métabolisme proposé de l'As



2.3.4 Liens établis avec la santé

S'ils sont connus pour les doses fortes, les connaissances restent en revanche encore limitées pour les faibles doses. Ces connaissances proviennent soit de cas cliniques, soit d'études réalisées en milieu professionnel, soit d'études dans des populations exposées à de fortes concentrations présentes dans l'environnement comme dans l'eau de boisson au Bangladesh [18].

En toxicité aiguë, à très fortes doses, l'ingestion d'As total est létal [6].

Concernant les effets cancérigènes, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé l'As et ses composés dans le groupe 1, signifiant une certitude de survenue de cancer pour l'homme [19]. En milieu professionnel, les principaux cancers retrouvés sont ceux du poumon, de la vessie, du foie, du tube digestif, de la peau et des organes hématopoïétiques. Dans les populations exposées à de fortes teneurs en As dans l'eau (Bangladesh, Chili, Argentine, Taïwan et Mexique), ce sont les cancers cutanés qui prédominent.

Concernant les effets non cancérigènes, l'As peut être responsable d'atteintes de la peau et des phanères (dyspigmentation, hyperkératose), d'effets cardiovasculaires tels que la maladie des pieds noirs, d'effets gastro-intestinaux, hépatiques et rénaux et d'effets neurologiques. Plusieurs études [20-22] suggèrent également un lien entre exposition à l'arsenic hydrique et diabète, notamment chez des populations exposées à de fortes concentrations en As dans l'eau de boisson à Taïwan ou au Bangladesh.

Plusieurs études épidémiologiques à Taïwan, aux États-Unis et en Argentine ont montré des associations entre une proportion urinaire élevée de MMA et l'augmentation du risque d'effets sur la santé lié à l'As d'un facteur 2 à 5, notamment pour les cancers cutanés et de la vessie [11,23-27].

3 Matériel et méthodes

3.1 Schéma de l'étude

Il s'agit d'une étude transversale en population générale d'exposition biologique à l'arsenic menée en juillet et août 2007 pour la période estivale, en février 2008 pour la période hivernale dans six communes du bassin de Moselle et Madon. Elle s'appuie notamment sur :

- des prélèvements urinaires pour le dosage de l'arsenic urinaire ;
- un questionnaire qui relève différents facteurs de risque d'exposition relatifs aux caractéristiques personnelles des sujets, à leur lieu de résidence, au type d'habitat, à leurs professions et loisirs, à leur consommation de produits locaux, de boisson et tabagique ;
- des mesures environnementales d'arsenic.

L'administration du questionnaire a été effectuée aux domiciles des personnes par un enquêteur. Cette visite permettait également de collecter les échantillons d'urine. L'arsenic urinaire a été mesuré une seule fois en période estivale. Pour les enfants de 2 à 6 ans, il a également été dosé en période hivernale.

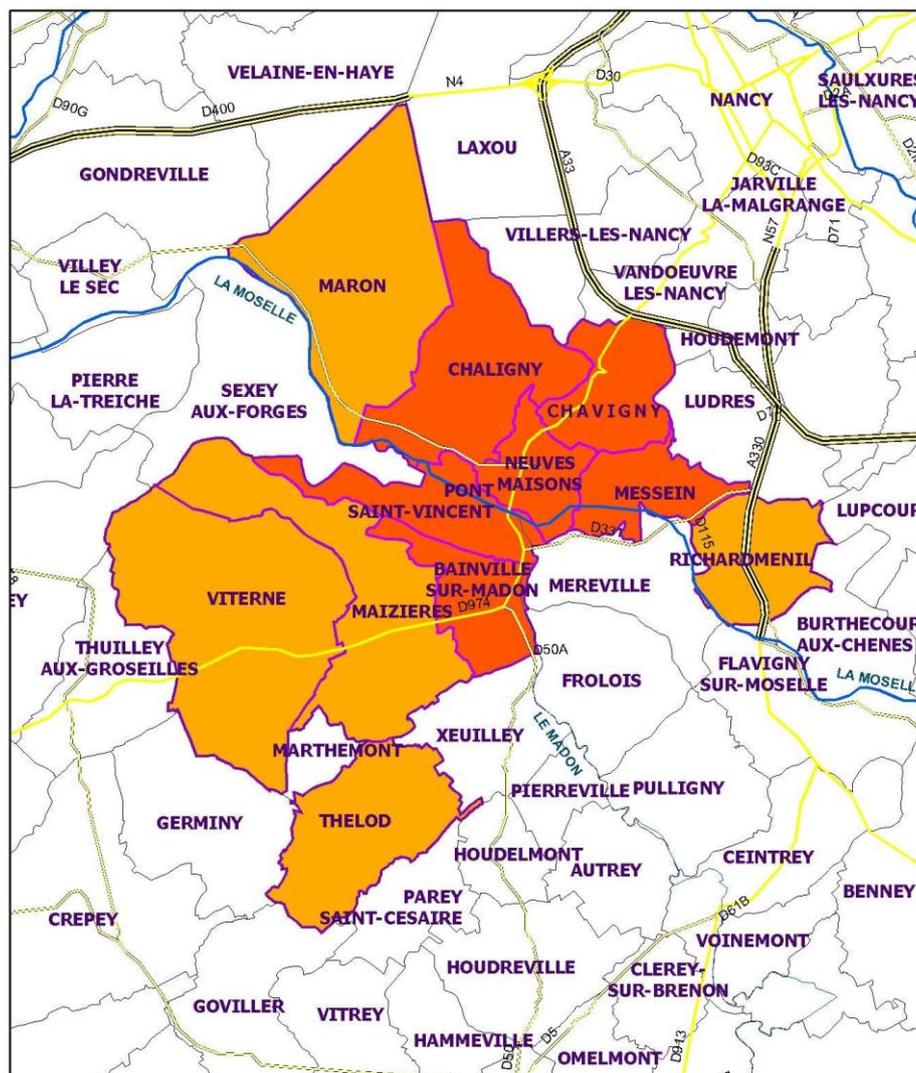
3.2 Délimitation de la zone de l'étude

À partir des données disponibles et fournies par le Bureau de recherche géologique et minière (BRGM), la zone d'étude dont la superficie est d'environ 42 km², a été restreinte à six communes de la communauté de communes Moselle

et Madon en Lorraine : Messein, Neuves-Maisons, Chaligny, Chavigny, Pont-Saint-Vincent et Bainville-sur-Madon. Ces communes ont été choisies car elles sont situées dans un environnement proche de l'aciérie, la présence d'arsenic dans leurs sols est avérée et elles présentent des caractéristiques socio-économiques et d'urbanisation homogènes (figure 3) : commune péri-urbaines. Les communes non retenues de la communauté de communes Moselle et Madon sont de caractéristiques rurales.

Figure 3 : Carte de la zone d'étude

**Etude d'imprégnation de la population à l'arsenic
d'origine naturelle dans le bassin de Neuves Maisons (54)
** zone d'étude *****



zone d'étude

- autres communes
- Communauté de communes Moselle Madon**
- communes hors zone d'étude
- communes incluses dans l'étude d'imprégnation



3.3 Population d'étude

3.3.1 Classes d'âge

Les comportements et les caractéristiques physiologiques sont différents en fonction de l'âge. Les enfants sont une population particulière à considérer vis-à-vis des sols pollués par leurs jeux à l'extérieur et le fait qu'ils mettent plus souvent les mains ou les jouets à la bouche [28,28,29]. Des différences métaboliques existent également entre les enfants et les adultes [6]. Ainsi, il a été prévu de distinguer les groupes de population suivants :

- les enfants âgés de 2 à 6 ans ;
- les enfants et les adolescents âgés de 7 à 17 ans ;
- les adultes âgés de 18 ans et plus.

3.3.2 Nombre de personnes à inclure dans l'étude

Une population suffisamment importante permet d'étudier de nombreux facteurs de risque. Au moment de l'écriture du protocole, il n'existait pas de valeur de référence précise concernant la somme As_i , MMA et DMA urinaire et la variabilité des différents facteurs d'exposition dans la population générale française n'était pas connue (les résultats de l'étude nationale nutrition santé (ENNS) ont été publiés en 2011 pendant l'écriture de ce rapport). Cette enquête étant à visée exploratoire, un échantillon total avec un effectif compris entre 250 et 500 personnes a été estimé pour étudier les groupes de population cités ci-dessus à partir des données issues de la littérature et d'autres études de ce type.

D'après le recensement de l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) de 1999, la population dans la zone d'étude pouvant participer à l'enquête comprenait 15 915 personnes. Les effectifs des différents groupes de population étudiés sont présentés dans le tableau I et le recrutement de 250 à 500 personnes représente environ 3 % de la population de la zone d'étude.

Tableau I : Effectifs de la population par commune selon les classes d'âge (Insee 1999)

	Bainville- sur- Madon	Chaligny	Chavigny	Messein	Neuves- Maisons	Pont- Vincent	Saint-	Totaux (%)
Enfants de 2 à 6 ans	65	178	90	83	432	127		975 (6,1%)
Enfants et adolescents (7-17 ans)	161	447	250	271	1 030	300		2 459 (15,5%)
Adultes (18 ans et +)	933	2 299	1 235	1 128	5 287	1 599		12 478 (78,4%)
Total	1 159	2 924	1 575	1 482	6 749	2 026		15 912 (100%)

3.3.3 Inclusion des sujets

Les sujets participant à cette étude ont été recrutés dans les six communes de la zone d'étude. Ils devaient respecter les deux critères suivants :

- être âgé d'au moins 2 ans pour l'obtention des prélèvements urinaires ;
- avoir résidé les 4 jours précédant le prélèvement dans la zone d'étude, afin de tenir compte de la demi-vie du biomarqueur utilisé, témoin d'une exposition récente.

3.3.4 Relations avec la population et les acteurs

Le mode de recrutement étant basé sur le volontariat, une campagne d'information et de communication avant le début de l'enquête s'est avérée nécessaire. Différentes cibles ont été identifiées :

- les élus de la zone d'étude ;
- les professionnels de santé et le personnel des mairies ;
- la population.

Une information préalable des professionnels de santé et des équipes municipales a permis d'assurer le rôle de relais d'information auprès de la population. Plusieurs réunions ont alors été programmées : sept avec les élus locaux et le personnel des mairies et une avec les professionnels de santé. Ces relais ont permis de bénéficier de sites publics laissés à l'appréciation des maires, utilisés, par la suite, pour déposer des dépliants d'information pour la population.

Ainsi, en fonction des cibles identifiées, différents supports d'information et de communication ont été réalisés dont les objectifs étaient d'informer et d'inciter la population à participer à l'étude, de répondre aux interrogations et d'orienter vers

des sources d'information complémentaires. Les différents supports utilisés, présentés en annexe 3, étaient :

- un dépliant d'information et d'inscription distribué avec le bulletin de la communauté de communes et déposé dans certains lieux de la zone d'étude : cabinets médicaux, pharmacies, mairies...
- une affiche de format A3 diffusée dans les mêmes lieux que le dépliant d'information ;
- un document pédagogique composé de sept fiches thématiques reprenant les principales interrogations autour de l'étude et leurs éléments de réponse :
 - fiche 1: l'étude d'exposition biologique ;
 - fiche 2 : participation à l'étude ;
 - fiche 3 : les analyses et les résultats ;
 - fiche 4 : l'arsenic dans le bassin de la communauté de communes Moselle et Madon ;
 - fiche 5 : connaissances sur l'arsenic ;
 - fiche 6 : arsenic, environnement et santé ;
 - fiche 7 : documentation.
- le site internet de la communauté de communes sur lequel tous les documents étaient mis en ligne ;
- une adresse électronique et une boîte vocale dédiées à l'étude sur lesquelles la population pouvait laisser ses coordonnées soit pour s'inscrire soit pour poser des questions sur l'étude.

3.3.5 Aspects réglementaires

3.3.5.1 Demande de consentement

Un accord écrit de participation à l'enquête a été demandé à chaque personne incluse dans l'étude avant toute investigation (prélèvement biologique et questionnaire). Une fiche d'information et de consentement a été remise aux sujets de l'enquête où ceux-ci ont apposé leur signature. Dans le cas des enfants, l'accord a été demandé aux deux parents et une lettre d'information a été remise à l'enfant âgé de plus de 6 ans participant à l'étude ainsi qu'à ses deux parents.

3.3.5.2 Confidentialité

Cette étude a fait l'objet d'une déclaration à la commission nationale de l'informatique et des libertés (CNIL) (demande d'autorisation n°907100) et au Comité de protection des personnes (CPP) du CHU Henri Mondor de Créteil.

3.4 Protocole d'échantillonnage et des campagnes de mesure de l'étude

3.4.1 Période de l'étude

Volontairement, l'étude a été réalisée au cours des mois de juillet et août. En effet, ce sont les mois les plus propices aux contacts avec le sol, notamment pour les enfants qui jouent plus à l'extérieur à cette période de l'année. Un deuxième prélèvement urinaire a été effectué en hiver chez tous les enfants âgés de 2 à 6 ans et ayant participé au premier volet de l'étude afin de disposer d'une deuxième mesure urinaire à des fins de comparaison.

3.4.2 Campagne d'été

3.4.2.1 Planification de la visite au domicile

La planification de la visite au domicile comprenant le recueil urinaire et l'administration du questionnaire s'organisait ainsi :

- prise de rendez-vous par téléphone : une fois la personne inscrite lors d'un contact téléphonique, l'enquêteur convenait avec la personne enquêtée du jour et de l'heure de son passage. De plus, il précisait les précautions à prendre pour obtenir un prélèvement exploitable (ne pas consommer de poisson et de fruits de mer soixante douze heures avant le prélèvement urinaire et placer les urines du matin au réfrigérateur à une température de +4°C).
- envoi des documents et du flacon vide : au cours des jours précédant le recueil urinaire, l'enquêteur déposait ou envoyait par voie postale au domicile le flacon (40mL) pour le prélèvement des premières urines du matin et la note d'information.
- visite au domicile (durée : 1h) : lors de son passage au domicile, l'enquêteur expliquait l'étude et demandait au sujet de signer la fiche de consentement, administrait le questionnaire, sur lequel il reportait le numéro d'inclusion à 5 chiffres et récupérait le flacon d'urine étiqueté. Les échantillons étaient alors conservés à -20°C en attente de leur analyse.

3.4.2.2 Mesures biologiques

Le centre régional de toxicologie professionnelle et environnementale de Lille a réalisé les analyses biologiques (arsenic et créatinine urinaires). L'excrétion de la créatinine journalière, stable et indépendante de la diurèse, permet de s'affranchir des variations de celle-ci. Les résultats du dosage de l'arsenic urinaire ont été exprimés en $\mu\text{g.L}^{-1}$ et en $\mu\text{g d'arsenic.g}^{-1}$ de créatinine. Cette mesure adaptée demande également de conserver la stabilité des espèces d'As excrétées dans les urines ; les échantillons d'urine ont été stockés à -20°C pour maintenir la valence des espèces jusqu'à l'analyse [30,31].

3.4.2.2.1 As_i+MMA+DMA

L'arsenic inorganique et ses métabolites ont été dosés par spectrométrie d'absorption atomique avec four graphite (GFAAS) sur un appareil de type « Aanalyst 800 » (Perkin Elmer). Le principe du dosage est le suivant : les différents composés de l'arsenic présents dans l'urine forment un complexe avec l'iode en milieu acide extrait par le toluène. Cette phase organique est extraite dans du dichromate de potassium. L'arsenic est ensuite dosé par spectrométrie d'absorption atomique avec four.

À partir d'une solution étalon d'arsenic à 100 mg.L⁻¹ diluée au 1/100, des solutions à différentes concentrations d'arsenic (0, 25, 50, 100, 200 et 300 µg.L⁻¹) sont préparées afin d'obtenir une gamme d'étalonnage.

Les limites de détection et de quantification de la méthode sont respectivement de 0,2 et 0,8 µg.L⁻¹. Sa reproductibilité (n=8) est de 14,7 % pour le contrôle dosé à 9,8 µg.L⁻¹ et de 7,9 % pour le contrôle dosé à 97,4 µg.L⁻¹.

3.4.2.2.2 Spéciation

Les espèces urinaires de l'arsenic (As V, As III, MMA et DMA) ont été mesurées sur un sous-groupe d'échantillons tirés au sort (n=86 sujets) sur appareil de type « Agilent 7500a » (Agilent Technologies). Après une séparation en chromatographie liquide haute performance (HPLC), l'échantillon est nébulisé puis injecté dans le plasma inductif couplé au spectromètre de masse (ICP/MS).

L'analyse des échantillons par ICP/MS peut être divisée en quatre étapes : phase d'introduction/nébulisation ; phase d'ionisation ; phase de séparation en masse et charge, et phase de détection.

À partir d'une solution étalon contenant les quatre espèces d'arsenic (DMA, arsenic III, MMA et arsenic V) à 20 mg.L⁻¹ diluée au 1/100, des solutions à différentes concentrations des cinq espèces d'arsenic (0, 1, 2, 5, 10 et 20 µg.L⁻¹) sont préparées afin d'obtenir une gamme d'étalonnage.

Les limites de détection et de quantification de la méthode sont respectivement de 0,2 µg.L⁻¹ et de 0,5 µg.L⁻¹ pour chaque espèce. La répétabilité (n=6) de la méthode est respectivement de 6,3 à 7,5 % pour les contrôles à 12,2 et 10,2 µg.L⁻¹ ; de 3,8 à 4,4 % pour les contrôles à 82,7 et 75,4 µg.L⁻¹ et de 11,7 % pour un contrôle dosé à 7,1 µg.L⁻¹.

3.4.2.2.3 Créatinine

Les concentrations en créatinine urinaire ont été déterminées par la réaction de Jaffé modifiée qui est un test colorimétrique cinétique. À l'échantillon était ajoutée de la soude puis de l'acide picrique pour le déclenchement de la réaction car en milieu alcalin la créatinine forme un complexe jaune-orangé avec le picrate. L'intensité de la coloration est directement proportionnelle à la concentration en créatinine et était mesurée par photométrie. La méthode cinétique permet de limiter les interférences créées par des substances chromogènes présentes dans l'urine.

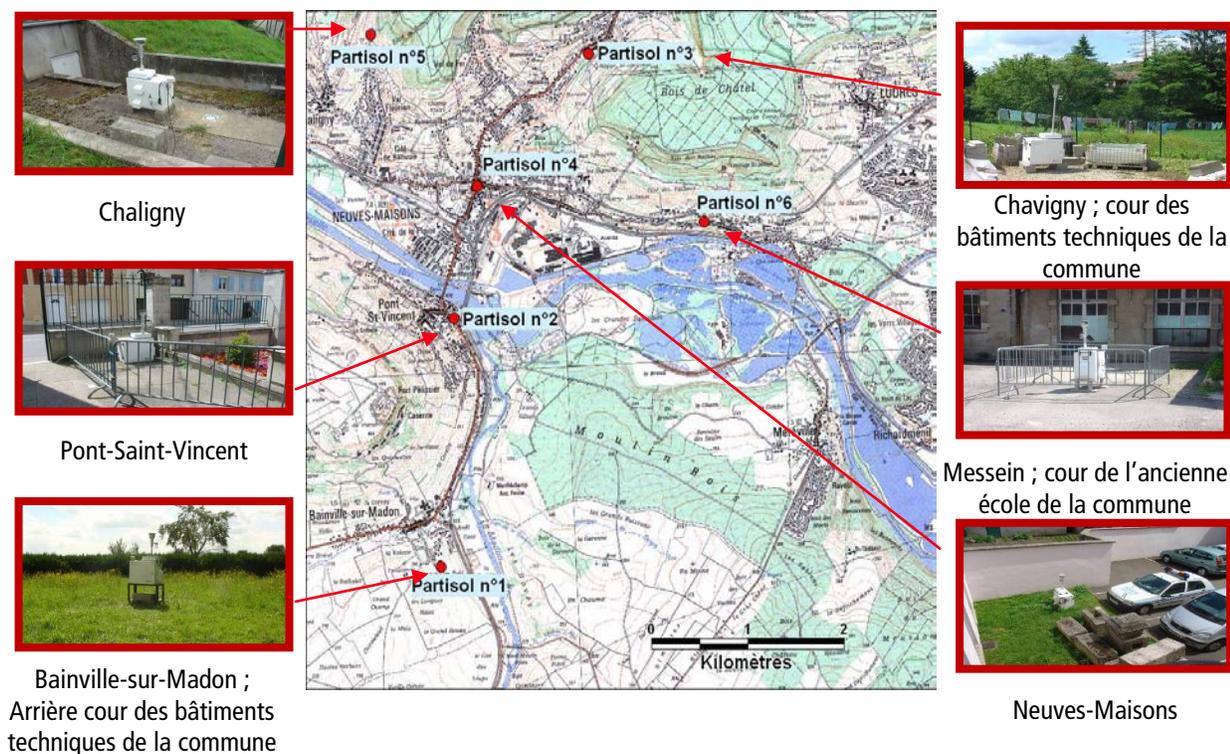
3.4.2.3 Mesures environnementales

3.4.2.3.1 Mesures dans l'air

Les concentrations en arsenic dans l'air ont été déterminées dans les particules fines en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) par l'association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air de Lorraine AIRLOR. Un appareil préleveur de type « PARTISOL PLUS » a été implanté dans chacune des six communes de la zone d'étude pendant la période de l'étude (juillet et août 2007) (figure 4). La durée du prélèvement pour un filtre était de 7 jours, avec un débit de $1\ \text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Les filtres chargés en poussière étaient ensuite analysés par un couplage spectrométrie d'émission à plasma-spectrométrie de masse (ICP-MS). La limite de détection de la méthode est de $0,2\ \text{ng}/\text{filtre}$. La concentration en regard de cette limite de détection s'apprécie en fonction du volume d'air qui est passé sur le filtre.

Un système d'information géographique (SIG) a été utilisé pour déterminer le site de prélèvement le plus proche des domiciles des sujets participant à l'étude. La concentration en As dans les PM_{10} retenue pour chaque volontaire était la concentration mesurée par le préleveur le plus proche de son domicile, la semaine précédant son prélèvement. La distance moyenne entre les domiciles des sujets et le site de prélèvement le plus proche était de $695 \pm 309\ \text{m}$ (maximum : $1\ 408\ \text{m}$).

Figure 4 : Localisation des six préleveurs de particules atmosphériques sur la zone d'étude



3.4.2.3.2 Mesures dans l'eau

Les concentrations dans l'eau retenues sont celles mesurées au cours de la période concernée – juillet à septembre 2007 – dans le cadre des contrôles réglementaires effectués par la DDASS pour vérifier la qualité de l'eau potable (deux fois par an) et des eaux de rivière (une fois par mois) par ICP-MS. La limite de détection de la méthode utilisée est de $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Un même réseau d'adduction d'eau potable dessert l'ensemble des communes étudiées.

3.4.2.3.3 Mesures dans les sols

Les prélèvements et les analyses des teneurs en arsenic du sol ont été réalisés sur la zone d'étude, au cours de l'année 2007, par le BRGM à l'occasion d'une étude détaillée sur la caractérisation des sols lorrains. Une deuxième campagne de prélèvement a été réalisée après géo-référencement des domiciles des participants afin de s'assurer de disposer d'un prélèvement le plus proche possible de chaque domicile.

Au total, 366 prélèvements ont été effectués sur la zone d'étude à une profondeur comprise entre 0 et 5 cm. Puis un SIG a été utilisé pour attribuer aux sujets la concentration en As dans les sols la plus proche de leur domicile. La distance moyenne entre les habitations des participants et le point de prélèvement le plus proche était de 111 ± 82 m (maximum : 428 m).

L'As total a été analysé en utilisant un appareil à fluorescence X sur le terrain (figure 5) et par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) au laboratoire. La limite de détection de la méthode utilisée est de 5 mg.kg^{-1} .

Figure 5 : Appareil à fluorescence X



3.4.2.4 Questionnaire

Le questionnaire administré par trois enquêteurs recrutés par le centre d'épidémiologie clinique du CHU de Nancy et formés le 7 juin 2007 a fait l'objet d'une saisie informatique. Il a été construit en deux volets :

- un volet nommé « volet foyer » dont les réponses sont communes à l'ensemble de la famille vivant dans l'habitat ;
- un volet nommé « volet individuel » dont les informations ne concernent que la personne volontaire pour

le recueil urinaire et dont une page est détachable pour pouvoir anonymiser les données.

Ce volet comporte les informations suivantes sur :

- les caractéristiques personnelles des personnes incluses dans l'étude :
 - leur sexe ;
 - leur date de naissance ;
 - leur poids, leur taille.

- les facteurs d'exposition et de confusion, identifiés à partir de la littérature [32-34], les quatre jours précédant l'enquête pour considérer la demi-vie du biomarqueur :
 - leur résidence ;
 - leurs activités professionnelles ;
 - leurs loisirs ;
 - leur consommation de produits de la mer 3 jours et 7 jours précédant l'enquête notamment pour vérifier le respect des consignes et l'influence de leur consommation sur les concentrations en As urinaire ;
 - leur consommation de produits locaux ;
 - leur consommation de boisson ;
 - leur consommation tabagique.

3.4.3 Campagne d'hiver

3.4.3.1 Planification de la visite au domicile

La campagne d'hiver ne concerne que les enfants âgés de 2 à 6 ans, ayant participé à la campagne d'été. Les visites au domicile ont été planifiées entre le 20 février et le 10 mars 2008. Elles ont été conduites de manière identique à la campagne d'été : prise de rendez-vous par téléphone, envoi des documents et du flacon vide puis visite au domicile des sujets avec recueil du prélèvement urinaire et administration du questionnaire. Un prélèvement de poussières à l'intérieur des logements des participants a été effectué afin d'appréhender la contamination en arsenic des poussières et une éventuelle contribution à l'exposition compte tenu du temps passé dans le logement pendant la période hivernale.

3.4.3.2 Dosage de l'arsenic urinaire

Le principe du dosage de l'arsenic urinaire est le même que celui exposé au 3.4.2.2.

3.4.3.3 Prélèvement de poussières intérieures des logements

Ce prélèvement est effectué par une personne portant des protèges chaussures afin d'éviter les contaminations externes. Il a été réalisé avec un aspirateur du commerce : Marque Proline[®], modèle « BL200 » d'une puissance de 1800 W et d'une aspiration maximale égale à 21 KPa. Les pièces les plus fréquentées par l'enfant telles que sa chambre et la pièce principale du domicile ont été aspirées successivement formant un composite des différentes pièces d'un même logement. Les poussières sous les meubles ont été prélevées lorsque ces espaces étaient accessibles aux enfants. Les différentes pièces échantillonnées et la surface totale aspirée ont été notées sur une feuille de prélèvement.

En revanche, il ne s'est pas avéré nécessaire de reconduire d'autres prélèvements dans les milieux environnementaux (air, eau et sols).

La méthode de dosage est identique en tout point à celle utilisée pour la mesure analytique dans les sols.

3.4.3.4 Questionnaire

Le questionnaire de la campagne d'hiver comporte un volet supplémentaire sur les caractéristiques du logement : l'énergie de chauffage, la présence d'une ventilation, l'entretien de l'habitat et les revêtements au sol. Ces données n'ont pas été exploitées en raison des résultats d'As dans les poussières retrouvées et discutés en 5.3.3.

3.5 Plan d'analyse statistique

3.5.1 Analyse descriptive

3.5.1.1 Description de la population

La population d'étude est décrite dans sa globalité sauf pour la profession présentée seulement pour la population adulte et pour les caractéristiques des domiciles qui sont décrites par foyer. Les variables qualitatives sont présentées sous forme d'effectif et de proportions dans la population d'étude. Les données quantitatives sauf l'âge sont décrites par la moyenne arithmétique et son écart-type, les percentiles 25, 50, 75, 95 (le 95^e percentile signifie que 95 % de la population présente une concentration inférieure ou égale à ce repère), les minimum et maximum.

3.5.1.2 Description des concentrations en As dans l'environnement

Les concentrations en As dans l'environnement sont décrites par leurs moyennes géométriques sur toute la zone d'étude.

3.5.1.3 Description des concentrations en arsenic urinaire

Lorsque les concentrations mesurées sont comprises entre la limite de détection et la limite de quantification, le laboratoire fournit une concentration avec une incertitude plus importante que pour les valeurs supérieures à la limite de quantification. Nous avons donc remplacé ces valeurs par la limite de quantification divisée par 2 dans l'analyse statistique.

L'étude préliminaire des concentrations en arsenic urinaire a montré que la distribution était asymétrique. Une transformation logarithmique a donc été utilisée. Les concentrations en arsenic urinaire seront décrites par leurs moyennes géométriques afin d'éviter l'influence des valeurs extrêmes, les percentiles 25, 50, 75 et 95 ainsi que les minimum et maximum. Les moyennes arithmétiques et leurs écart-types ont cependant également été calculés à des fins de comparabilité avec la littérature.

Compte tenu des différences importantes dans les caractéristiques physiologiques (notamment les différences métaboliques), les comportements, les habitudes de vie et la consommation alimentaire et de boisson des différents groupes de participants, la distribution des concentrations d'arsenic urinaire sera présentée séparément pour les trois classes d'âge qui ont été précédemment définies ainsi que par sexe pour les adultes.

3.5.2 Recherche des facteurs individuels et environnementaux pouvant expliquer les concentrations en As urinaire

Les facteurs de confusion et d'exposition potentiellement liés aux concentrations d'arsenic dans les urines ont tout d'abord été identifiés, puis ont été testés par une régression multiple linéaire. Le modèle a été défini en incluant :

- la créatinine ;
- les variables environnementales (concentrations en As dans l'air et dans les sols) ;
- l'âge ;
- le sexe ;
- les variables provenant du questionnaire qui avaient été identifiés dans des études précédemment publiées comme contribuant aux niveaux d'As urinaire : les habitudes de consommation alimentaire [35-40] et la consommation de vin [33] ;
- les variables pouvant être liées à l'exposition à l'As : le tabagisme, posséder un jardin potager, jouer à l'extérieur et avoir une exposition professionnelle ou de loisir à risque d'exposition à l'As.

4 Résultats

4.1 Population étudiée

4.1.1 Recrutement

La phase de recrutement s'est déroulée de mai à août 2007. L'enquête d'été s'est déroulée du 3 juillet au 5 septembre 2007. Au total, 372 personnes regroupées en 161 foyers se sont inscrites selon les modalités suivantes :

- n=6 (soit 1 foyer) par envoi d'un mail à l'adresse DDASS dédiée ;
- n=350 (soit 153 foyers) par bulletin d'inscription pré-affranchi ;
- n=16 (soit 7 foyers) par boîte vocale.

Parmi ces 372 participants inscrits, 21 d'entre eux appartenant à 10 foyers ont ensuite décliné leur participation ou n'ont pu être joints par les enquêtrices. Au final, 351 personnes ont donc été incluses dans l'étude, soit 151 foyers.

L'enquête d'hiver s'est déroulée du 19 février au 6 mars 2008, remobilisant 23 des 29 enfants âgés de 2 à 6 ans inclus dans le premier volet. En effet, les familles de 3 enfants n'ont pu être contactées par téléphone et 3 enfants n'étaient pas sur la zone d'étude pendant les semaines d'enquête.

4.1.2 Caractéristiques de la population

4.1.2.1 Variables sociodémographiques et physiologiques

Les hommes représentent 52 % de la population. L'âge moyen sur l'ensemble de la population est de 43 ans (écart-type : ET=23 ans). 29 participants sont âgés de 2 à 6 ans, 48 de 7 à 17 ans et 274 ont un âge supérieur ou égal à 18 ans (tableau II). Concernant les personnes âgées de 18 ans ou plus, plus d'un tiers sont des retraités et environ 22 % ont une profession classée comme intermédiaire.

Concernant le sexe et l'âge, les pourcentages de la population d'étude sont proches de ceux de la population résidant dans la zone d'étude d'après l'Insee (1999).

Tableau II : Caractéristiques sociodémographiques de la population d'étude (n=351)

	Effectif (%)	Insee (1999)
Sexe (n=351)		
féminin	169 (48,0 %)	7 743 (48,7 %)
masculin	182 (52,0 %)	8 169 (51,3 %)
Âge (n=351)		
18-99 ans	274 (78,0 %)	12 478 (78,4 %)
7-17 ans	48 (13,7 %)	2 459 (15,5 %)
2-6 ans	29 (8,3 %)	975 (6,1 %)
Moyenne ± ET	43 ± 23 ans	
Commune (n=351)		
Messein	38 (10,8 %)	1 482 (9,3 %)
Chaligny	69 (19,7 %)	2 921 (18,4 %)
Chavigny	45 (12,8 %)	1 575 (9,9 %)
Neuves-Maisons	108 (30,8 %)	6 749 (42,4 %)
Pont-Saint-Vincent	43 (12,3 %)	2 026 (12,7 %)
Bainville-sur-Madon	48 (13,7 %)	1 159 (7,3 %)
Professions et catégories socioprofessionnelles pour les adultes (n=273)		
Exploitants/agriculteurs	0 (0,0 %)	
Artisans/commerçants	6 (2,2 %)	
Cadres	35 (12,8 %)	
Professions intermédiaires	61 (22,3 %)	
Employés	34 (12,5 %)	
Ouvriers	11 (4,0 %)	
Retraités	93 (34,1 %)	
Autres	33 (12,1 %)	

4.1.2.2 Caractéristiques de l'habitat

Le tableau III présente les caractéristiques de l'habitat par foyer ayant participé à l'étude. Plus de 90 % des foyers habitent une maison avec un jardin et environ 2/3 des foyers possèdent un jardin potager.

Tableau III : Caractéristiques de l'habitat par foyer (n=151)

Variables	N (%)
Type de logement (n=151)	
Maison	143 (95 %)
Appartement	8 (5 %)
Présence d'un jardin potager (n=151)	
Oui	101 (67 %)
Non	50 (33 %)
Présence d'un jardin d'agrément (n=151)	
Oui	139 (92 %)
Non	12 (8 %)
Possession d'un animal domestique (n=151)	
Oui	63 (58 %)
Non	88 (42 %)

4.2 Caractérisation des milieux environnementaux de la zone d'étude en arsenic

4.2.1 Concentrations atmosphériques

Les concentrations en As dans les PM₁₀ durant la période de l'étude sont de $0,48 \pm 0,16$ ng.m⁻³ avec une concentration maximale de 0,97 ng.m⁻³. La concentration en As dans les PM₁₀ retenue pour chaque participant est la concentration mesurée par le préleveur le plus proche de son domicile, repéré par SIG, la semaine précédant le recueil urinaire.

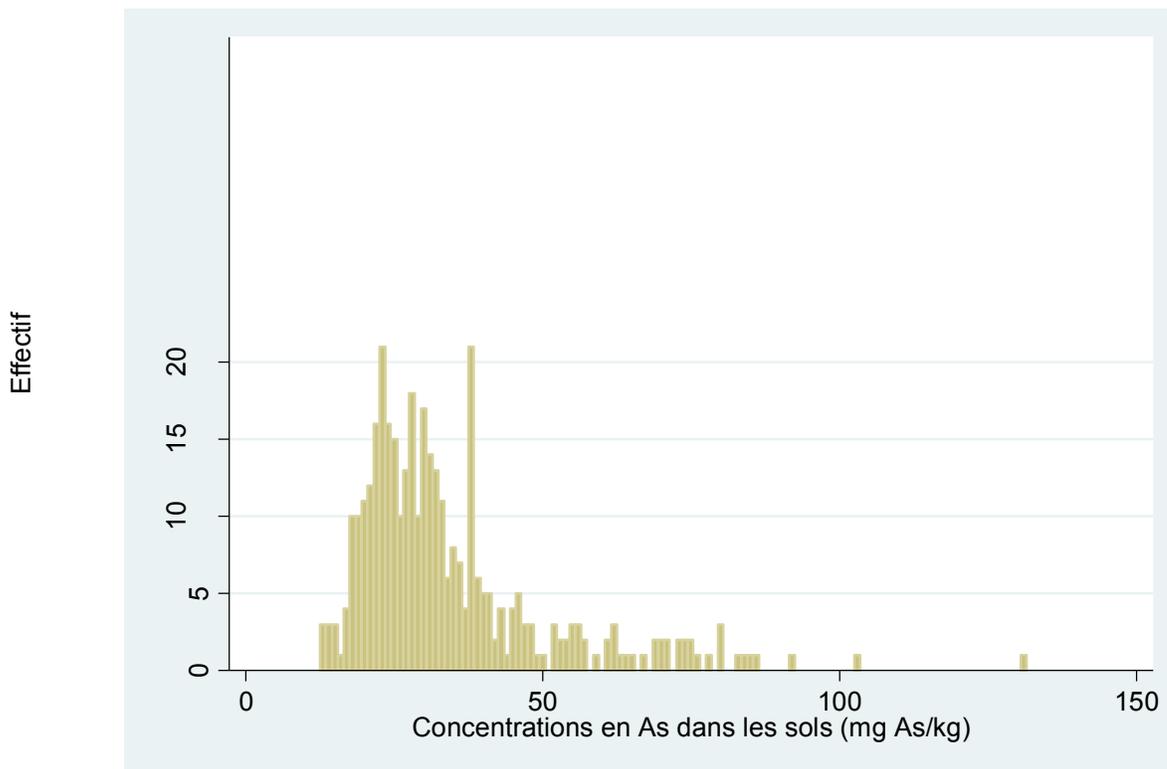
4.2.2 Concentrations dans l'eau potable et les eaux de rivière

Les analyses d'eau de consommation conduites régulièrement depuis 1996 (n=119) montrent que toutes les concentrations en As dans l'eau potable et dans les eaux de rivière sont inférieures à 0,01 mg As.L⁻¹ sauf pour un échantillon pour lequel la concentration est égale à 0,01 mg As.L⁻¹. Ainsi, toute la population d'étude est considérée comme n'étant pas exposée par l'eau du réseau.

4.2.3 Concentrations dans les sols

La distribution des niveaux d'As dans les sols de la zone d'étude est présentée dans la figure 6. Sa moyenne géométrique est de 31 mg.kg⁻¹ de sol sec avec une concentration minimale de 13 mg.kg⁻¹ et une concentration maximale de 131 mg.kg⁻¹.

Figure 6 : Distribution des concentrations en As dans les sols de la zone d'étude (n=366)



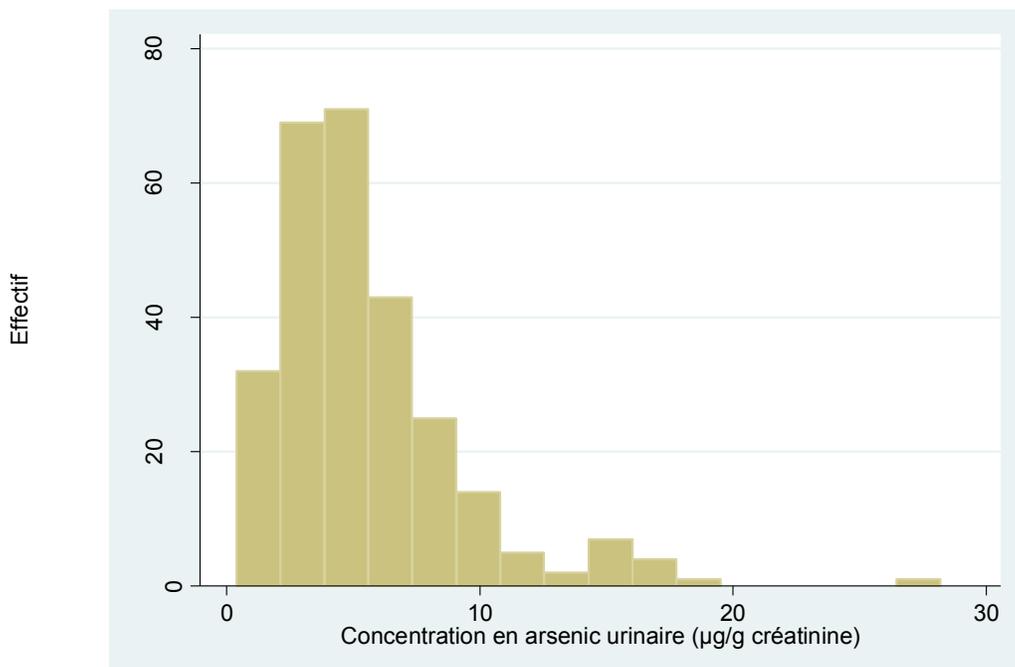
Compte tenu des différences importantes dans les habitudes de vie et la consommation alimentaire et de boisson des différents groupes de participants, les résultats sont présentés séparément pour les adultes âgés de 18 ans et plus, pour les jeunes âgés de 7 à 17 ans et enfin pour les enfants de 2 à 6 ans.

4.3 Résultats pour la population adulte âgée de 18 ans et plus

4.3.1 Concentrations en arsenic urinaire (As_i + MMA + DMA)

La figure 7 décrit la distribution des concentrations en arsenic urinaire pour la somme As_i + MMA + DMA au sein de la population adulte âgée de 18 ans et plus. La forme de la courbe correspond à une distribution d'une loi log-normale. Les résultats sont exprimés dans deux unités différentes afin de permettre une comparaison avec la littérature scientifique qui propose ces deux possibilités selon les études décrites.

Figure 7 : Distribution des concentrations en arsenic urinaire (As_5 + MMA + DMA) en $\mu\text{g/g}$ créatinine pour la population adulte ($n=274$)



Quinze valeurs sont inférieures à la limite de quantification mais supérieures à la limite de détection (LD). Le tableau IV présente les moyennes arithmétiques et géométriques exprimées en $\mu\text{g.L}^{-1}$ et en $\mu\text{g/g}$ de créatinine pour toute la population adulte, par sexe et par statut tabagique. La moyenne géométrique pour la population adulte est de $3,6 \pm 2,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ et de $4,5 \pm 1,9 \mu\text{g/g}$ de créatinine. 5% de la population adulte a des concentrations en As urinaire supérieures à $11,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $13,4 \mu\text{g/g}$ de créatinine. Les valeurs maximales d'arsenic urinaire sont de $25,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $28,2 \mu\text{g/g}$ de créatinine.

Tableau IV : Distribution des concentrations en arsenic urinaire pour les adultes âgés de 18 ans et plus

	n	<LQ	Moyenne arithmétique \pm Ecart Type	Moyenne Géométrique \pm Ecart Géométrique Type	P25	P50	P75	P95	Max.
Tous les participants âgés de 18 ans et plus									
As urinaire ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	274	15	$4,7 \pm 3,7$	$3,6 \pm 2,2$	2,3	3,9	6,2	11,3	25,5
As urinaire ($\mu\text{g/g}$ créat.)	274	15	$5,5 \pm 3,7$	$4,5 \pm 1,9$	3,2	4,5	7,0	13,4	28,2

LQ : limite de quantification ; P : percentile

4.3.2 Recherche des facteurs individuels et environnementaux pouvant influencer les concentrations en As urinaires de la population adulte

La recherche des facteurs, qu'ils soient liés aux individus ou liés à l'environnement, s'effectue en deux étapes. La première consiste à décrire les caractéristiques des personnes et de l'environnement, la deuxième cherche à mettre en lien ces caractéristiques environnementales et humaines avec les concentrations urinaires en arsenic.

4.3.2.1 Description des caractéristiques de la population adulte

Ce paragraphe présente une description de la population adulte de l'étude, au nombre de 274 personnes de 18 ans et plus, qui se sont portées volontaires pour participer à cette enquête. Sont décrites les habitudes de vie, la consommation alimentaire, la consommation de boisson et l'emploi du temps de cette population. Dans le tableau suivant (tableau V) est présenté les concentrations en arsenic urinaire en fonction du sexe chez les adultes âgés de 18 ans et plus.

Tableau V : Distribution des concentrations en arsenic urinaire pour les adultes âgés de 18 ans et plus en fonction du sexe

	n	<LQ	Moyenne arithmétique ± Ecart Type	Moyenne Géométrique ± Ecart Géométrique Type	P25	P50	P75	P95	Max.
Hommes									
As urinaire (µg.L ⁻¹)	134	5	5,5 ± 4,0	4,2 ± 2,2	2,6	4,6	7,1	12,1	22,5
As urinaire (µg/g créat.)	134	5	5,4 ± 3,8	4,4 ± 1,9	3,2	4,4	6,3	14,4	28,2
Femmes									
As urinaire (µg.L ⁻¹)	140	10	3,9 ± 3,1	2,9 ± 2,2	2,0	3,0	4,9	9,2	25,5
As urinaire (µg/g créat.)	140	10	5,6 ± 3,5	4,5 ± 1,9	3,1	4,7	7,5	11,8	19,2

LQ : limite de quantification ; P : percentile

4.3.2.1.1 Habitudes de vie

Sept personnes ont déclaré avoir une activité professionnelle ou de loisirs à risque d'exposition à l'arsenic : fabrication et utilisation de pesticides arsenicaux, fabrication et utilisation de pigments contenant de l'arsenic, recyclage des métaux par traitement pyrométallurgique, fabrication et utilisation de plombs de chasse et travail du bois traité au CCA (cuivre, chrome, arsenic). Quarante-trois personnes sont fumeuses (9 ± 8 cigarettes fumées par jour, la semaine précédant l'enquête) et 41 sont exposées à de la fumée de tabac environnementale. Les concentrations en arsenic urinaire en fonction du statut tabagique sont présentées dans le tableau VII.

Tableau VI : Habitudes de vie par sexe chez les adultes (18 ans et plus) (n=274)

	Hommes	Femmes
	N (%)	N (%)
Activité professionnelle ou de loisirs à risque		
Oui	5 (4 %)	2 (1 %)
Non	129 (96 %)	138 (99 %)
Statut tabagique		
Fumeur	21 (16 %)	19 (14 %)
Non fumeur	113 (84 %)	121 (86 %)

Tableau VII : Distribution des concentrations en arsenic urinaire pour les adultes âgés de 18 ans et plus en fonction du statut tabagique

	n	<LQ	Moyenne arithmétique ± Ecart Type	Moyenne Géométrique ± Ecart Géométrique	P25	P50	P75	P95	Max.
Fumeurs									
As urinaire (µg.L ⁻¹)	40	3	5,1 ± 3,9	3,8 ± 2,4	2,4	3,7	7,2	13,2	16,6
As urinaire (µg/g créat.)	40	3	5,0 ± 3,1	4,1 ± 2,2	2,9	4,4	6,6	11,5	13,4
Non fumeurs									
As urinaire (µg.L ⁻¹)	234	12	4,6 ± 3,6	3,5 ± 2,2	2,3	3,9	6,1	11,1	25,5
As urinaire (µg/g créat.)	234	12	5,5 ± 3,8	4,6 ± 1,9	3,2	4,5	7,0	14,5	28,2

P : percentile

4.3.2.1.2 Consommation alimentaire

Bien qu'il fût demandé aux participants de ne pas consommer de produits de la mer, les 3 jours précédant l'enquête, 19 adultes en avaient tout de même mangé.

Concernant la consommation de produits locaux les 4 jours précédant l'investigation, plus de la moitié des personnes avaient consommé des produits de leur jardin potager, un peu moins d'un tiers des fruits ou légumes provenant du bassin de Moselle et Madon mais autres que de leur jardin potager et 7 % s'était alimenté à partir de la viande d'un élevage local.

Tableau VIII : Consommation alimentaire de la population d'étude adulte (n=274)

	Hommes			Femmes		
	Oui	Non	NSP	Oui	Non	NSP
Consommation de produits de la mer, 3 jours avant l'enquête	10 (7 %)	124 (93 %)		9 (6 %)	131 (94 %)	
Consommation de produits de la mer, 7 jours avant l'enquête	74 (55 %)	59 (44 %)	1 (1 %)	77 (55 %)	61 (44 %)	2 (1 %)
Consommation d'œufs du bassin de Neuves-Maisons	31 (23 %)	103 (77 %)		32 (23 %)	108 (77 %)	
Consommation de fruits et légumes de son jardin potager	79 (59 %)	55 (41 %)		83 (59 %)	57 (41 %)	
Consommation de fruits ou de légumes du bassin de Neuves-Maisons	37 (28 %)	97 (72 %)		36 (26 %)	104 (74 %)	
Consommation de viande d'un élevage local	10 (7 %)	124 (93 %)		8 (6 %)	132 (94 %)	

NSP : Ne sait pas

4.3.2.1.3 Consommation de boisson

Enfin concernant les habitudes de boisson, les 4 jours précédant l'enquête, plus de la moitié des adultes (56 %) buvait plus de 4 verres d'eau du robinet par jour, et 51 % plus de 4 verres d'eau embouteillée par jour. Chez les personnes adultes, concernant la consommation de l'alcool, un tiers des sujets avaient bu de la bière et plus de la moitié du vin.

Tableau IX : Consommation de boisson de la population adulte (n=274), les 4 jours précédant l'enquête

	Hommes	Femmes
	N (%)	N (%)
Consommation d'eau du robinet		
Aucun	13 (10 %)	14 (10 %)
1 verre/jour ou presque	10 (7 %)	7 (5 %)
2 à 4 verres/jour	39 (29 %)	36 (26 %)
+ de 4 verres/jour	72 (54 %)	82 (58 %)

Ne sait pas		1 (1 %)
Consommation d'eau d'un puits		
Oui	7 (5 %)	7 (5 %)
Non	127 (95 %)	132 (94 %)
Ne sait pas		1 (1 %)
Consommation d'eau embouteillée		
Aucun	32 (24 %)	30 (21 %)
1 verre/jour ou presque	9 (7 %)	8 (6 %)
2 à 4 verres/jour	21 (16 %)	33 (24 %)
+ de 4 verres/jour	72 (54 %)	69 (49 %)
Consommation de bière		
Oui	75 (56 %)	26 (19 %)
Non	59 (44 %)	114 (81 %)
Consommation de vin		
Aucun	26 (19 %)	67 (48 %)
1 verre au cours des 4 derniers jours	24 (18 %)	35 (25 %)
1 verre/jour ou presque	39 (29 %)	25 (18 %)
+ de 2 verres/jour	45 (34 %)	13 (9 %)

4.3.2.1.4 Emploi du temps de la population adulte

Concernant l'emploi du temps des sujets ayant participé à l'étude, les 4 jours précédant l'enquête, tous les participants adultes ont passé en moyenne 68 heures à l'intérieur de leur domicile, 4 heures à l'extérieur dans leur jardin sans faire d'activités en rapport avec le sol, 3 heures à jardiner ou à faire des travaux de terrassement et d'aménagement du sol et moins d'une heure à l'extérieur à faire d'autres activités les mettant en contact avec le sol (ex : football, rugby...) (tableau X).

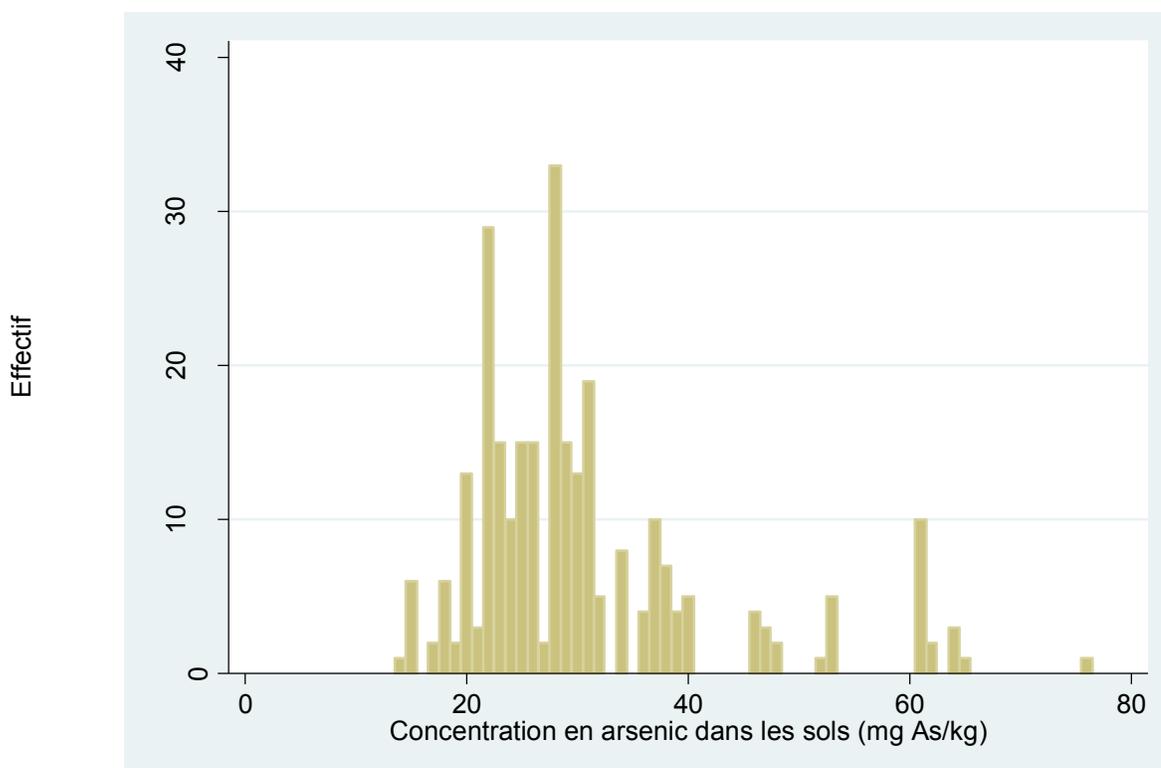
Tableau X : Emploi du temps (exprimée en heure) des adultes ayant participé à l'étude, les 4 jours avant l'enquête (n=274)

	Hommes (n=134)	Femmes (n=140)
	Moy ± E-T	Moy ± E-T
À l'intérieur du domicile	65 ± 13	70 ± 14
À l'extérieur dans le jardin sans activité avec le sol	5 ± 6	4 ± 5
Activités à l'extérieur mettant en contact avec le sol		
- à l'extérieur dans le jardin à jardiner	4 ± 5	2 ± 4
- à l'extérieur à faire des activités en contact avec le sol	< 1	< 1

4.3.2 Concentrations en arsenic dans les sols

La figure 8 décrit la distribution de ces concentrations à proximité de chacun des habitats où résident un ou plusieurs participants. La concentration moyenne est de 31 mg.kg^{-1} , le minimum à 14 mg.kg^{-1} et la concentration maximale à 76 mg.kg^{-1} . Ce maximum est inférieur à celui mesuré dans la zone d'étude complète.

Figure 8 : Distribution des concentrations en arsenic dans les sols pour la population adulte (n=274)



4.3.3 Modèle explicatif des concentrations urinaires en arsenic pour les adultes âgés de 18 ans et plus

Chez les femmes, la seule variable significativement associée avec les concentrations en As urinaire est la créatinine ($p < 0,0001$). Aucun déterminant alimentaire ni aucune concentration environnementale en As n'influence la concentration en As urinaire.

Chez les hommes, dans le modèle multivarié final présenté dans le tableau XI, les variables incluses expliquent la moitié de la variabilité des concentrations en As urinaires. La créatinine est significativement liée aux niveaux d'As urinaires. Concernant l'alimentation, la consommation de produits de la mer dans les 3 jours précédant l'investigation et la consommation de bière et de vin dans les 4 jours précédant l'enquête sont associées à des niveaux d'As urinaire plus élevés. Concernant les facteurs environnementaux, les concentrations en As dans l'air ou dans les sols n'affectent pas les concentrations en As urinaires. Les associations rapportées ne changent pas après exclusion des échantillons d'urine

fortement dilués (n=19) ou fortement concentrés (n=1), définis respectivement par des concentrations urinaires en créatinine inférieures à 0,3 g.L⁻¹ ou supérieures à 3,0 g.L⁻¹.

Tableau XI : Modèle multivarié de régression linéaire pour les concentrations logarithmiques en As urinaire (Asi + MMA + DMA) (µg.L⁻¹) avec les caractéristiques individuelles et les concentrations environnementales pour les hommes adultes (n=134)

Variables explicatives	β (e.t) ^a	p
Caractéristiques individuelles		
Log (créatinine en µg/L)	0,96 (0,10)	<0,0001
Consommation alimentaire		
Consommation de produits de la mer dans les 3 jours précédant l'étude		
Non	Ref.	
Oui	0,60 (0,20)	0,003
Consommation de bière dans les 4 jours précédant l'étude		
Non	Ref.	
Oui	0,21 (0,11)	0,05
Consommation de vin dans les 4 jours précédant l'étude		
Non	Ref.	
Un verre dans les derniers jours	0,26 (0,17)	0,13
Un verre par jour	0,40 (0,15)	0,01
Plus de 2 verres par jour	0,55 (0,15)	<0,0001
Concentrations en As dans l'environnement		
Log (As air)	0,06 (0,17)	0,70
Log (As sol)	0,10 (0,16)	0,54

R² ajusté du modèle final = 50 % ; ^a β est l'estimation du coefficient du modèle de régression linéaire ; e.t est l'écart-type de l'estimation de ce coefficient.

4.4 Résultats pour la population âgée de 7 à 17 ans

Ils ont été 48 volontaires pour participer à cette enquête, soit 13,7 % de la population totale de participants.

4.4.1 Concentrations en arsenic urinaire (As_i + MMA + DMA)

Deux valeurs sont inférieures à la limite de quantification mais supérieures à la limite de détection (LD). Le tableau XII présente les moyennes arithmétiques et géométriques exprimées en µg.L⁻¹ et en µg/g de créatinine pour la population âgée de 7 à 17 ans. La moyenne géométrique pour les jeunes de 7 à 17 ans est de 3,8 ± 2,3 µg.L⁻¹, soit : 3,8 ± 2,2 µg/g de créatinine. 5 % de la population des jeunes de 7 à 17 ans présente des concentrations en As urinaire supérieures à 17,3 µg.L⁻¹ et 13,6 µg/g de créatinine. Les valeurs maximales d'arsenic urinaire sont de 23,5 µg.L⁻¹ et 19,0 µg/g de créatinine.

Tableau XII : Distribution des concentrations en arsenic urinaire des jeunes âgés de 7 à 17 ans

	n	<LQ	Moyenne ± ET	MG ± ETG	P25	P50	P75	P95	Max.
As urinaire (µg.L ⁻¹)	48	2	5,2 ± 4,6	3,8 ± 2,3	2,3	3,9	5,9	17,3	23,5
As urinaire (µg/g créat.)	48	2	5,0 ± 4,1	3,8 ± 2,2	2,6	3,7	5,4	13,6	19,0

ET : écart-type ; MG : moyenne géométrique ; ETG : écart-type géométrique ; P : percentile ; n : nombre de sujets ; LQ : limite de quantification

4.4.2 Recherche des facteurs individuels et environnementaux pouvant influencer les concentrations en As urinaires

4.4.2.1 Description des caractéristiques de la population de 7 à 17 ans

Trois d'entre eux sont fumeurs et huit déclarent être exposés au tabagisme passif.

4.4.2.1.1 Consommation alimentaire

Concernant l'alimentation, respectivement 3 et 18 personnes ont consommé des produits de la mer dans les 3 et 7 jours avant l'enquête, malgré la recommandation initiale. La consommation de produits du jardin cultivés localement est présentée dans le tableau XIII.

Tableau XIII : Consommation de produits cultivés localement par la population âgée de 7 à 17 ans N (%)

	Oui	Non
Consommateur d'œufs du bassin de Neuves-Maisons	4 (8 %)	44 (92 %)
Consommateur de fruits et légumes du jardin potager	18 (37 %)	30 (63 %)
Consommateur de fruits ou de légumes du bassin de Neuves-Maisons	11 (23 %)	37 (77 %)
Consommateur de viande d'un élevage local	4 (8 %)	44 (92 %)

4.4.2.1.2 Consommation de boisson

Trois jeunes âgés de 16 et 17 ans déclarent avoir consommé du vin dans les 4 jours précédant l'enquête et quatre de 9, 14, 16 et 17 ans, de la bière.

Tableau XIV : Consommation en eau et eau embouteillée les 4 jours avant l'enquête déclarée par les adolescents

	Nombre de jeunes âgés de 7 à 17 ans (%)
Consommation d'eau du robinet	
Aucun	16 (34 %)
1 verre/jour ou presque	5 (10 %)
2 à 4 verres/jour	5 (10 %)
+ de 4 verres/jour	22 (46 %)
Consommation d'eau d'un puits	
Oui	4 (8 %)
Non	44 (92 %)
Consommation d'eau embouteillée	
Aucun	20 (42 %)
1 verre/jour ou presque	2 (4 %)
2 à 4 verres/jour	17 (35 %)
+ de 4 verres/jour	9 (19 %)

4.4.2.1.3 Emploi du temps des 7-17 ans

Les jeunes passent leur temps principalement à l'intérieur de leur habitat. Des activités occasionnant un contact avec le sol ont une durée moyenne quotidienne de deux heures.

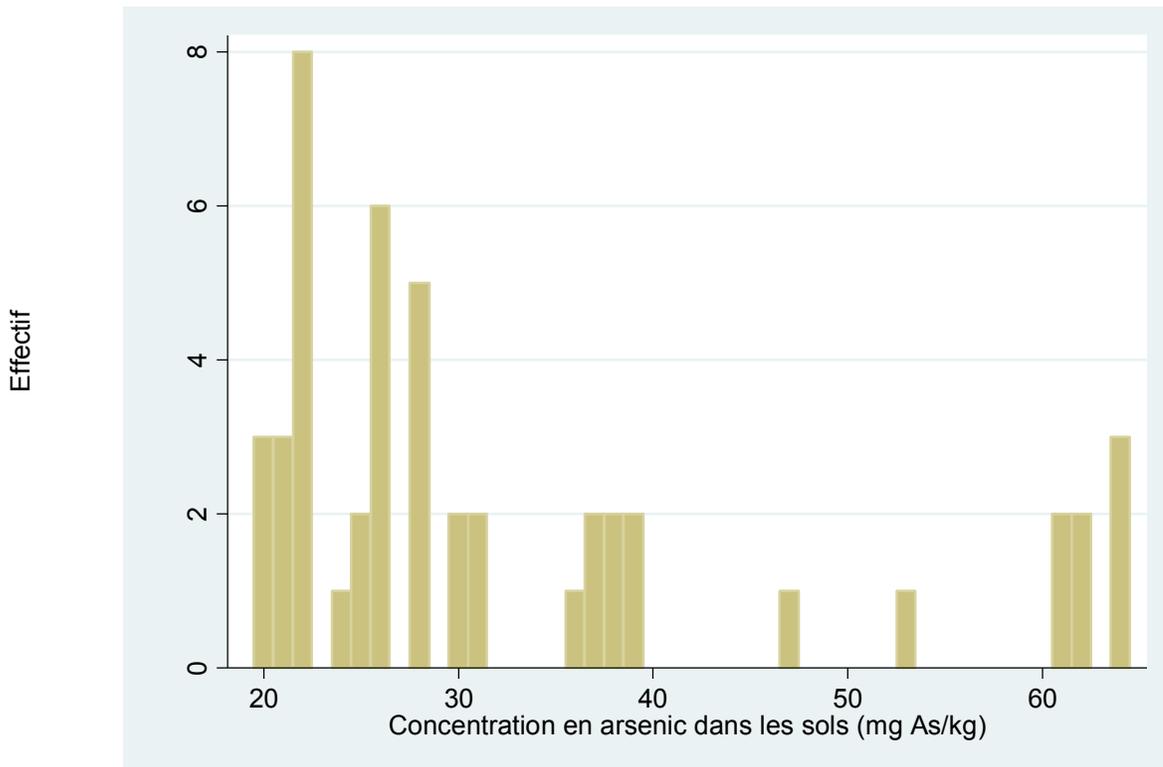
Tableau XV : Moyenne et écart-type du nombre d'heures passées les 4 jours avant l'enquête pour les 7-17 ans (n=48)

	Moyenne ± Ecart-Type
À l'intérieur du domicile	68 ± 16
À l'extérieur dans le jardin sans activité avec le sol	3 ± 5
Activités à l'extérieur mettant en contact avec le sol	
- à l'extérieur dans le jardin à jardiner	1 ± 3
- à l'extérieur à faire des activités en contact avec le sol	< 1

4.4.2.2 Concentrations en arsenic dans les sols pour la population des 7-17 ans

La figure 9 décrit la distribution de ces concentrations à proximité de chacun des habitats où résident un ou plusieurs participants âgés de 7 à 17 ans. La moyenne des concentrations est de 33 mg.kg⁻¹ avec un minimum à 20 mg.kg⁻¹ et un maximum à 64 mg.kg⁻¹.

Figure 9 : Distribution des concentrations en arsenic dans les sols pour la population 7-17 ans (n=48)



4.4.3 Modèle explicatif des concentrations urinaires en arsenic pour la population des 7-17 ans

Concernant le groupe des enfants et des adolescents (7-17 ans) l'analyse ne permet pas d'obtenir un modèle stable, probablement à cause d'un effectif trop faible (n=48) en regard d'une grande hétérogénéité des comportements dans cette classe d'âge. Aussi, il n'est pas possible d'apprécier d'éventuelles relations entre les caractéristiques humaines ou environnementales et les concentrations urinaires en arsenic.

4.5 Résultats pour la population âgée de 2 à 6 ans

Les 29 participants pour la campagne d'été étaient âgés de 2 à 6 ans, soit 8,3 % de la population d'étude, et ils étaient 23 lors de la campagne d'hiver.

4.5.1 Concentrations en arsenic urinaire : As_i + MMA + DMA

Les enfants ayant fait l'objet de deux volets d'étude, l'un en période estivale, l'autre en période hivernale, les résultats sont présentés en parallèle. 70 % des enfants enquêtés étaient de sexe masculin. En été, deux avaient des concentrations en As urinaire inférieures à la limite de quantification mais supérieures à la limite de détection. La moyenne géométrique pendant cette période est de $2,8 \pm 2,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $5,2 \pm 2,0 \mu\text{g/g}$ de créatinine.

En hiver, tous (n=23) avaient des concentrations en As urinaire supérieures à la limite de quantification. La moyenne géométrique est égale à $3,7 \pm 1,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $5,7 \pm 1,6 \mu\text{g/g}$ de créatinine (tableau XVI).

Aucune différence n'a été observée ($p=0,3$ du test de Wilcoxon en séries appariées) entre les concentrations en As urinaire (exprimées en $\mu\text{g/g}$ de créatinine) chez les enfants disposant d'une mesure d'As urinaire en été et en hiver.

Tableau XVI : Distribution des concentrations en arsenic urinaire dans la population d'enfants âgés de 2 à 6 ans au cours des deux périodes de l'enquête

	n	<LQ	Moyenne \pm ET	MG \pm ETG	P25	P50	P75	P95	Max.
Période estivale									
As urinaire ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	29	2	$3,4 \pm 2,1$	$2,8 \pm 2,0$	1,9	3,2	4,1	6,5	11,2
As urinaire ($\mu\text{g/g}$ créat.)	29	2	$6,5 \pm 4,5$	$5,2 \pm 2,0$	3,7	6,0	7,2	15,2	22,0
Période hivernale									
As urinaire ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	23	0	$4,0 \pm 1,5$	$3,7 \pm 1,5$	2,9	3,7	5,5	6,1	7,2
As urinaire ($\mu\text{g/g}$ créat.)	23	0	$6,3 \pm 2,9$	$5,7 \pm 1,6$	4,0	5,6	7,5	10,9	15,3

ET : écart-type ; MG : moyenne géométrique ; ETG : écart-type géométrique ; P : percentile ; n : nombre de sujets ; LQ : limite de quantification

4.5.2 Recherche des facteurs individuels et environnementaux pouvant influencer les concentrations en As urinaire

4.5.2.1 Description des caractéristiques de la population d'enfants de 2 à 6 ans

4.5.2.1.1 Habitude de vie

Seul un enfant était soumis au tabagisme passif.

4.5.2.1.2 Consommation alimentaire

Concernant l'alimentation, respectivement 0 et 8 enfant(s) n'a (ont) consommé des produits de la mer dans les 3 et 7 jours avant l'enquête, respectant la recommandation initiale pendant la période estivale. Ces chiffres s'élèvent, respectivement, à 2 et 11 pendant la période hivernale. La consommation de produits du jardin cultivés localement est présentée dans le tableau XVII.

Tableau XVII : Consommation de produits cultivés localement par la population âgée de 2 à 6 ans

	Période estivale (n=29)		Période hivernale (n=23)	
	Oui	Non	Oui	Non
Consommation d'œufs du bassin de Neuves-Maisons	3 (10 %)	26 (90 %)	2 (9 %)	20 (87 %) (NSP =1)
Consommation de fruits et légumes du jardin potager	16 (55 %)	13 (45 %)	7 (30 %)	16 (70 %)
Consommation de fruits ou de légumes du bassin de Neuves-Maisons	8 (28 %)	21 (72 %)	1 (4 %)	22 (96 %)
Consommation de viande d'un élevage local	3 (10 %)	26 (90 %)	3 (13 %)	20 (87 %)

4.5.2.1.3 Consommation de boisson

Les consommations d'eau des enfants âgés de 2 à 6 ans sont présentées dans le tableau XVIII. Aucun enfant que ce soit en été ou en hiver ne consomme d'eau provenant d'un puits.

Tableau XVIII : Consommation d'eau du robinet et d'eau embouteillée des enfants âgés de 2 à 6 ans

	Nombre d'enfants de 2 à 6 ans (%)	
	Période estivale (n=29)	Période hivernale (n=23)
Consommation d'eau du robinet		
Aucun	7 (24 %)	4 (17 %)
1 verre/jour ou presque	1 (4 %)	2 (9 %)
2 à 4 verres/jour	12 (41 %)	11 (48 %)
+ de 4 verres/jour	9 (31 %)	6 (26 %)
Consommation d'eau d'un puits		
Oui	0 (0 %)	0 (0 %)
Non	29 (100 %)	23 (100 %)
Consommation d'eau embouteillée		
Aucun	7 (24 %)	14 (61 %)
1 verre/jour ou presque	6 (21 %)	1 (4 %)
2 à 4 verres/jour	13 (45 %)	6 (26 %)
+ de 4 verres/jour	3 (10 %)	2 (9 %)

4.5.2.1.4 Emploi du temps

Les enfants passent leur temps principalement à l'intérieur de leur habitat. Des activités occasionnant un contact avec le sol ont une durée moyenne quotidienne de deux heures.

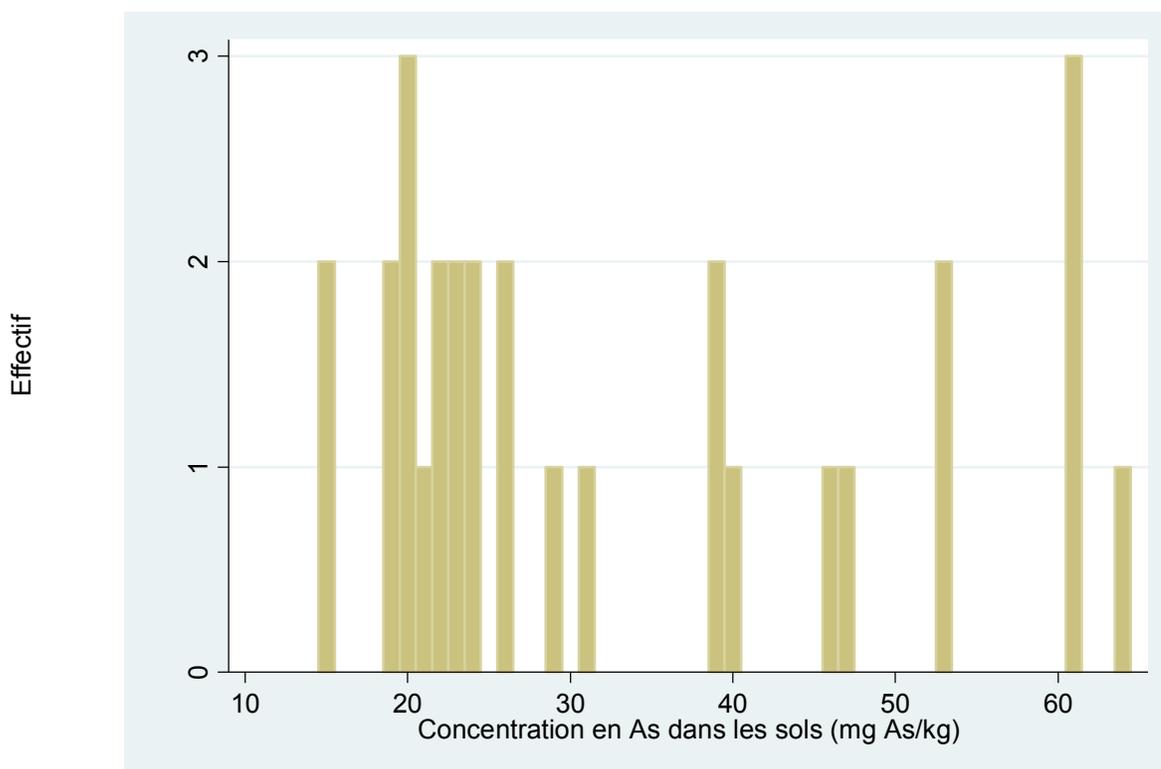
Tableau XIX : Moyenne \pm Ecart-type du nombre d'heures passées les 4 jours avant l'enquête chez les enfants de 2 à 6 ans

Temps passé en heure dans les 4 derniers jours	Période estivale (n=29)	Période hivernale (n=23)
	moyenne \pm écart-Type	moyenne \pm écart-Type
À l'intérieur du domicile	71 \pm 12	72 \pm 13
À l'intérieur de bâtiments (école, crèche, assistante maternelle...)	12 \pm 12	20 \pm 13
À l'extérieur dans le jardin sans activité avec le sol	5 \pm 7	< 1
Activités à l'extérieur mettant en contact avec le sol		
- à l'extérieur dans le jardin à jardiner	1 \pm 2	< 1
- à l'extérieur à faire des activités en contact avec le sol	< 1	< 1

4.5.2.2 Concentrations en arsenic dans les sols et dans les poussières

La figure 10 décrit la distribution de ces concentrations pour la population des enfants âgés de 2 à 6 ans pendant la période estivale. Quatre foyers (6 enfants) n'étaient pas représentés pendant la période hivernale avec des concentrations en As dans les sols égales à 20 (2), 23 et 46 mg.kg⁻¹. La concentration moyenne est de 33 mg.kg⁻¹ avec un minimum à 15 mg.kg⁻¹ et un maximum à 64 mg.kg⁻¹.

Figure 10 : Distribution des concentrations en arsenic dans les sols pour la population des 2-6 ans (n=29)



Lors de la période hivernale, les concentrations en As ont été mesurées dans les poussières des domiciles des enfants sont plus faibles que celles mesurées dans les sols : la moyenne arithmétique est de 5,5 mg.kg⁻¹ (ET = 2,0 mg.kg⁻¹) avec un minimum égal à 2,9 et un maximum atteignant 9,7 mg.kg⁻¹.

Les bioaccessibilités stomacale et gastro-intestinale de l'As des échantillons de sols correspondant aux mesures effectuées au plus près des domiciles des enfants ont été mesurées par l'Ineris. La bioaccessibilité stomacale est faible quel que soit l'échantillon de sol : elle varie entre 1 et 6 %. La bioaccessibilité gastro-intestinale est plus variable d'un échantillon à l'autre mais reste également assez faible puisqu'elle est comprise entre 5 et 22 %.

4.5.3 Modèle explicatif des concentrations urinaires en arsenic pour les enfants âgés de 2 à 6 ans

Concernant les enfants âgés de moins de 7 ans, les variables incluses dans le modèle et présentées dans le tableau XX expliquent 67 % de la variabilité des concentrations logarithmiques en As urinaire pendant la période estivale. Concernant les facteurs individuels, la taille est significativement liée aux concentrations en As urinaire. La consommation d'eau en bouteille est significativement liée avec des concentrations en As urinaire plus élevées.

Concernant les caractéristiques de l'habitat, les enfants disposant d'un foyer avec jardin potager ont des concentrations en As urinaire plus élevées. Concernant les facteurs environnementaux testés, les concentrations en As urinaire sont plus élevées chez les enfants pour lesquels les concentrations en As dans les sols mesurées à proximité de leur foyer sont augmentées.

Tableau XX : Modèle multivarié de régression linéaire pour les concentrations logarithmiques en As urinaire (As + MMA + DMA) ($\mu\text{g.L}^{-1}$) avec les caractéristiques individuelles et les concentrations environnementales pour les enfants âgés de 2 à 6 ans (n= 29)

Variables explicatives	β (e.t) ^a	p
Caractéristiques individuelles		
Log (créatinine en $\mu\text{g/L}$)	0,21 (0,23)	0,36
Caractéristiques de l'habitat		
Posséder un jardin potager	0,73 (0,21)	0,002
Consommation alimentaire		
Consommation de fruits et de légumes du bassin de Neuves-Maisons dans les 4 jours précédant l'étude		
Non	Ref.	
Oui	1,46 (0,21)	0,04
Consommation d'eau en bouteille dans les 4 jours précédant l'étude		
Non	Ref.	
Un verre dans les derniers jours	-0,15 (0,28)	0,61
Un verre par jour	0,31 (0,25)	0,23
Plus de 2 verres par jour	0,73 (0,33)	0,04
Concentrations en As dans l'environnement		
Log (As air)	-0,05 (0,49)	0,92
Log (As sol)	0,58 (0,24)	0,03

R² ajusté du modèle final = 67 % ; ^a β est l'estimation du coefficient du modèle de régression linéaire ; e.t est l'écart-type de l'estimation de ce coefficient.

En revanche, cette même analyse multivariée avec les données recueillies pendant la période hivernale, n'a pas permis d'objectiver la contribution des différents facteurs étudiés, qu'ils soient individuels des enfants, ou environnementaux (air, sol, poussières).

5 Discussion

Cette étude est une des premières études en France qui a cherché à déterminer les niveaux d'As urinaire d'une population résidant sur des sols naturellement riches en As. Pour l'ensemble des participants, les mesures biologiques d'As ont été effectuées ponctuellement : un seul prélèvement urinaire a été recueilli et dosé pour chaque participant en été ; un prélèvement en hiver a été effectué chez les enfants de 2 à 6 ans.

Le prélèvement correspond aux premières urines du matin, le recueil des urines de 24h possédant des inconvénients telle une contamination du prélèvement par la répétition des manipulations du récipient de recueil ou un recueil incomplet. De plus, ce moment du prélèvement permet de penser que tous les participants seront dans les mêmes dispositions concernant le niveau d'activité, les effets de l'alimentation, l'état d'hydratation (ou consommation d'eau)

et la diurèse sur le flux urinaire [41,42].

Plusieurs personnes d'un même foyer ont pu participer à cette étude. Afin de vérifier l'absence d'effet grappe, la recherche des facteurs environnementaux et individuels a également été faite en ne conservant qu'une seule personne par habitat. Les résultats obtenus ont été identiques.

L'As urinaire est un biomarqueur reflétant l'exposition à court terme aux sources d'As environnementales et professionnelles [6]. Pour l'ATSDR, l'As urinaire est le meilleur outil de détection d'une exposition à l'As pendant les tous derniers jours précédant cette exposition [6]. La connaissance de l'exposition environnementale nécessite de ne mesurer que l'As inorganique (As_i) et ses métabolites, représentés par la somme $As_i + MMA + DMA$ et non l'As total (As_t) qui inclut toutes les formes alimentaires organiques.

Le nombre de jours concernant le recueil des facteurs de confusion et d'exposition est de 3, 4 à 7 jours. Cette variation s'explique en partie par la demi-vie du biomarqueur qui est de quelques jours et à des fins de comparabilité avec d'autres études dans lesquelles sont utilisées les variables : consommation de produits de la mer dans les 3 jours et les 7 jours précédant l'étude.

5.1 La population des participants du bassin de Moselle et Madon est-elle plus exposée que d'autres populations ?

L'étude a été conduite durant les mois de juillet et août car c'est la période la plus favorable aux activités se déroulant à l'extérieur quand les poussières ou les particules des sols peuvent être inhalées ou ingérées et pour la consommation de végétaux produits localement et notamment dans les potagers. Pour les enfants de 2 à 6 ans, il a été recherché s'il existait un contraste d'exposition en hiver, période où les activités se passent plutôt à l'intérieur des habitats qu'à l'extérieur dans les jardins et les parcs de jeux.

La méthode de recrutement n'a pas cherché particulièrement la représentativité de la population de la communauté de communes de Moselle et Madon. Il a été souhaité d'avoir des participants dans l'ensemble des tranches d'âges. À défaut d'une extension des résultats à l'ensemble de cette population, ils sont des indications sérieuses pour statuer sur les niveaux d'arsenic urinaire.

5.1.1 Comparaison avec des populations résidant sur des sols pollués

Concernant les adultes, les études sont peu nombreuses pour cette comparaison (annexe 5). Globalement, il ressort de la littérature que les concentrations urinaires en arsenic mesurées dans des populations résidant dans une zone contaminée sont plus élevées que chez celles résidant dans une zone avec de niveaux d'arsenic plus faibles dans les sols [32,43,44].

Plus précisément, la moyenne arithmétique de la somme $As_i + MMA + DMA$ rapportée dans notre étude ($5,4 \mu\text{g/g}$ de

créatinine) peut être de 2 à 4 fois inférieure aux autres. Ainsi, dans l'étude de Kavanagh [43], dans une région minière riche en arsenic (365 mg.kg^{-1}) en Grande-Bretagne, la somme $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ était comprise entre 11 et $14,4 \text{ } \mu\text{g/g}$ de créatinine et avoisinait $19 \text{ } \mu\text{g/g}$ de créatinine dans les études du site d'Anaconda aux États-Unis aux environs d'anciennes fonderies de cuivre [28,29]. Les niveaux retrouvés dans notre étude sont en revanche très inférieurs à ceux mesurés au sein d'une population résidant sur un site minier en Australie (MG de la somme $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA} = 35,2 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$) pour le groupe exposé. Cependant le groupe non exposé avait une moyenne géométrique déjà élevée : $31,8 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ ce qui limite la comparaison avec nos résultats [32].

Concernant les enfants de 2 à 6 ans, les concentrations en $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ varient en moyenne géométrique de 4 à $9,5 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ selon les études [45,46], concentrations supérieures d'un facteur également compris entre 2 et 4 en comparaison des résultats obtenus dans cette étude (MG = $2,8 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ en été et $3,7 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ en hiver).

5.1.2 Comparaison avec des études menées dans des populations sans exposition particulière

Une autre façon de voir si la population de notre étude était surexposée est de comparer les valeurs trouvées avec celles obtenues dans les populations générales des différentes études.

Pour les adultes, l'analyse des résultats indique que la somme de $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ est similaire, quoiqu'un peu inférieure à celle rapportée dans la population générale de différents pays. Les moyennes varient, pour l' $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ de 6 à $54 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, et pour l'As total de 7,9 à $141,3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (tableau XXII en annexe 5). En France, dans l'étude ENNS [47], chez les adultes, la moyenne géométrique était de $3,34 \text{ } \mu\text{g/g}$ de créatinine et de $3,75 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ pour l' $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ et de $11,96 \text{ } \mu\text{g/g}$ pour l'arsenic total.

L'étude GerES III, en Allemagne [37], rapporte des moyennes géométriques de la somme $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ de $3,1 \text{ } \mu\text{g/g}$ de créatinine ou $3,9 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ pour la population générale adulte et de $15,2 \text{ } \mu\text{g/g}$ de créatinine pour le 95^e percentile. Dans l'étude Nhanes (National Health and Nutrition Examination Survey) aux États-Unis, pour la population enquêtée en 2003-2004 et âgée de plus de 6 ans [48], la médiane et le 95^e percentile étaient respectivement de 6,0 et $18,9 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ soit un peu plus élevés que dans notre étude.

Concernant les enfants, sans distinction d'âge, les études allemandes [38,39,49-51] rapportent des moyennes géométriques des concentrations en $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ vont de 4,29 à $12 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, concentrations légèrement supérieures à la moyenne estimées dans notre étude.

Que ce soit pour les adultes ou les enfants, nos résultats sont donc similaires à ceux retrouvés en population générale.

5.1.3 Comparaison avec des valeurs de référence ou repères

Les valeurs de référence ou valeurs repères sont établies pour différents types de population. En population générale, ces valeurs décrivent une sorte de normalité d'exposition. En milieu professionnel, ces valeurs sont des seuils

réglementaires à ne pas dépasser et pour lesquels le risque est jugé inacceptable. Leur dépassement déclenche des actions de prévention pour les travailleurs concernés.

En population générale sans exposition particulière, les valeurs de référence sont construites à partir des résultats d'études menées à un niveau national. Le tableau XXI rassemble celles établies par différentes instances françaises et étrangères.

Tableau XXI : Valeurs guides ou de références en France et à l'étranger

	Population générale (sans exposition particulière)			Population professionnellement exposée	
	adultes		enfants	adultes	
Arsenic mesuré	As _i + MMA + DMA	As _i seul	AsT	As _i + MMA + DMA	As _i + MMA + DMA
HBM / GerES, 2007, Allemagne [52]	15 µg.L ⁻¹ (sans consommation produits de la mer)			15 µg.L ⁻¹ (sans consommation produits de la mer)	
ATSDR, 2007, Etats-Unis [6]	> 10-20 µg.L ⁻¹		< 50 µg.L ⁻¹		
ENNS, 2011, France [47]	10 µg/g de créatinine				
INRS, 2008, France [53]	10 µg/g de créatinine ou 10 µg.L ⁻¹	< 2,2 µg.L ⁻¹		50 µg/g de créatinine à la fin de la semaine de travail	
ACGIH, 2009, Etats-Unis [54]				35 µg.L ⁻¹	

En s'appuyant sur les résultats de l'étude GerES, la « Human Biomonitoring Commission » de l'Agence de l'Environnement, a établi des valeurs de référence de la somme As_i + MMA + DMA urinaire pour la population allemande [52]. Ce sont les concentrations d'arsenic urinaire arrondies de la borne supérieure de l'intervalle de confiance du 95^e percentile de la distribution de l'ensemble des résultats. Concrètement, l'étude allemande fixe cette concentration à 15 µg.L⁻¹ pour les adultes et les enfants. Cette valeur de référence n'est considérée comme valide qu'en l'absence de consommation de produits de la mer ou de poissons dans les 48 heures précédant le prélèvement.

En France, une valeur de référence a été établie à partir de l'étude ENNS portant sur 1 500 sujets âgés de 18 ans et plus. La concentration urinaire d'exposition a été fixée à 10 µg/g de créatinine, valeur arrondie de la borne supérieure de l'intervalle de confiance du 95^e percentile [47]. Antérieurement, l'INRS a proposé que la valeur de référence dans la population générale pour la concentration urinaire en As_i + MMA + DMA soit inférieure à 10 µg/g de créatinine ou 10 µg.L⁻¹, l'As inorganique seul, obtenu par spéciation de l'As, devant être inférieur à 2,2 µg.L⁻¹ [53].

Aux États-Unis, l'ATSDR considère que l'As total urinaire pour une population non exposée doit être compris entre 10 et 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Des concentrations supérieures d'As total à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en l'absence de consommation récente de produits de la mer sont considérées comme élevées, tout comme les niveaux de la somme $\text{As}_i + \text{MMA} + \text{DMA}$ s'ils sont supérieurs à la fourchette de 10 à 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ [6].

En milieu professionnel, aux États-Unis, l'ACGIH (the American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 2009) fournit un index biologique d'effet (BEI) pour l'arsenic inorganique urinaire et ses métabolites de 35 $\mu\text{g.L}^{-1}$. En France, la valeur guide des métabolites urinaires de l'As_i donnée par l'INRS est de 50 $\mu\text{g/g}$ de créatinine à la fin de la semaine de travail. Ces valeurs ne sont comparables que pour une population adulte professionnellement exposée (tableau XXI).

Dans notre étude, le 95^e percentile des concentrations pour la somme de l'As_i + MMA + DMA est de 11,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour les adultes. En conséquence, quel que soit le repère considéré, la population adulte du bassin de Moselle et Madon ne semble pas surexposée à l'arsenic.

5.2 Quelles caractéristiques individuelles expliquent les niveaux d'exposition ?

De nombreuses caractéristiques individuelles peuvent expliquer les différences entre les personnes. Certaines sont accessibles, d'autres ne le sont pas. Le sexe, l'âge, la consommation de produits alimentaires, le tabagisme, l'alcoolisme sont des caractéristiques souvent mises en avant. D'autres, d'ordre biologique ou génétique, sont beaucoup plus difficiles à appréhender. Il peut s'agir par exemple d'une activité d'une enzyme présente dans le foie et qui facilitera plus ou moins, en fonction des personnes, la transformation ou l'élimination du polluant ayant pénétré dans l'organisme.

Dans notre étude, les caractéristiques dégagées sont la consommation de produits de la mer (seule caractéristique influente commune aux enfants et aux adultes), le sexe, la consommation d'eau, la consommation de produits cultivés localement (chez les enfants), la consommation de bière et la consommation de vin retrouvés uniquement chez les adultes. En revanche, il n'a pas été mis en évidence une influence de l'exposition professionnelle et des loisirs.

5.2.1 Caractéristiques individuelles influentes communes aux adultes et aux enfants

Consommation de produits de la mer

La consommation alimentaire est une importante source d'arsenic organique et est considérée comme un facteur de confusion quand on étudie l'exposition à l'arsenic d'origine non alimentaire. L'arsenic total inclut toutes les espèces : As_i , MMA, DMA, arsénobétaïne, arsénocholine, arséno-sucres. Ces trois dernières espèces sont retrouvées à des concentrations importantes dans les produits de la mer. Par exemple, les algues marines contiennent des arséno-sucres qui sont métabolisés en DMA après consommation et excrétés dans les urines [55]. L'espèce DMA peut aussi être trouvée dans la nourriture car il est le dernier composé de la voie métabolique de l'arsenic, quel que soit le composé d'As initial et l'organisme dans lequel le métabolisme se produit.

Le DMA étant un composé commun à tous les métabolismes, il était important de s'affranchir de certaines sources d'As, notamment alimentaires. Il avait donc été demandé à l'ensemble des participants de ne pas consommer des produits de la mer dans les 3 jours précédant l'enquête. Vingt-deux personnes n'ont pas suivi les recommandations à propos de la consommation de produits de la mer. Immanquablement, ce groupe de personnes a eu des résultats en moyenne plus élevés que les autres participants. Cependant, nous ne les avons pas exclus de l'analyse car les analyses réalisées sans ces individus ne modifiaient pas les résultats obtenus.

L'association entre consommation de produits de la mer et augmentation des concentrations en As urinaire est conforme aux résultats décrits précédemment dans la littérature [35-39]. Par exemple, une récente étude française rapporte des concentrations en As urinaire élevées dans une population française caractérisée par une consommation fréquente de produits de la mer [40] : des concentrations en As total supérieures à 75 µg/g de créatinine, et des concentrations en As_i + MMA + DMA de 24,6 ± 27,9 µg/g de créatinine pour les hommes et de 27,1 ± 20,6 µg/g pour les femmes.

5.2.2 Caractéristiques individuelles influentes chez les adultes

Hormis la comparaison hommes/femmes, les caractéristiques individuelles suivantes expliquant les concentrations urinaires ont été dégagées pour les hommes seulement. Aucune de ces caractéristiques n'expliquent les concentrations urinaires en arsenic des femmes.

Différences hommes/femmes

Dans de nombreuses études, les hommes ont des concentrations en As urinaire plus élevées (exprimées en µg/L) que les femmes [28,29,33]. Dans notre étude, le sexe semble influencer les concentrations en As inorganique urinaire lorsqu'elles sont exprimées en µg.L⁻¹. Mais lorsque les résultats sont exprimés en µg/g de créatinine, cette différence ne perdure pas. La différence de masse musculaire, principale génératrice de créatinine dans l'organisme peut être une partie de l'explication de ces différences.

Consommation de tabac

La cigarette est une source d'arsenic. Il a été estimé que la quantité d'arsenic contenu dans une cigarette fumée était de l'ordre de 40 à 120 ng [56]. Dans notre étude, le tabagisme n'est pas un déterminant de l'exposition significatif contrairement aux résultats d'autres études européennes [35,57-60]. Cependant, il faut souligner que les fumeurs dans la population d'étude consommaient en moyenne moins de 9 cigarettes par jour et ne pouvaient donc pas être considérés comme de gros fumeurs.

Consommation de vin et de bière

La consommation de vin dans les quatre jours précédant l'étude est associée à des concentrations élevées en As urinaire comme dans une étude précédente autour de Rocky Mountain Arsenal dans le Colorado [33]. Selon les auteurs de cette étude, la contamination du vin peut provenir de l'utilisation de pesticides arséniés. En France, l'utilisation de ces

pesticides est interdite depuis 2001. Cependant, on peut penser que les sols restent contaminés en As. La consommation de bière était aussi associée avec les concentrations en As urinaire, ce qui n'est pas surprenant puisque la bière contient de l'arsenic [61].

Exposition professionnelle et de loisirs

L'influence de l'exposition professionnelle ou de loisirs à risque d'exposition à l'As est difficile à détecter dans notre étude. En effet, seuls quelques participants présentaient une telle exposition. Cela explique certainement pourquoi nous n'avons pas trouvé une augmentation des concentrations en As urinaire dans ce sous-groupe potentiellement exposé, contrairement aux études s'intéressant à des populations professionnellement exposées [62-65].

5.2.3 Caractéristiques individuelles influentes chez les enfants

Consommation d'eau

Chez les enfants, la consommation d'eau embouteillée dans les quatre jours précédant le recueil urinaire est associée à une élévation du niveau d'As urinaire. Aucun argument n'a été trouvé pour expliquer cette influence, d'autant plus que les eaux embouteillées avec des compositions très diverses et rares sont celles qui notent la présence d'As. La marque des eaux embouteillées consommées n'avait cependant pu être recueillie de manière fiable auprès des participants.

Consommation de produits cultivés localement

La consommation de produits issus de jardin potager ou la consommation de fruits et légumes produits dans le bassin de Neuves-Maisons les quatre jours précédant l'enquête participe à l'exposition des enfants âgés de moins de 7 ans en été, mais pas en hiver. Cette association n'est pas retrouvée pour les populations adultes ni pour celles des jeunes âgés de 7 à 17 ans.

Pour les enfants âgés de 2 à 6 ans, elle renforce le caractère influent du sol puisqu'un lien peut être fait entre les concentrations dans le sol et la présence d'As dans les légumes cultivés sur ces sols. On peut supposer que l'absence de relation en hiver est due à une consommation moindre en raison d'une saison moins propice à la culture donc à cette consommation.

5.3 Les concentrations dans l'environnement expliquent-elles les niveaux d'exposition d'arsenic urinaire ?

5.3.1 Air

Les niveaux d'As des PM₁₀ dans la zone d'étude étaient très faibles, alors qu'ils sont connus pour être très variables à travers le monde. Par exemple, en Angleterre, la concentration moyenne était de 5,4 ng.m⁻³ pendant la période 1957-

1974 [56]. Les niveaux dans les zones rurales des États-Unis ($<1-3 \text{ ng.m}^{-3}$), proches des niveaux retrouvés dans cette étude, sont beaucoup plus faibles que ceux des zones urbaines ($20-30 \text{ ng.m}^{-3}$) [56]. De plus dans la région de « Notre Dame » à Rouyn-Noranda au Québec, proche d'une fonderie de cuivre en fonctionnement, les niveaux moyens et médians étaient 600 fois plus élevés que ceux des zones non exposées. Néanmoins ces niveaux n'étaient pas assez élevés pour influencer les concentrations en As urinaire [66]. Polissar *et al.* [29], dans une étude autour de Tacoma, expliquent aussi une partie de la variabilité des concentrations urinaires en As par des variables environnementales et notamment les concentrations dans l'air.

Ainsi, par comparaison, il n'est pas surprenant que les niveaux d'As des PM_{10} dans notre zone d'étude ne soient pas corrélés aux concentrations en As urinaire mesurées. Ce milieu n'a donc pas d'influence dans notre étude sur l'exposition aussi bien des adultes que des enfants.

5.3.2 Eau

Bien que le sol et l'aquifère du bassin de Moselle et Madon contiennent de l'As, les mesures régulières effectuées au long des années dans le cadre de la surveillance de l'eau du réseau d'eau potable n'ont jamais détecté d'arsenic. L'eau du réseau ne contribue donc pas à l'exposition des adultes comme des enfants vivant sur les communes étudiées.

Les travaux rapportés dans la littérature scientifique n'aboutissent pas toujours aux mêmes conclusions. Par exemple, de fortes concentrations ont été rapportées dans différentes parties du monde telles que la Nouvelle Zélande, la Roumanie, la Russie et les États-Unis ($0,4-1,3 \text{ mg.L}^{-1}$), dans les puits artésiens de Taïwan, de Chine (jusqu'à $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$), dans l'eau souterraine à Cordoba en Argentine (jusqu'à $3,4 \text{ mg.L}^{-1}$) et aussi au Bangladesh où plus d'un million de personnes utilisent de l'eau avec des concentrations en As supérieures à $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ [56]. Ces eaux contaminées ont des utilisations multiples agricoles et personnelles

5.3.3 Poussières

Les niveaux d'As mesurés dans les poussières des domiciles lors de la campagne d'hiver étaient faibles, avec une concentration moyenne de $5,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ de poussières sèches. Cette concentration est inférieure à celles obtenues dans toutes les études s'intéressant à des sols pollués [36,44-46,67], qui s'échelonnent de $8,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ pour les domiciles distants de plus de 10 km de la centrale à charbon dans l'étude de Ranft [44] à 73 mg.kg^{-1} dans l'étude sur le site d'Anaconda [68]. La concentration moyenne en As dans les poussières des domiciles de notre étude est également inférieure à celle obtenue dans l'étude NHEXAS aux États-Unis ($17,19 \text{ mg.kg}^{-1}$) où les domiciles prélevés étaient pris en population générale sans exposition particulière [69,70].

Dans ces conditions, il y a tout lieu de penser que les poussières n'influencent pas les concentrations en arsenic urinaire de notre population, d'autant plus qu'aucune étude ne semble avoir mis en évidence une telle corrélation.

5.3.4 Sols

Les concentrations en As dans les sols rapportées dans les études scientifiques sont difficiles à comparer entre elles en raison du nombre de composants à considérer comme la nature géologique des sols, le type de sources qui contamine ou pollue le sol (naturel ou anthropique) et les caractéristiques chimiques de l'As dans les sols.

Les teneurs mesurées dans les sols pollués par des industries peuvent varier, en moyenne géométrique, de 18,8 mg.kg⁻¹ de sol sec près d'une manufacture de pesticide à Middleport (New York) [46] jusqu'à 333 mg.kg⁻¹ de sol sec [45] autour d'une ancienne fonderie de cuivre à Anaconda (Montana). La variabilité des concentrations s'observe également au sein d'une même étude selon la distance avec l'usine ou la nature du sol échantillonné ou de la phase portant l'As [71,72]. Par exemple, à 2 km de la fonderie d'Anaconda, la moyenne géométrique en As était de 131 mg.kg⁻¹ de sol sec et à 20 km elle diminuait à 27,3 mg.kg⁻¹ de sol sec [67].

Dans des zones où l'As n'est pas un élément constitutif de la géologie du sol, les concentrations s'étalent de 0,1 à 50 mg.kg⁻¹ avec une moyenne à 6 mg.kg⁻¹ [73].

Il n'existe pas de valeurs guides en France liées à la concentration en As dans les sols. La gestion des sols est basée sur l'évaluation des risques, mais d'autres pays utilisent la valeur de 20 mg.kg⁻¹ de sol sec comme seuil d'action dans les zones résidentielles [46,74].

Dans le bassin de Moselle et Madon, les concentrations en As mesurées dans les sols sont variables avec un minimum de 13 mg.kg⁻¹ de sol sec et un maximum de 131 mg.kg⁻¹ de sol sec. Bien que mesurées dans la minette de Lorraine, considérée comme une zone géologique avec un sol naturellement riche en As, et bien que supérieures aux concentrations habituellement rencontrées en France, ces concentrations restent modérément élevées en regard des études publiées dans d'autres pays.

L'analyse statistique ne montre pas d'influence de l'As présent dans le sol sur les concentrations urinaires en As des hommes et femmes adultes. Elle ne montre pas non plus de lien pour les jeunes âgés de 7 à 17 ans. En revanche, pour les enfants de 2 à 6 ans et pour les mesures faites en été, le sol ressort comme étant un facteur influençant les concentrations urinaires en As. Mais cette influence ne se retrouve pas avec les mesures faites en hiver.

Autour de la fonderie d'Anaconda, l'équipe de Hwang *et al.* [45] rapporte que les concentrations urinaires en As_i + MMA + DMA des enfants étaient significativement liées aux concentrations en As dans les sols « nus ». Dans une étude autour de Tacoma, Polissar *et al.* [29] expliquent une partie de la variabilité des concentrations en As urinaire chez les enfants entre 0 et 13 ans par la concentration dans les sols. Mais un tel lien n'a pas été retrouvé dans l'étude de Tsuji *et al.* [46] autour d'une manufacture de pesticides où les teneurs d'arsenic dans les sols étaient proches, légèrement plus faibles (20 mg/kg en moyenne) de celles du bassin de Moselle et Madon. Il semblerait donc que les concentrations et la biodisponibilité en As dans les sols lorrains ne soient pas assez importantes pour modifier significativement les concentrations urinaires.

En fait, l'As dans les sols semble être une source d'exposition significative quand les concentrations sont supérieures à 100 mg.kg⁻¹ de sol sec. En Australie, Hinwood *et al.* [32] ont rapporté que le principal facteur expliquant les concentrations urinaires en As était les concentrations en As dans les sols (expliquant 13,2 % de la variation mesurée). Cependant, ce pourcentage augmentait jusqu'à 55,7 % quand les concentrations en As dans les sols des résidents étaient supérieures à 100 mg.kg⁻¹ de sol sec. Ces participants avaient des concentrations urinaires en As plus élevées que ceux qui résidaient sur des sols avec des concentrations en As inférieures à ce seuil.

Mettre en évidence une corrélation entre les teneurs en arsenic du sol et les concentrations en arsenic dans les urines est un exercice limité à la fois par la difficulté à caractériser le degré de l'exposition de chaque participant comme par la grande variabilité naturelle de l'excrétion urinaire de l'arsenic, Ces imprécisions méthodologiques limitent d'autant plus les chances de mettre en évidence une corrélation que les teneurs au sol sont peu élevées.

5.4 D'autres données renforcent-elles ces premières conclusions ?

5.4.1 La spéciation de l'As urinaire apporte-t-elle des indications complémentaires ?

Les quatre espèces d'arsenic As V, As III, MMA et DMA ont été analysées pour 86 sujets. L'As V a été détecté dans seulement deux échantillons d'urine, l'As III a été détecté dans environ la moitié des échantillons, le MMA dans 19 % des échantillons et le DMA a été la seule espèce détectée dans tous les échantillons. Ce dernier représente 86,4 % de la somme des concentrations des quatre espèces alors que l'As III et le MMA représente respectivement, en moyenne, 10,5 % et 3,0 % de la somme des concentrations.

Ces résultats sont tout à fait conformes à toutes les études répertoriées telles que Nhanes [48], une étude japonaise [75], une étude pilote dans le sud-ouest de l'Angleterre (Cornwall) où il y avait des mines d'As et des fonderies durant la dernière partie du XIX^e siècle [76]. Dans ces études étrangères, le MMA représente également en moyenne environ 85 % de l'As mesuré.

Dans notre étude, ce pourcentage s'élève jusqu'à 100 % pour une partie des participants, sans qu'il nous soit possible d'identifier des caractéristiques particulières expliquant cette différence.

Concernant les autres formes chimiques, comme celles évaluées dans d'autres études [63], l'As(V) est rarement détecté alors que l'As(III) et le MMA sont détectés avec une fréquence variable mais plus élevée.

Au final, en raison du niveau moyen d'As retrouvé dans les urines de notre population, les données de spéciation sont peu informatives. Si les niveaux d'exposition à l'As de notre population avaient été élevés, la spéciation de l'As urinaire aurait pu nous éclairer sur l'origine de l'As urinaire, c'est-à-dire apporter des éléments sur la possible contribution de l'As contenu dans les sols aux concentrations en As urinaire et sur le devenir de l'As, c'est-à-dire sur la métabolisation de l'As.

5.4.2 La bioaccessibilité de l'As dans le sol joue-t-elle un rôle important ?

La bioaccessibilité d'un polluant est la fraction qui peut être extraite *in vitro* du sol ou des poussières des domiciles par les fluides digestifs, alors que la biodisponibilité est la fraction mesurée dans le sang ou l'urine, signifiant le passage réel du polluant dans l'organisme. Par conséquent, la bioaccessibilité est un proxy de la biodisponibilité. Quand on considère l'exposition provenant du sol, il est important de tenir compte de ces deux paramètres qui peuvent expliquer l'association entre les concentrations dans le sol et les concentrations urinaires du composé mesuré.

Plusieurs auteurs [77-82] ont mesuré la bioaccessibilité ou la biodisponibilité relative de l'As inorganique ingéré des sols provenant de différentes sources : mines, fonderies, fabrication de pesticides par des systèmes expérimentaux variés, soit *in vitro* pour la bioaccessibilité soit *in vivo* par des primates, rats et porcs pour la biodisponibilité.

Dans toutes ces études, l'As lié au sol était moins biodisponible que l'As des composés solubles, et tous ont rapporté un facteur de biodisponibilité inférieur à 50 %. Par exemple, l'étude de Roberts [82] observait chez les primates un facteur compris entre 5 et 30 % avec une médiane de 16 % pour 14 échantillons de sols provenant de 12 sites différents.

Pour un état d'oxydation donné, la distribution de l'As dans les différentes phases minérales (c'est-à-dire la spéciation) joue aussi un rôle important sur la mobilité dans les sols, sa bioaccessibilité et sa biodisponibilité.

Dans notre étude, la spéciation de l'As dans les sols indique que le fer et l'As sont fortement associés en oxyhydroxydes impliquant une faible mobilité de l'As dans les sols, confirmant les faibles niveaux retrouvés dans l'eau. Cette faible mobilité se retrouve dans les résultats des tests de bioaccessibilité.

5.4.3 Est-il nécessaire de mieux renseigner les comportements des enfants ?

Une autre hypothèse peut être la difficulté de prendre en compte le comportement et les contacts de la population avec le sol. Bien que le temps passé à l'extérieur ait été évalué, nous n'avons pas été capables de modéliser l'intensité du contact entre le sujet et le sol. L'absence de stabilité du modèle de régression pour les jeunes âgés de 7 à 17 ans peut être liée au faible nombre de participants dans ce groupe mais aussi à la forte hétérogénéité des comportements en termes d'activités et de jeux à l'extérieur compte tenu de la différence d'âge.

La comparaison été/hiver pour les enfants est aussi très instructive pour appréhender cette dimension des comportements. On peut légitimement supposer que la période hivernale est moins propice aux contacts avec le sol. Les enfants restent plus dans l'habitat où les poussières sont moins concentrées en As.

Les concentrations d'arsenic urinaire hivernales et estivales pour un même enfant peuvent varier à la baisse ou à la hausse dans des proportions très larges, facteur allant jusqu'à 4. Cette absence de prédiction du sens de la variation des concentrations suggère que le contact des enfants avec le sol et les poussières est dépendant des activités vécues dans les quatre jours précédant le recueil urinaire. D'autant plus que l'As s'élimine rapidement de l'organisme et est donc le

reflet des contacts récents. Le comportement des enfants qui induit l'intensité du contact a une influence. Malheureusement les enquêtes ne sont pas construites pour recueillir et observer les enfants pendant une fraction de leur temps quotidien. Des études réalisées pour estimer le contact main-bouche des enfants indiquent que le nombre de ces contacts est en moyenne de 15 par heure [83]. On comprend ainsi l'importance de cette connaissance fine pour chaque enfant pour trouver des explications à leur exposition.

6 Conclusion

Cette étude avait pour objectif d'appréhender l'exposition d'une population, celle du bassin de Moselle et Madon, à des sols naturellement riches en arsenic afin de répondre à la question de l'impact sanitaire éventuel engendré par l'arsenic.

À l'issue de cette étude, il s'avère que cette population d'adultes et d'enfants n'est pas surexposée à l'arsenic. Les concentrations urinaires mesurées chez les participants sont proches de celles mesurées dans d'autres populations générales. Leur distribution est équivalente à celle établie dans la population générale. Elles sont, pour la très grande majorité, inférieures aux valeurs de référence françaises établies par l'InVS et l'INRS fixées à 10 µg/g de créatinine ou µg.L⁻¹.

Le sol n'a pas été identifié comme un facteur de contribution à l'exposition des populations adultes. Une contribution marginale ressort chez les enfants âgés de 2 à 6 ans pour la période estivale mais pas hivernale, limitant la portée d'un tel résultat. L'explication la plus plausible reposerait sur leur comportement qui leur confère un contact étroit avec le sol pendant leurs jeux.

La population ne présentant pas de surexposition à l'arsenic, il n'y a pas de raison de s'attendre à la survenue d'effets sur la santé dus à cet élément trace. En conséquence, et pour répondre à la demande initiale de conduire une étude épidémiologique, ces résultats permettent de conclure qu'aucune étude épidémiologique sur la survenue des effets sanitaires liés à l'arsenic n'est à envisager sur ce territoire.

Références bibliographiques

- [1] Clozel-Leloup B, Fourniguet G, Camizuli E, Ponchant P, Crouzet C, Baubron JC. Présence naturelle en arsenic dans les sols lorrains : cartographie en vue de la détermination des zones d'exposition de la population. Orléans: Bureau de recherche géologique et minière; 2009. 167 p.
- [2] Caceres DD, Pino P, Montesinos N, Atalah E, Amigo H, Loomis D. Exposure to inorganic arsenic in drinking water and total urinary arsenic concentration in a Chilean population. *Environ Res* 2005;98(2):151-159.
- [3] Meza MM, Kopplin MJ, Burgess JL, Gandolfi AJ. Arsenic drinking water exposure and urinary excretion among adults in the Yaqui Valley, Sonora, Mexico. *Environ Res* 2004;96(2):119-126.
- [4] Sun G, Xu Y, Li X, Jin Y, Li B, Sun X. Urinary arsenic metabolites in children and adults exposed to arsenic in drinking water in Inner Mongolia, China. *Environ Health Perspect* 2007;115(4):648-652.
- [5] Tseng CH, Huang YK, Huang YL, Chung CJ, Yang MH, Chen CJ, et al. Arsenic exposure, urinary arsenic speciation, and peripheral vascular disease in blackfoot disease-hyperendemic villages in Taiwan. *Toxicol Appl Pharmacol* 2005;206(3):299-308.
- [6] U.S. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US ATSDR). Toxicological profile for arsenic [Internet]. Atlanta: US ATSDR [consulté le 21/08/2012]; Disponible à partir de l'URL: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>.
- [7] Vahter M. Health effects of early life exposure to arsenic. *Basic Clin Pharmacol Toxicol* 2008;102(2):204-211.
- [8] Lovell MA, Farmer JG. Arsenic speciation in urine from humans intoxicated by inorganic arsenic compounds. *Hum Toxicol* 1985;4(2):203-214.
- [9] Hayakawa T, Kobayashi Y, Cui X, Hirano S. A new metabolic pathway of arsenite: arsenic-glutathione complexes are substrates for human arsenic methyltransferase Cyt19. *Arch Toxicol* 2005;79(4):183-191.
- [10] Dopp E, von RU, az-Bone R, Hirner AV, Rettenmeier AW. Cellular uptake, subcellular distribution and toxicity of arsenic compounds in methylating and non-methylating cells. *Environ Res* 2010;110(5):435-442.
- [11] Vahter M. Mechanisms of arsenic biotransformation. *Toxicology* 2002;181-182:211-217.
- [12] Pomroy C, Charbonneau SM, McCullough RS, Tam GK. Human retention studies with ⁷⁴As. *Toxicol Appl Pharmacol* 1980;53(3):550-556.
- [13] Tam GK, Charbonneau SM, Bryce F, Pomroy C, Sandi E. Metabolism of inorganic arsenic (⁷⁴As) in humans following oral ingestion. *Toxicol Appl Pharmacol* 1979;50(2):319-322.

- [14] Buchet JP, Lauwerys R, Roels H. Comparison of several methods for the determination of arsenic compounds in water and in urine. Their application for the study of arsenic metabolism and for the monitoring of workers exposed to arsenic. *Int Arch Occup Environ Health* 1980;46(1):11-29.
- [15] Smith TJ, Crecelius EA, Reading JC. Airborne arsenic exposure and excretion of methylated arsenic compounds. *Environ Health Perspect* 1977;19:89-93.
- [16] Luten JB, Riekwel-Booy G, Rauchbaar A. Occurrence of arsenic in plaice (*Pleuronectes platessa*), nature of organo-arsenic compound present and its excretion by man. *Environ Health Perspect* 1982;45:165-170.
- [17] Tam GK, Charbonneau SM, Bryce F, Sandi E. Excretion of a single oral dose of fish-arsenic in man. *Bull Environ Contam Toxicol* 1982;28(6):669-673.
- [18] Yoshida T, Yamauchi H, Fan SG. Chronic health effects in people exposed to arsenic via the drinking water: dose-response relationships in review. *Toxicol Appl Pharmacol* 2004;198(3):243-252.
- [19] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Some Drinking-Water Disinfectants and Contaminants, including Arsenic. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to human [Volume 84]. Lyon, France: IARC Press; 2004. 526 p.
- [20] Rahman M, Tondel M, Ahmad SA, Axelson O. Diabetes mellitus associated with arsenic exposure in Bangladesh. *Am J Epidemiol* 1998;148(2):198-203.
- [21] Navas-Acien A, Silbergeld EK, Streeter RA, Clark JM, Burke TA, Guallar E. Arsenic exposure and type 2 diabetes: a systematic review of the experimental and epidemiological evidence. *Environ Health Perspect* 2006;114(5):641-648.
- [22] Tseng CH, Tai TY, Chong CK, Tseng CP, Lai MS, Lin BJ, et al. Long-term arsenic exposure and incidence of non-insulin-dependent diabetes mellitus: a cohort study in arseniasis-hyperendemic villages in Taiwan. *Environ Health Perspect* 2000;108(9):847-851.
- [23] Chen YC, Su HJ, Guo YL, Hsueh YM, Smith TJ, Ryan LM, et al. Arsenic methylation and bladder cancer risk in Taiwan. *Cancer Causes Control* 2003;14(4):303-310.
- [24] Chen YC, Guo YL, Su HJ, Hsueh YM, Smith TJ, Ryan LM, et al. Arsenic methylation and skin cancer risk in southwestern Taiwan. *J Occup Environ Med* 2003;45(3):241-248.
- [25] Hsueh YM, Chiou HY, Huang YL, Wu WL, Huang CC, Yang MH, et al. Serum beta-carotene level, arsenic methylation capability, and incidence of skin cancer. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 1997;6(8):589-596.
- [26] Yu RC, Hsu KH, Chen CJ, Froines JR. Arsenic methylation capacity and skin cancer. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 2000;9(11):1259-1262.
- [27] Steinmaus C, Bates MN, Yuan Y, Kalman D, Atallah R, Rey OA, et al. Arsenic methylation and bladder cancer risk in case-control studies in Argentina and the United States. *J Occup Environ Med* 2006;48(5):478-488.
- [28] Kalman DA, Hughes J, van BG, Burbacher T, Bolgiano D, Coble K, et al. The effect of variable environmental arsenic contamination on urinary concentrations of arsenic species. *Environ Health Perspect* 1990;89:145-151.

- [29] Polissar L, Lowry-Coble K, Kalman DA, Hughes JP, van BG, Covert DS, et al. Pathways of human exposure to arsenic in a community surrounding a copper smelter. *Environ Res* 1990;53(1):29-47.
- [30] Feldmann J, Lai VW, Cullen WR, Ma M, Lu X, Le XC. Sample preparation and storage can change arsenic speciation in human urine. *Clin Chem* 1999;45(11):1988-1997.
- [31] Chen YC, Amarasiriwardena CJ, Hsueh YM, Christiani DC. Stability of arsenic species and insoluble arsenic in human urine. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 2002;11(11):1427-1433.
- [32] Hinwood AL, Sim MR, Jolley D, de KN, Bastone EB, Gerostamoulos J, et al. Exposure to inorganic arsenic in soil increases urinary inorganic arsenic concentrations of residents living in old mining areas. *Environ Geochem Health* 2004;26(1):27-36.
- [33] Reif JS, Tsongas TA, Mitchell J, Keefe TJ, Tessari JD, Metzger L, et al. Risk factors for exposure to arsenic at a hazardous waste site. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1993;3 Suppl 1:73-86.
- [34] Fréry N., Ohayon A., Quénel P. Enquête sur l'exposition de la population aux polluants d'origine industrielle - Région de Salsigne (Aude). Saint-Maurice: Réseau national de santé publique; 1998. 10 p.
- [35] Heinrich-Ramm R, Mindt-Prufert S, Szadkowski D. Arsenic species excretion in a group of persons in northern Germany--contribution to the evaluation of reference values. *Int J Hyg Environ Health* 2001;203(5-6):475-477.
- [36] Hysong TA, Burgess JL, Cebrian Garcia ME, O'Rourke MK. House dust and inorganic urinary arsenic in two Arizona mining towns. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003;13(3):211-218.
- [37] Becker K, Schulz C, Kaus S, Seiwert M, Seifert B. German Environmental Survey 1998 (GerES III): environmental pollutants in the urine of the German population. *Int J Hyg Environ Health* 2003;206(1):15-24.
- [38] Heitland P, Koster HD. Biomonitoring of 30 trace elements in urine of children and adults by ICP-MS. *Clin Chim Acta* 2006;365(1-2):310-318.
- [39] Link B, Gabrio T, Piechotowski I, Zollner I, Schwenk M. Baden-Wuerttemberg Environmental Health Survey (BW-EHS) from 1996 to 2003: toxic metals in blood and urine of children. *Int J Hyg Environ Health* 2007;210(3-4):357-371.
- [40] Sirot V, Guerin T, Volatier JL, Leblanc JC. Dietary exposure and biomarkers of arsenic in consumers of fish and shellfish from France. *Sci Total Environ* 2009;407(6):1875-1885.
- [41] Hewitt DJ, Millner GC, Nye AC, Simmons HF. Investigation of arsenic exposure from soil at a superfund site. *Environ Res* 1995;68(2):73-81.
- [42] Calderon RL, Hudgens E, Le XC, Schreinemachers D, Thomas DJ. Excretion of arsenic in urine as a function of exposure to arsenic in drinking water. *Environ Health Perspect* 1999;107(8):663-667.
- [43] Kavanagh P, Farago ME, Thornton I, Goessler W, Kuehnelt D, Schlagenhaufen C, et al. Urinary arsenic species in Devon and Cornwall residents, UK. A pilot study. *Analyst* 1998;123(1):27-29.

- [44] Ranft U, Miskovic P, Pesch B, Jakubis P, Fabianova E, Keegan T, et al. Association between arsenic exposure from a coal-burning power plant and urinary arsenic concentrations in Prievidza District, Slovakia. *Environ Health Perspect* 2003;111(7):889-894.
- [45] Hwang YH, Bornschein RL, Grote J, Menrath W, Roda S. Environmental arsenic exposure of children around a former copper smelter site. *Environ Res* 1997;72(1):72-81.
- [46] Tsuji JS, Van K, Kaetzel RS, Scrafford CG, Mink PJ, Barraj LM, et al. Evaluation of exposure to arsenic in residential soil. *Environ Health Perspect* 2005;113(12):1735-1740.
- [47] Fréry N, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Falq G. Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Tome 1. Présentation générale de l'étude. Métaux et métalloïdes. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2011. 151 p.
- [48] Caldwell KL, Jones RL, Verdon CP, Jarrett JM, Caudill SP, Osterloh JD. Levels of urinary total and speciated arsenic in the US population: National Health and Nutrition Examination Survey 2003-2004. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2009;19(1):59-68.
- [49] Schulz C, Conrad A, Becker K, Kolossa-Gehring M, Seiwert M, Seifert B. Twenty years of the German Environmental Survey (GerES): human biomonitoring--temporal and spatial (West Germany/East Germany) differences in population exposure. *Int J Hyg Environ Health* 2007;210(3-4):271-297.
- [50] Seifert B, Becker K, Helm D, Krause C, Schulz C, Seiwert M. The German Environmental Survey 1990/1992 (GerES II): reference concentrations of selected environmental pollutants in blood, urine, hair, house dust, drinking water and indoor air. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000;10(6 Pt 1):552-565.
- [51] Wilhelm M, Schulz C, Schwenk M. Revised and new reference values for arsenic, cadmium, lead, and mercury in blood or urine of children: basis for validation of human biomonitoring data in environmental medicine. *Int J Hyg Environ Health* 2006;209(3):301-305.
- [52] Schulz C, Angerer J, Ewers U, Kolossa-Gehring M. The German Human Biomonitoring Commission. *Int J Hyg Environ Health* 2007;210(3-4):373-382.
- [53] Institut National de Recherche et de Sécurité. Fiche Biotox - Substance Arsenic et Composés inorganiques. Nature du dosage: Arsenic urinaire [Internet]. INRS [mis à jour mars 2012; consulté le 22/08/2012]; Disponible à partir de l'URL: [http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/IntranetObject-accesParReference/BIO_SD_008/\\$File/Visu.html](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/IntranetObject-accesParReference/BIO_SD_008/$File/Visu.html)
- [54] American Council of Government and Industrial Hygienists. Arsenic and Soluble Inorganic Compounds: BEI®. 7 ed. Cincinnati: ACGIH Documentation; 2001. 11 p.
- [55] Francesconi KA, Tanggaar R, McKenzie CJ, Goessler W. Arsenic metabolites in human urine after ingestion of an arsenosugar. *Clin Chem* 2002;48(1):92-101.
- [56] WHO. Air quality guidelines for Europe, 2 ed. 2000.
- [57] Buchet JP, Staessen J, Roels H, Lauwerys R, Fagard R. Geographical and temporal differences in the urinary excretion of inorganic arsenic: a Belgian population study. *Occup Environ Med* 1996;53(5):320-327.

- [58] Gebel TW, Suchenwirth RH, Bolten C, Dunkelberg HH. Human biomonitoring of arsenic and antimony in case of an elevated geogenic exposure. *Environ Health Perspect* 1998;106(1):33-39.
- [59] Spevacova V, Cejchanova M, Cerna M, Spevacek V, Smid J, Benes B. Population-based biomonitoring in the Czech Republic: urinary arsenic. *J Environ Monit* 2002;4(5):796-798.
- [60] Soleo L, Lovreglio P, Iavicoli S, Antelmi A, Drago I, Basso A, et al. Significance of urinary arsenic speciation in assessment of seafood ingestion as the main source of organic and inorganic arsenic in a population resident near a coastal area. *Chemosphere* 2008;73(3):291-299.
- [61] Herce-Pagliai C, Gonzalez G, Camean AM, Repetto M. Presence and distribution of arsenical species in beers. *Food Addit Contam* 1999;16(6):267-271.
- [62] Vahter M, Friberg L, Rahnster B, Nygren A, Nolinder P. Airborne arsenic and urinary excretion of metabolites of inorganic arsenic among smelter workers. *Int Arch Occup Environ Health* 1986;57(2):79-91.
- [63] Apostoli P, Bartoli D, Alessio L, Buchet JP. Biological monitoring of occupational exposure to inorganic arsenic. *Occup Environ Med* 1999;56(12):825-832.
- [64] Pinto SS, Varner MO, Nelson KW, Labbe AL, White LD. Arsenic trioxide absorption and excretion in industry. *J Occup Med* 1976;18(10):677-680.
- [65] Yamauchi H, Takahashi K, Mashiko M, Yamamura Y. Biological monitoring of arsenic exposure of gallium arsenide- and inorganic arsenic-exposed workers by determination of inorganic arsenic and its metabolites in urine and hair. *Am Ind Hyg Assoc J* 1989;50(11):606-612.
- [66] Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame (Décembre 2005 à octobre 2006) rapport final [Internet]. Québec: Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue; 2007. 148 p. [consulté le 22/08/2012] Disponible à partir de l'URL: <http://www.sante-abitibi-temiscamingue.gouv.qc.ca/documents/RapportfinalAsurine2005-2006.pdf>.
- [67] Hartwell TD, Handy RW, Harris BS, Williams SR, Gehlbach SH. Heavy metal exposure in populations living around zinc and copper smelters. *Arch Environ Health* 1983;38(5):284-295.
- [68] Hwang YH, Bornschein RL, Grote J, Menrath W, Roda S. Urinary arsenic excretion as a biomarker of arsenic exposure in children. *Arch Environ Health* 1997;52(2):139-147.
- [69] Clayton CA, Pellizzari ED, Whitmore RW, Perritt RL, Quackenboss JJ. National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS): distributions and associations of lead, arsenic and volatile organic compounds in EPA region 5. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1999;9(5):381-392.
- [70] Pellizzari ED, Clayton CA. Assessing the measurement precision of various arsenic forms and arsenic exposure in the National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS). *Environ Health Perspect* 2006;114(2):220-227.
- [71] Cappuyens V, Van HS, Swennen R, Ottenburgs R, Deckers J. Arsenic pollution at the industrial site of Reppel-Bocholt (north Belgium). *Sci Total Environ* 2002;295(1-3):217-240.

- [72] Camm G, Butcher A, Pirrie D, Hughes P, Glass H. Secondary mineral phases associated with a historic arsenic calciner identified using automated scanning electron microscopy; a pilot study from Cornwall, UK. *Miner Eng* 2003;16(11 Suppl 1):1269-77.
- [73] Laperche V, Bodéan F, Dictor M, Baranger P. Guide méthodologique de l'arsenic, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. Orléans: Bureau de recherche géologique et minière; 2003. 90 p.
- [74] Washington Administration Code. Model Toxic control Act Cleanup Regulation Chapter 173-340 WAC. 2011.
- [75] Hata A, Endo Y, Nakajima Y, Ikebe M, Ogawa M, Fujitani N, et al. HPLC-ICP-MS speciation analysis of arsenic in urine of Japanese subjects without occupational exposure. *J Occup Health* 2007;49(3):217-223.
- [76] Johnson LR, Farmer JG. Urinary arsenic concentrations and speciation in Cornwall residents. *Environ Geochem Health* 1989;11(2) :39-44.
- [77] Palumbo-Roe B, Klinck B. Bioaccessibility of arsenic in mine waste-contaminated soils: a case study from an abandoned arsenic mine in SW England (UK). *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2007;42(9):1251-1261.
- [78] Rieuwerts JS, Searle P, Buck R. Bioaccessible arsenic in the home environment in southwest England. *Sci Total Environ* 2006;371(1-3):89-98.
- [79] Carrizales L, Razo I, Tellez-Hernandez JI, Torres-Nerio R, Torres A, Batres LE, et al. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environ Res* 2006;101(1):1-10.
- [80] Freeman GB, Schoof RA, Ruby MV, Davis AO, Dill JA, Liao SC, et al. Bioavailability of arsenic in soil and house dust impacted by smelter activities following oral administration in cynomolgus monkeys. *Fundam Appl Toxicol* 1995;28(2):215-222.
- [81] Freeman GB, Johnson JD, Killinger JM, Liao SC, Davis AO, Ruby MV, et al. Bioavailability of arsenic in soil impacted by smelter activities following oral administration in rabbits. *Fundam Appl Toxicol* 1993;21(1):83-88.
- [82] Roberts SM, Munson JW, Lowney YW, Ruby MV. Relative oral bioavailability of arsenic from contaminated soils measured in the cynomolgus monkey. *Toxicol Sci* 2007;95(1):281-288.
- [83] Xue J, Zartarian VG, Ozkaynak H, Dang W, Glen G, Smith L, et al. A probabilistic arsenic exposure assessment for children who contact chromated copper arsenate (CCA)-treated playsets and decks, Part 2: Sensitivity and uncertainty analyses. *Risk Anal* 2006;26(2):533-541.
- [84] Binder S, Forney D, Kaye W, Paschal D. Arsenic exposure in children living near a former copper smelter. *Bull Environ Contam Toxicol* 1987;39(1):114-121.
- [85] Wilhelm M, Ewers U, Schulz C. Revised and new reference values for some trace elements in blood and urine for human biomonitoring in environmental medicine. *Int J Hyg Environ Health* 2004;207(1):69-73.

- [86] Sabbioni E, Minoia C, Pietra R, Fortaner S, Gallorini M, Saltelli A. Trace element reference values in tissues from inhabitants of the European Community. II. Examples of strategy adopted and trace element analysis of blood, lymph nodes and cerebrospinal fluid of Italian subjects. *Sci Total Environ* 1992;120(1-2):39-61.
- [87] Minoia C, Sabbioni E, Apostoli P, Pietra R, Pozzoli L, Gallorini M, et al. Trace element reference values in tissues from inhabitants of the European community. I. A study of 46 elements in urine, blood and serum of Italian subjects. *Sci Total Environ* 1990;95:89-105.
- [88] Yamato N. Concentrations and chemical species of arsenic in human urine and hair. *Bull Environ Contam Toxicol* 1988;40(5):633-640.
- [89] Vahter M, Lind B. Concentrations of arsenic in urine of the general population in Sweden. *Sci Total Environ* 1986;54:1-12.

Annexe 1 : Lettre de saisine de l'InVS

ML → PEB



MINISTÈRE DE LA SANTÉ
ET DE LA PROTECTION SOCIALE

enregistrement saisine
→ DSE Meurthe MOSELAN
Cpi lettre MM
GB

Paris, le 03 NOV. 2004

DIRECTION GENERALE DE LA SANTE
Sous-direction de la gestion des risques des milieux
Bureau de l'air, des sols et des déchets
DGS/7B/N° 316
Personne chargée du dossier :
Michel ROUGE
Tél. : 01 40 56 42 54
Télécopie : 01 40 56 50 56
Mél : michel.rouge@sante.gouv.fr



Monsieur le directeur général
de l'Institut de Veille Sanitaire
12, rue du Val d'Osne
94415 SAINT-MAURICE Cedex

Monsieur le Directeur Général,

Par lettre en date du 5 octobre 2004, le préfet de Meurthe-et-Moselle me communique le rapport établi par le BRGM, à sa demande, concernant une première évaluation de la contamination des sols du bassin de Neuves-Maisons en plomb et autres éléments métalliques. Ce rapport met en évidence des dépassements plus ou moins fréquents de la valeur de constat d'impact usage sensible, référentiel usuel utilisé dans la démarche d'évaluation simplifiée des risques pour un usage du site résidentiel avec culture d'un jardin potager, pour certaines substances (arsenic, plomb, ...) ayant une origine géologique et/ou anthropique. Le préfet m'interroge, en conséquence, sur les études sanitaires à mener suite à la mise en évidence de ce problème.

Je vous demande, dans ces conditions, de bien vouloir apporter un appui scientifique et méthodologique au préfet de Meurthe-et-Moselle. Vous voudrez bien ainsi procéder à une expertise du rapport du BRGM ci-dessus mentionné (document joint), en vue de proposer la réalisation des études complémentaires nécessaires, telles que des analyses de sols, des évaluations simplifiées des risques/évaluations détaillées des risques et/ou des études épidémiologiques.

Je vous prie d'agréer, Monsieur le Directeur Général, l'assurance de ma considération distinguée.

Ben corbiat

Le directeur général de la santé

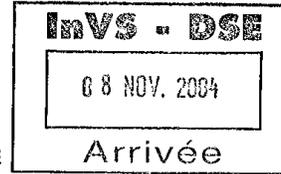
Professeur William DAB



76 -> PER
09.11.04
AB



MINISTÈRE DE LA SANTÉ
ET DE LA PROTECTION SOCIALE



Paris, le - 3 NOV. 2004

DIRECTION GÉNÉRALE DE LA SANTÉ

Sous-direction de la gestion des risques
des milieux (SD7)
Bureau de l'air, des sols et des déchets (7B)
DGS/SD7B/N° 315

Personne chargée du dossier :

Michel ROUGE
Tél. : 01 40 56 42 54
Télécopie : 01 40 56 50 56
Mél : michel.rouge@sante.gouv.fr

Le ministre de la santé
et de la protection sociale

à

Monsieur le Préfet de Meurthe-et-Moselle
1, rue Préfet Claude Erignac
54000 NANCY

Objet : Présence d'éléments métalliques dans les sols du bassin de Neuves-Maisons (54).

Par lettres en date des 15 juillet et 5 octobre 2004, vous m'avez communiqué le rapport établi par le BRGM, à votre demande, concernant une première évaluation de la contamination des sols du bassin de Neuves-Maisons en plomb et autres éléments métalliques, ainsi que les avis rendus sur ce rapport par la DRIRE, la CIRE-EST et la DDASS. Ce rapport met en évidence des dépassements plus ou moins fréquents de la valeur de constat d'impact usage sensible, référentiel usuel utilisé dans la démarche d'évaluation simplifiée des risques pour un usage du site résidentiel avec culture d'un jardin potager, pour un certain nombre de substances (arsenic, plomb, ...) ayant une origine géologique et/ou anthropique. Vous m'interrogez ainsi sur les études sanitaires à mener, notamment épidémiologiques, suite à la mise en évidence de ce problème, ainsi que sur l'organisation de la communication au public.

Je vous informe que j'ai saisi l'Institut de veille sanitaire (InVS) de ce dossier, afin qu'il vous apporte un appui scientifique et méthodologique. L'InVS procédera ainsi à une expertise du rapport du BRGM, en vue de proposer les études complémentaires nécessaires, telles que des analyses de sols, des évaluations simplifiées des risques/évaluations détaillées des risques et/ou des études épidémiologiques. Dans un premier temps et à titre d'information, vous voudrez bien trouver, ci-joint, un rapport relatif à l'exposition chronique à l'arsenic hydrique et aux risques pour la santé (évaluation quantitative des risques sanitaires en Auvergne), publié par l'InVS en mars 2003.

... / ...

8, avenue de Ségur - 75350 Paris 07 SP - Tél. 01 40 56 60 00 - Télécopie : 01 40 56 50 56

Enfin, pour répondre à votre demande concernant la communication au public et, pour permettre le suivi scientifique des études à visée sanitaire qui seront demandées par l'InVS, il me semble opportun, en complément des réunions publiques que vous organisez, de mettre en place un comité scientifique animé par la CIRE – conformément aux instructions de la circulaire DGS/SD7B/N° 2003-31 du 17 janvier 2003 relative aux évaluations des risques pour la santé en matières de sites et sols pollués par des installations classées pour la protection de l'environnement.

Pour le ministre et par délégation
Le Directeur Général de la Santé



Professeur William DAB

Copie pour information : Monsieur Christian MANNSCHOTT (DDASS)
Madame Martine LEDRANS (InVS)
Monsieur Thomas JOINDOT (DPPR)

Annexe 2 : Lettre de réponse à la saisine de la DGS



Saint-Maurice, le 24 JUIN 2005

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

INSTITUT DE
VEILLE SANITAIRE

LE DIRECTEUR GÉNÉRAL
Dir/GB/211.2005/DSE/CD/FS/05/175

**Le Directeur Général de l'Institut
de Veille Sanitaire**

A

Monsieur le Directeur Général de la Santé
8 avenue de Ségur
750350 PARIS 07 SP

Objet : Réponse à la saisine du 3 novembre 2004 relative à la présence d'éléments métalliques dans les sols du bassin de Neuves-Maisons (54)

Monsieur le directeur,

Par lettre en date du 3 novembre 2004, vous avez saisi l'Institut de veille sanitaire (InVS) afin de « ...procéder à une expertise du rapport du BRGM relatif à la présence d'éléments métalliques dans les sols (RP-53128-FR de mai 2004) en vue de proposer la réalisation d'éventuelles études complémentaires nécessaires... ».

L'expertise du rapport du BRGM, complété par l'ensemble des rapports d'études mis à disposition par la Cire-Est, dresse un état de la situation présentée dans un document annexé à ce courrier. Les conclusions générales sont les suivantes :

- Le rapport du BRGM, identifie clairement la présence à des concentrations élevées par rapport au niveau national, d'éléments métalliques d'origine géochimique, et en particulier d'arsenic, dans le bassin de Neuves-Maisons.
- Aucune des quatre études menées, pour évaluer l'origine de la contamination des sols dans le bassin de Neuves-Maisons, n'a pu identifier de source de pollution d'origine anthropique précise.
- Les évaluations des risques sanitaires déjà réalisées conduisent à des excès de risque supérieurs aux repères habituellement retenus.

En conséquence, et malgré les incertitudes relevées, toute nouvelle étude d'évaluation des risques sanitaires, prenant en compte les niveaux de contamination du sol en plus des retombées des rejets de l'aciérie, ne viendrait pas contredire les premières expertises qui mettaient en évidence des risques sanitaires par ingestion inacceptables pour la santé des populations locales. Les études entreprises dans le cadre du diagnostic environnemental, dressant l'état des lieux de la contamination du bassin de Neuves-Maisons, apparaissent donc suffisantes pour confirmer une contamination des sols susceptible d'induire un impact inacceptable sur la santé des populations locales.

Ainsi, pour compléter les connaissances scientifiques actuelles, deux recommandations peuvent être formulées :

- l'évaluation du respect des seuils réglementaires de qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

En effet, un vecteur majeur d'exposition à l'arsenic est l'eau de boisson. Il serait donc nécessaire de déterminer les concentrations en arsenic dans les réseaux d'approvisionnement en eau des communes du bassin de Neuves-Maisons. En cas de non respect des seuils réglementaires, il pourra être pris des mesures de gestion appropriées notamment pour limiter l'utilisation de ces eaux.

- La conduite d'une étude d'imprégnation biologique en arsenic des populations présentes sur le bassin de Neuves-Maisons (et au-delà si justifié).

En effet, dans le domaine des sols pollués, des travaux récents montrent des différences entre les prédictions de l'exposition basées sur des hypothèses majorantes et les résultats de mesures de l'exposition effective. Une telle étude d'imprégnation permettrait d'acquérir des éléments scientifiques complémentaires. Une limitation importante de ce type d'étude est que dans le cas de l'arsenic, la connaissance de l'imprégnation biologique ne permet pas de conclure sur les conséquences sanitaires pour la population.

Dans l'éventualité de la mise en place d'une telle étude, je vous propose de vous appuyer sur la Cire-Est.



Pr Gilles BRÜCKER

Copie :
- Préfecture de Meurthe et Moselle
- Ddass 54
- Cire Est

Annexe 3 : Lettre de Monsieur le directeur général de la santé à Monsieur le préfet de Meurthe-et-Moselle

DDASS de M. & M.
13 SEP. 2005
COURRIER ARRIVÉ LE



Ministère de la Santé et des Solidarités

DEST	COURRIER	
	ATTR	INF
Direction		
Dce Adjointe		
Dir. Adjoint		
A.E.S.		
Adm. Générale		
Communication		
IDS		
Santé Env.		
Cohésion Sociale		
Solidarité Autonomie		
Office Paris		

Direction générale de la santé

Sous direction Gestion des risques des milieux
Bureau des eaux
Bureau de l'air, des sols et des déchets

DGS/SD7 A - N° 1144
DGS/SD7 B - N° 228

Dossier suivi par :
Alban ROBIN (Tél. : 01 40 56 54 18)
Michel ROUGE (Tél. : 01 40 56 42 54)
Dr Isabelle NICOLET (Tél. : 01 40 56 4719)

Le directeur général de la santé

à

D.D.A.S.S. de M.-et-M.
14 SEP. 2005
S. ENV

Monsieur le Préfet de Meurthe et Moselle
Direction départementale des affaires
sanitaires et sociales
Case officielle n°11
4, rue Benit
54035 NANCY Cedex

OBJET : Présence d'éléments métalliques dans les sols du bassin de Neuves-Maisons.

Vous m'avez sollicité par lettre en date du 5 octobre 2004 sur les études sanitaires, notamment épidémiologiques, à conduire suite à la mise en évidence de la présence d'éléments métalliques dans les sols du bassin de Neuves-Maisons.

Par courrier en date du 24 juin 2005, dont copie vous a été adressée, l'InVS rappelle que « les études entreprises dans le cadre du diagnostic environnemental apparaissent suffisantes pour confirmer une contamination des sols **susceptibles** d'induire un impact inacceptable sur la santé des populations locales ». L'InVS formule cependant deux recommandations pour compléter les connaissances scientifiques actuelles, :

- l'évaluation du respect des seuils réglementaires de qualité des eaux destinées à la consommation humaine, l'eau d'alimentation étant un vecteur majeur d'exposition des populations,
- la conduite d'une étude d'imprégnation biologique en arsenic des populations concernées.

S'agissant de l'eau destinée à la consommation humaine, j'ai bien pris note d'une part que les données dont vous disposez d'ores et déjà pour l'eau distribuée à Neuves-Maisons montrent que le seuil réglementaire est respecté et qu'un bilan sur les teneurs en arsenic des eaux distribuées sur l'ensemble du département de la Meurthe-et-Moselle est en cours. Je vous confirme l'intérêt que je porte à votre démarche. Dans le cas où les teneurs en arsenic dans l'eau excéderaient la limite de qualité de 10 µg/L, vous mettrez en œuvre les mesures de gestion définies dans la circulaire N° DGS/SD7A/2004/602 du 15 décembre 2004 relative à la gestion du risque sanitaire en cas de dépassement des limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine pour les paramètres antimoine, arsenic, fluor, plomb et sélénium en application des articles R.1321-26 à R.1321-36 du code de la santé publique.

De même, il me paraît souhaitable de compléter les études de contamination des produits cultivés et consommés localement, selon un protocole permettant d'obtenir une bonne représentativité des résultats, les données disponibles actuellement étant insuffisantes pour définir, le cas échéant, des mesures de gestion adaptées.

Copie InVS

DDASS 54 Neuves maisons.doc

14, avenue Duquesne - 75 350 Paris 07 SP
Tél. : 01 40 56 60 00 - Télécopie : 01 40 56 40 58

L'étude d'imprégnation biologique en arsenic des populations présentes sur le bassin de Neuves Maisons est un préalable à toute décision sur la conduite d'une étude épidémiologique. En effet, la réalisation actuelle d'une étude de ce type sur la base des seules données globales de contamination du milieu et dans une population de faible taille ne pourrait aboutir à des résultats concluants. Cette étude d'imprégnation permettrait :

- d'une part, d'objectiver une éventuelle surexposition par rapport à la population non exposée (et donc de confirmer ou d'infirmer les résultats de la modélisation sur l'exposition) afin d'orienter les mesures de prévention et de gestion du risque,
- d'autre part, de disposer des données individuelles d'exposition et d'imprégnation nécessaires à une étude épidémiologique.

La pertinence et la faisabilité de cette étude d'imprégnation font actuellement l'objet d'une analyse par la CIRE-Est dont les résultats sont attendus pour la fin de l'année. Si, à l'issue de cette analyse, la décision est prise d'engager cette étude, celle-ci devra s'accompagner d'une communication à la population sur les objectifs et les limites de ce travail.

Par ailleurs, une étude de biosurveillance est en cours au niveau national (Enquête Individuelle et Nationale sur les Consommations Alimentaires, Enquête Nationale Nutrition Santé (INCA2-ENNS), volet environnemental). Celle-ci permettra de disposer de valeurs de référence de l'exposition à divers métaux (plomb, cadmium, mercure, arsenic) et à divers pesticides dans la population française et d'identifier les déterminants les plus importants de ces indicateurs. Les résultats devraient être disponibles en juillet 2007. Aussi, en tout état de cause, l'étude de l'imprégnation de la population sur le bassin de Neuves Maisons devra être gérée dans un calendrier compatible avec l'étude nationale afin de disposer lors de la présentation des résultats aux populations d'éléments de comparaison. Ce dernier point est essentiel en termes de communication sur les risques sanitaires.

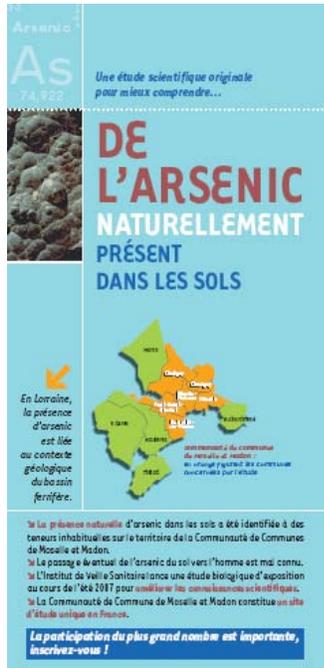
La DGS et l'InVS sont à votre disposition pour débattre avec vous de la mise en œuvre de ces recommandations et pour vous aider dans la communication.

Le Directeur Général de la Santé,

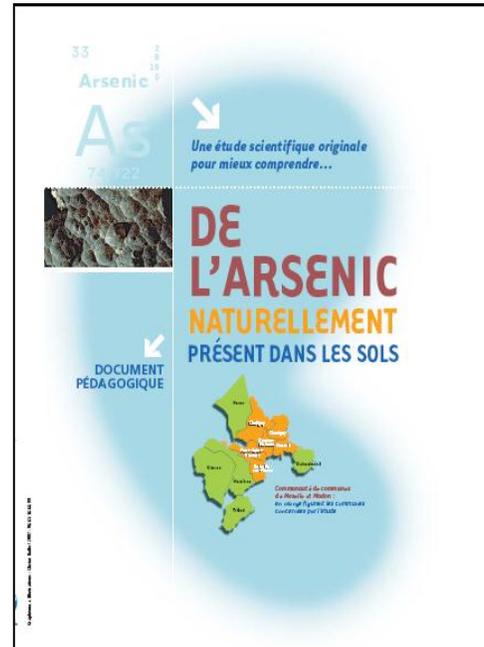


Pr Didier HOUSSIN

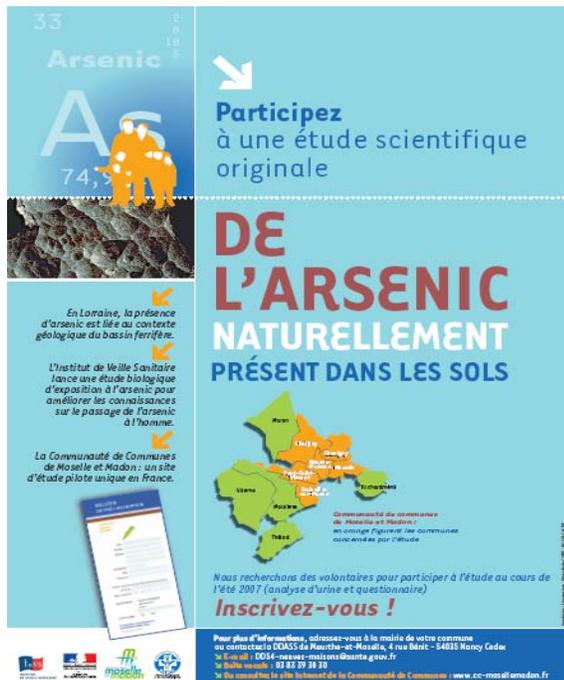
Annexe 4 : Supports de communication au début de l'étude



Dépliant d'information pour la population



Document pédagogique



Affiche A3

Annexe 5 : Tableaux de résultats issus de la littérature scientifique

Tableau XXII : Concentrations en As dans le sol et dans les urines d'adultes vivant sur des sites et sols pollués

Auteur, pays, année	Concentrations en As dans les sols (mg/kg)			Concentrations urinaires en As _i + MMA + DMA			
	Caractéristique des zones d'étude	Effectif	MG	Etendue	Effectif	MG (ETG)	Etendue
Hinwood [32], Australie, 2004	Zone exposée	26	123,1	9,1-9900	15	35,2 (1,45) µg.l-1	15,0-72,9 µg.l-1
	Zone non exposée	26	4,3	1,7-80	8	31,8 (1,70) µg.l-1	13,9 -57,9 µg.l-1
Ranft [44], Etats-Unis, 2003	≤5 km de la centrale à charbon	29	40,6 ^a	13,8-134	58	7,5 ^a µg.l-1	1,1-47,9 µg.l-1
	6-10 km de la centrale à charbon	79	23,0 ^a	8,8-139,0	225	6,0 ^a µg.l-1	1,3-40,4 µg.l-1
	> 10 km de la centrale à charbon	51	19,8 ^a	9,6-55,0	128	5,8 ^a µg.l-1	1,2-27,7 µg.l-1
Kavanagh [43], Angleterre, 1998	Cargreen (zone non exposée)	18	37	16-198	7	MA : 8,26 µg/g créatinine	2,5-32,7 µg/g créatinine
	Gunnislake (zone exposée)	71	365	120-1695	17	MA : 14,4 µg/g créatinine	2,7-58,9 µg/g créatinine
	Devon Great Consols (zone exposée)	15	4499	345-52600	7	MA : 11,02 µg/g créatinine	5,1-17,6 µg/g créatinine
Gebel [58], Allemagne, 1998 (adultes et enfants)	Zone exposée			76-592	205	3,96 µg/24H	<0,1-18,32 µg/24H
	Zone non exposée				75	7,58 µg/24H	0,29-23,78 µg/24H

Auteur, pays, année	Concentrations en As dans les sols (mg/kg)			Concentrations urinaires en As _i + MMA + DMA	
	Caractéristique des zones d'étude	Effectif	MA (ET)	Effectif	MA (ET)
Kalman [28], Polissar [29], Etats-Unis, 1990 (adultes et enfants)	Ruston	28	353 (411)	557 ^b	19,6 (26,5) µg.l-1
	Bellingham	10	6,6 (2,7)	92 ^c	18,4 (18,0) µg.l-1
	Iles Vashon/Maury	34	29,6 (48,5)	53 ^b	9,6 (5,4) µg.l-1
	Tacoma/ Témoins	42	57,2 (74,5)	351	11,7 (9,2) µg.l-1
				696 ^b	9,2 (7,5) µg.l-1
				140 ^c	14,5 (11,2) µg.l-1

MA = moyenne arithmétique ; MG = moyenne géométrique ; ^a : médiane ; ^b : échantillons avec consommation de produits de la mer exclue
^c : échantillons avec consommation de produits de la mer uniquement

Tableau XXIII : Concentrations en As dans le sol et dans les urines d'enfants vivant sur des sites et sols pollués

Auteur, pays, année	Concentrations en As dans les sols (mg/kg)				Concentrations urinaires en As _i + MMA + DMA (µg.l-1)			Concentrations urinaires en As _T		
	Caractéristiques des zones d'étude	Nombre	MG (ETG)	Etendue	Effectif	MG (ETG)	Etendue	Effectif (âge)	MG (ETG)	Etendue
Tsuji [46], Etats-Unis 2005	Manufacture de pesticides	41	18,8 (1,6)	10,4-46,4	77	4,0 (2,2)	0,89-17,7	77 (< 7 ans)	15,1 (1,8) µg.l-1	2,1-59,6 (µg.l-1)
Hwang [45], Etats-Unis 1997	Fonderie d'Anaconda									
	Proche (divers prélèvements)	83 à 254	197 à 333		177	9,5 (1,7)		189 (<3 ans)	20,3 (1,8) µg.l-1	
	Intermédiaire (divers prélèvements)	60 à 105	89 à 191		62	7,5 (1,5)		79 (<3 ans)	17,4 (2,2) µg.l-1	
	A distance (divers prélèvements)	36 à 76	83 à 105		42	7,1 (1,8)		44 (<3 ans)	17,4 (1,7) µg.l-1	

Auteur, pays, année	Concentrations en As dans les sols (mg/kg)				Concentrations urinaires en As _i + MMA + DMA (µg.l-1)	Concentrations urinaires en As _T		
	Caractéristiques des zones d'étude	Nombre	MA (ET)	Etendue		Effectif (âge)	MA (ET)	Etendue
Carrizales Mexique 2005	[79], Fonderie de cuivre	95	791 (798)	17-4424	30 (3-6 ans)	MG : 44 µg/g créatinine	12-230 µg/g créatinine	
					63 (6-7 ans)	MG : 51 µg/g créatinine	12-274 µg/g créatinine	
					45 (8-9 ans)	MG : 80 µg/g créatinine	7-342 µg/g créatinine	
					70 (>9ans)	MG : 46 µg/g créatinine	6-231 µg/g créatinine	
Binder [84], Etats-Unis 1987	Fonderie d'Anaconda				(2-6 ans) (prélèvements urinaires à deux dates : mars et juillet)			
	Mill Creek	37	715	150-1950	10	66,1 µg.l-1		
	Mill Creek	10	398	203-693	8	54,0 µg.l-1		
	Anaconda	7	94	28-270	92	14,4 µg.l-1		
	Anaconda	14	144	27-345	61	17,7 µg.l-1		
	Opportunity	5	80	16-126	25	10,6 µg.l-1		
	Opportunity	7	136	47-302	21	15,3 µg.l-1		
	Livingston				105	10,6 µg.l-1		
	Livingston	6	44	19-146	33	16,6 µg.l-1		

MA = moyenne arithmétique ; MG = moyenne géométrique ; ET = Ecart-type ; ETG = Ecart-type géométrique

Tableau XXIV : Concentrations en As urinaire chez les adultes dans la population générale

Auteur, année, pays	Biomarqueur mesuré	[As] urinaire (µg.l-1)				[As] urinaire (µg/g de créatinine)				
		n	MA	MG	Etendue	n	MA	MG	Etendue	
Caldwell [48], 2009, Etats-Unis	As total	2557 : NHANES		8,30			8,24			
	As inorganique et métabolites			6,0*						
Schulz [49], 2007 ; Seifert [50], 2004 ; Wilhelm [85], 2002 Becker <i>et al</i> [37], 2000, Allemagne	As inorganique et métabolites	2542 (25-69 ans)		9,02						
		(1985-86, Allemagne de l'Ouest) :								
		GerES I								
		4001 (25-69 ans)	10,5	6,3	NR-206	4001	7,6	4,6	NR-148	
		(1990-92) : GerES II								
		4052 (18-69 ans)	6,4	3,9	LQ-157	4730	4,9	3,1	NR-163	
		(1998) : GerES III								
Pellizzari <i>et al</i> [70], 2006, Etats-Unis	As total	79 : NHEXAS		14,4						
Clayton <i>et al</i> [69], 1999, Etats-Unis	As total	202 : NHEXAS		29,3						
Sabbioni <i>et al</i> [86], 1992, Italie	As total	470 : EURO TERVIHT		7,9	0,4-11,9					

Minoia <i>et al</i> [87], 1990, Italie	As total	540	16,7	1-64,5					
Yamato <i>et al</i> [88], 1988, Japon	As total	102	131	21,8-585					
Hata <i>et al</i> [75], 2007, Japon	As total	210	141,3*		210	114,9*			
	As inorganique et métabolites		54,0*						
Vahter <i>et al</i> [89], 1986, Suède	As inorganique et métabolites	Stockholm : 49	12	9,1	2,3-53,4	Stockholm : 49	12	8,9	2,2-52,0
		Västeras : 50	9,7	7,9	1,7-40,3	Västeras : 50	9,4	7,7	2,2-30,5
Spevackova <i>et al</i> [59], 2002, République Tchèque	As inorganique et métabolites					384 (enfants + adultes)	3,5*		

*= médiane ; NR = non renseigné ; LQ = limite de quantification ; MA = moyenne arithmétique ; MG = moyenne géométrique

Tableau XXV : Concentrations en As urinaire chez les enfants dans la population générale

Auteur, année, pays	Biomarqueur mesuré	[As] urinaire (µg.l-1)				[As] urinaire (µg/g de créatinine)			
		n	MA	MG	Etendue	n	MA	MG	Etendue
Link <i>et al</i> [39], 2007, Allemagne : BW-EHS	As inorganique et métabolites	1318 (1996-97)	5,29		<0,2 - 177				
		1253 (1998-99)	6,4		1,0 - 128				
		1279 (2000-01)	5,26		<0,4 - 47,6				
		508 (2002-03)	6,69		1,5 - 123,5				
Schulz [49], 2007 ; Seifert [50] 2006 ; Wilhelm <i>et al</i> [51] 2000 ; Allemagne	As inorganique et métabolites	731 (1990-92) GerES II	9,5	6,01	<LQ - 104	730	7,08	4,28	NR-139
		1354 (2003-06) GerES IV		4,29	LQ-NR				
Heitland <i>et al</i> [38], 2006, Allemagne		72	25	12	1-260	72		10	

NR = non renseigné ; LQ = limite de quantification ; MA = moyenne arithmétique ; MG = moyenne géométrique

Exposition de la population du bassin de Moselle et Madon à l'arsenic

Mesures urinaires

Une campagne de mesures environnementales a mis en évidence de fortes concentrations d'arsenic (As) d'origine naturelle dans les sols du bassin de Moselle et Madon dans le département de Meurthe et Moselle (54). Ainsi, une étude transversale a été menée afin d'évaluer l'exposition à l'arsenic de cette population au travers de mesures urinaires. Les niveaux d'imprégnation obtenus sont 2 à 4 fois inférieurs aux niveaux mesurés dans des populations exposées par les sols et ces niveaux sont proches de ceux mesurés dans des populations sans exposition particulière. Pour la population adulte, seules les caractéristiques individuelles ont été retrouvées significativement liées aux concentrations en As urinaires. Les concentrations en As dans les sols de la zone d'étude ne semblent pas assez élevées pour contribuer à la concentration en As urinaire. La comparaison de ces résultats, quelle que soit la catégorie d'âge, montre que d'une part, les concentrations urinaires sont largement inférieures à celles retrouvées par d'autres auteurs dans des populations vivant sur des sols pollués ; d'autre part, plus de 92 % des participants présentent des concentrations inférieures au repère de 10 µg/g créatinine établi par différentes instances étrangères et françaises. La mise en œuvre d'une étude épidémiologique visant à rechercher l'impact sanitaire induit par l'arsenic du sol n'est donc pas justifiée.

Mots clés : arsenic, exposition environnementale, pollution sol, biomarqueur, urine, évaluation des risques, enquête transversale, Meurthe & Moselle

Arsenic exposure in residents living in Moselle et Madon area

Urinary measures

A cross sectional study using environmental and biological samples was implemented to assess the association between arsenic (As) concentrations in the environment and impregnation (urinary levels) of residents living in an area where the soil is naturally As rich in the French department of Meurthe et Moselle (54). In this study, biomarkers levels are 2-4 times lower than levels found in populations exposed to As contaminated soils, and are close to those measured in general populations. In the adult population, individual characteristics were the only determinants found to be significantly related to As urinary concentrations. Environmental sources (including soil) do not seem to affect exposure. As levels in the soil may be too low in the study area to contribute significantly to exposure. Comparison of these results, whatever the age group, shows that on the one hand, urinary concentrations are significantly lower than those found by other authors in populations living in polluted soils and on the other hand, over 92% of participants have concentrations below 10 µg/g creatinine (reference value established by various French and foreign authorities). The implementation of an epidemiological study to investigate the health impact of arsenic concentrations in soil is not justified.

Citation suggérée :

Fillol C, Dor F. Exposition de la population du bassin de Moselle et Madon à l'arsenic. Mesures urinaires. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2012. 81 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val d'Osne

94415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

www.invs.sante.fr

ISSN : 1958-9719

ISBN-NET : 978-2-11-129751-7

Réalisé par Service Communication, InVS

Dépôt légal : septembre 2012