



**COMITÉ SCIENTIFIQUE
DE L'AGENCE FÉDÉRALE POUR LA SÉCURITÉ
DE LA CHAÎNE ALIMENTAIRE**

AVIS 15-2010

objet : Métaux lourds et uranium dans de l'eau de puits à Uccle (dossier Sci Com 2010/02).

Avis validé par le Comité scientifique le 23 avril 2010.

Résumé

Suite à une pollution (locale) des eaux souterraines et du sol par l'arsenic, le plomb et l'uranium à Uccle, le Comité scientifique a évalué les risques aigus et chroniques pour les adultes et les enfants en cas de consommation de l'eau souterraine ou de l'eau de puits contaminée dans une école, ainsi que des fruits et légumes cultivés dans un potager attenant et situé dans une autre école.

L'eau de puits contaminée était utilisée à des fins sanitaires (toilettes et douches) dans un hall omnisports d'une école, et non comme eau de boisson. Toutefois, dans l'hypothèse où l'eau serait bue, les valeurs toxicologiques indicatives pour l'arsenic et l'uranium (chimiques + radiologiques) seraient dépassées. Par conséquent, l'eau contaminée ne peut pas être consommée comme eau de boisson. Par précaution, il est conseillé de n'utiliser cette eau pour aucune application.

L'exposition à l'uranium, au plomb et à l'arsenic via la consommation des plantes cultivées dans le potager de l'autre école a été calculée, à défaut de données sur les concentrations dans les plantes, à l'aide des facteurs de transfert sol-plante cultivée mentionnés dans la littérature. Sur base du calcul, il s'avère que l'exposition chimique et radiologique à l'uranium et l'exposition à l'arsenic et au plomb sont inférieures aux valeurs toxicologiques indicatives. Sur base des valeurs détectées dans le sol du potager et dans l'hypothèse selon laquelle le « hot spot » de contamination se situe au hall des sports, on peut donc admettre que la consommation des légumes du potager ne comporte pas de risque.

Summary

Advice 15-2010 of the Scientific Committee of the FASFC regarding the presence of heavy metals and uranium in well water (Uccle).

Following a (local) soil and groundwater contamination with arsenic, lead and uranium in Uccle, the Scientific Committee evaluated the acute and chronic risks for adults and children on consumption of the contaminated ground- or well water in a school and of the vegetables and fruit grown in an adjacent garden situated in another school.

The contaminated well water was used for sanitary purposes (toilets and showers) in a gymnasium of a school, and not for drinking. However, assuming that the water would have been consumed, the toxicological guideline values for arsenic and uranium (chemical and radiological) would have been exceeded. The contaminated water should therefore not be used as drinking water. As a precaution, it is recommended not to use the water for any other application.

The exposure to uranium, arsenic and lead through consumption of the crops cultivated in the vegetable garden of the other school was calculated by means of soil-to-crop transfer factors mentioned in literature due to a lack of concentration data in the crops. Calculations show that the chemical and radiological exposure to uranium and the exposure to arsenic and lead are well below the toxicological guideline values. Based on the values measured in the soil of the vegetable garden and assuming that the 'hot spot' of contamination is located at the gymnasium, it thus can be assumed that the consumption of the crops grown in the garden poses no risk.

Mots clés

Arsenic, plomb, uranium, transfert sol-plante, estimation de l'exposition, évaluation du risque, eau de boisson, légumes, fruits

1. Termes de référence

1.1. Questions posées

Il est demandé au Comité scientifique :

- 1) d'évaluer les risques aigus et chroniques pour les enfants et les adultes, liés à la consommation d'eau de puits contaminée par de l'uranium, de l'arsenic et du plomb à des concentrations mentionnées dans le rapport de GEOSAN N.V. du 21/10/2009 et dans l'étude de VIVAQUA du 28/07/2009;
- 2) de vérifier à quelles teneurs ou propriétés relatives à l'absorption d'uranium on peut s'attendre dans les fruits et les légumes du jardin potager, compte tenu des concentrations de ces éléments présentes dans le sol telles que mentionnées dans le rapport de GEOSAN N.V.; et
- 3) d'évaluer les risques aigus et chroniques pour les enfants et les adultes, liés à la consommation de fruits et de légumes dans lesquels de l'uranium, de l'arsenic et du plomb ont été détectés, et d'indiquer à quelles limites de concentration de ces éléments il n'y a pas de risques pour la santé.

1.2. Contexte législatif

Les normes chimiques, microbiologiques et radiologiques auxquelles doit satisfaire l'eau de boisson sont indiquées dans la :

Directive n° 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

En ce qui concerne la transposition en droit belge, on se référera aux législations ci-après :

- Arrêté royal du 14 janvier 2002 relatif à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine qui sont conditionnées ou qui sont utilisées dans les établissements alimentaires pour la fabrication et/ou la mise dans le commerce de denrées alimentaires;
- *Région de Bruxelles-Capitale* : Arrêté du 24 janvier 2002 du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale relatif à la qualité de l'eau distribuée par réseau;
- *Région flamande* : Décret du 24 mai 2002 relatif aux eaux destinées à l'utilisation humaine; Arrêté du Gouvernement flamand du 13 décembre 2002 portant réglementation relative à la qualité et la fourniture des eaux destinées à la consommation humaine;
- *Région wallonne* : Décret du 12 décembre 2002 relatif à la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine; Arrêté du Gouvernement wallon du 15 janvier 2004 relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine.

Autre législation à laquelle il est fait référence :

- Arrêté royal du 14 juin 2002 fixant des teneurs maximales en contaminants comme les métaux lourds dans les suppléments alimentaires;
- Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires;
- Directive 96/29/Euratom du Conseil du 13 mai 1996 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants.
- Directive 2009/2/CE de la Commission du 15 janvier 2009 portant trente et unième adaptation au progrès technique de la directive 67/548/CEE du Conseil concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses (http://ec.europa.eu/environment/chemicals/dansub/home_en.htm).

1.3. Abréviations & Terminologie

- Becquerel (Bq) : l'unité servant à décrire le phénomène de désintégration radioactive; on parle d'un Becquerel (1 Bq) lorsque un atome se désintègre par seconde.
- BMDL₀₁: La 'benchmark dose' (BMD) est un point de référence standardisé qui s'obtient par modélisation mathématique de données expérimentales d'essais sur animaux. La

- BMD estime la dose qui induit une réponse faible mais mesurable (le plus souvent 5 ou 10 % d'incidence au dessus du contrôle) (IPCS, 2001). La 'benchmark dose low level' BMDL₀₁ est la limite inférieure en cas de réponse de 1 % de risque supplémentaire.
- DJT ou dose journalière tolérable : c'est la quantité maximale d'un composé donné dont une ingestion journalière peut être tolérée durant une durée de vie entière sans provoquer l'apparition de problèmes de santé (IPCS, 2001).
 - ETG, écart-type géométrique : l'écart-type de la MG.
 - MG, moyenne géométrique : La moyenne géométrique de n nombres s'obtient en multipliant ces nombres entre eux et ensuite en prenant la racine n ème du produit; la moyenne arithmétique est la somme de n valeurs différentes divisée par leur nombre n .
 - Isotopes de l'uranium : "variantes" de l'élément chimique uranium, ayant toujours 92 protons dans le noyau, mais un nombre différent de neutrons. Les isotopes les plus courants de l'uranium sont ²³⁸U et ²³⁵U, qui ont respectivement 146 et 143 neutrons dans le noyau.
 - LOAEL, 'Lowest Observed Adverse Effect Level' : La plus faible dose dans une étude où un effet toxique ou néfaste est observé (voir aussi NOAEL) (OMS, 2009).
 - MOE, 'Margin of exposure' : La MOE est le rapport entre un point donné sur la courbe dose-réponse (par ex. BMD, BMDL₁₀, T₂₅) et l'exposition (IPCS, 2001).
 - MRL, Minimal Risk Level: Le niveau d'exposition estimé qui pose un risque minimal pour l'homme (ATSDR, 2007).
 - NOAEL, 'No Observed Adverse Effect Level': Le NOAEL ou dose sans effet nocif observable est la plus forte concentration ou quantité d'une substance trouvée via expérimentations ou observation, qui n'entraîne pas d'altérations nocives de la morphologie, de la capacité fonctionnelle, de la croissance, du développement ou de la longévité des organismes cibles, et ce dans des conditions d'exposition minutieusement décrites (OMS, 2009).
 - PTWI, Provisional Tolerable Weekly Intake : l'ingestion hebdomadaire provisoirement tolérable (voir DJT).
 - RfD, Dose de référence : estimation de l'exposition journalière à laquelle il ne se produit vraisemblablement pas d'effet nocif, même en cas d'exposition continue pendant la vie entière. Plus généralement : la dose ou concentration d'exposition maximale estimée d'un agent à laquelle un individu peut être exposé durant une période spécifique sans risque perceptible (OMS, 2009).
 - Sievert (Sv) : une mesure de la dose encourue par exposition à un rayonnement ionisant, les effets nocifs pour le corps humain étant pris en compte.
 - TF, 'plant transfer factor' : la proportion des concentrations de radio-isotopes ou de la concentration d'autres substances chimiques dans la plante par rapport à ces concentrations dans le sol.

Considérant les débats menés lors de la réunion du groupe de travail du 11 février 2010 et en séance plénière du 23 avril 2010,

le Comité scientifique donne l'avis suivant :

2. Introduction

Lors d'analyses de routine effectuées par VIVAQUA (Intercommunale Bruxelloise de Distribution d'Eau) sur l'eau d'un réservoir alimenté par des eaux souterraines et de pluie au niveau local à Uccle (eau de puits), des concentrations accrues en uranium ont été détectées. Il s'agit d'eaux souterraines et de pluie qui sont captées via un circuit séparé et qui sont utilisées à des fins sanitaires (toilettes et douches) dans un hall sportif d'une école. L'eau de puits n'est pas utilisée comme eau de boisson et n'est pas raccordée au réseau de distribution d'eau potable. La concentration mesurée en uranium était d'environ 0,4 mg/l. Quoiqu'il n'existe pas de normes spécifiques pour les eaux souterraines, cette concentration est 30 à 40 fois supérieure à la valeur maximale acceptable pour l'eau de boisson, qui est de 0,015 mg/l (OMS, 2005). Suite à cette constatation, l'Institut bruxellois de Gestion de

l'Environnement (IBGE) et l'Agence Fédérale de Contrôle Nucléaire (AFCN) ont été impliqués dans le dossier, et des échantillons supplémentaires de sol et d'eau souterraine ont été analysés au voisinage du réservoir et du hall des sports (figure 1), ainsi qu'au nord et au sud de l'école. L'eau d'un étang proche a également été analysée. Celle-ci contenait aussi une concentration accrue en uranium, de 0,15 mg/l. Cet étang est directement attenant à un jardin potager. L'eau de l'étang est utilisée pour arroser ce potager.

Outre une concentration accrue en uranium, on a également décelé une teneur accrue en arsenic et en plomb dans quelques-uns des échantillons de sol et d'eau souterraine.

Les résultats d'analyse disponibles font apparaître qu'il s'agit plus que probablement d'un problème local. Sur base des échantillons pris, on soupçonne que le « hot spot » de la contamination est situé au hall omnisport. La provenance de l'uranium, de l'arsenic et du plomb est inconnue, mais sur base des substances détectées et d'informations historiques, la source de la pollution semble être un ancien dépotoir de verre, et l'uranium et les métaux lourds trouvés pourraient être des résidus de pigments de couleur.

Un échantillon des eaux souterraines a été analysé en détail quant à la présence des différents isotopes d'uranium (alpha-spectrométrie). Il en est ressorti qu'il s'agit clairement d'uranium naturel. Sur base d'une analyse relative au risque radiologique, il s'avère ne pas y avoir de risque pour la santé publique si les mesures de précaution sont respectées, c'est-à-dire, si les eaux souterraines ne sont pas consommées (AFCN, 2009). Il est demandé au Comité scientifique d'évaluer le risque chimique des contaminants (voir 1.1. Questions posées).

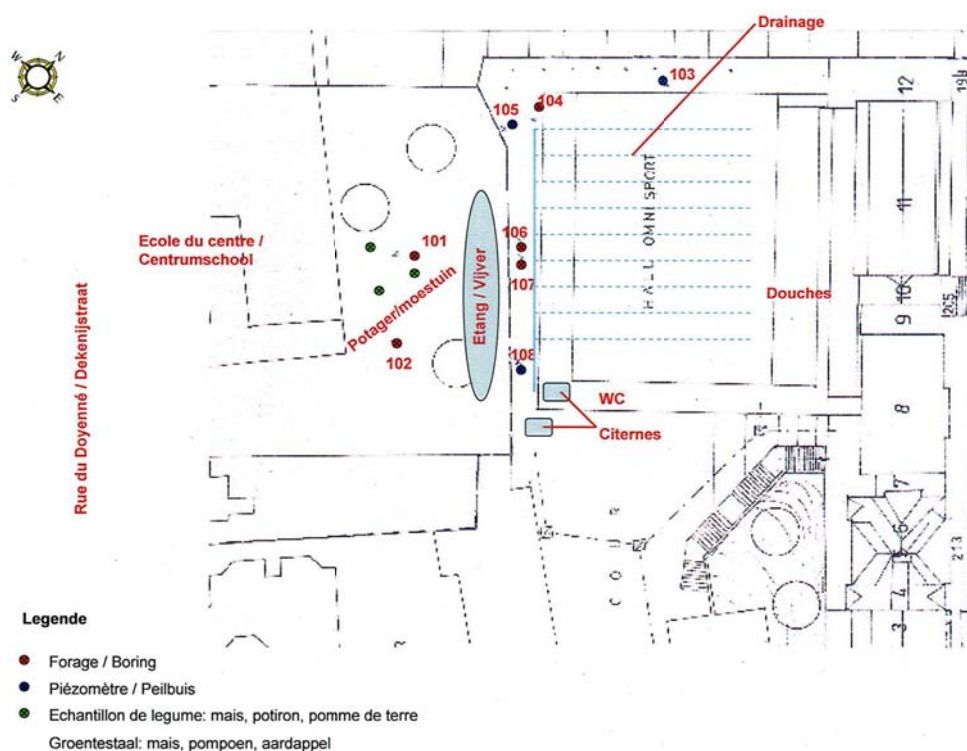


Figure 1. Carte avec indication des sites de mesures (101 à 108) (source : rapport d'analyse VIVAQUA-28/07/2009)

3. Avis

3.1. Identification des dangers

3.1.1. L'uranium (U)

L'uranium (U, n° CAS 7440-61-1) est un métal lourd naturel présent dans tous les types de sols et de pierres et dans tous les milieux aquatiques. On fait une distinction entre l'uranium 'naturel', 'enrichi' et 'appauvri'. L'uranium présent dans la nature ou uranium naturel (^{nat}U) est un mélange de 3 isotopes, mais se compose essentiellement de ^{238}U , avec seulement 0,72% de ^{235}U et 0,0054% de ^{234}U (OMS, 2005). Par le passé, il a été utilisé pour la fabrication de verre coloré. Il apparaît également comme sous-produit dans la production d'engrais chimiques, de plâtre et de céramique (telle que fabriquée jadis). L'uranium enrichi, qui est essentiellement utilisé comme combustible dans les centrales nucléaires et qui contient quelques pour cent d' ^{235}U (contre 0,72 % dans l' ^{nat}U), est plus radioactif que l'uranium 'naturel' et l'uranium 'appauvri', qui ne sont que faiblement radioactifs. L'uranium appauvri est un produit dérivé du processus d'enrichissement du combustible destiné à l'alimentation des centrales nucléaires et il contient moins de 0,72% d' ^{235}U . En raison de son poids important et de sa densité élevée, il est utilisé pour la fabrication de munitions antichar. Il sert également de contrepoids dans les ailes et la queue des avions. Par ailleurs, tout comme l'uranium naturel, il entre, en faibles quantités, dans la fabrication de porcelaine ou de verre afin de conférer au produit une belle couleur. En raison de sa faible perméabilité, l'uranium appauvri est également souvent utilisé comme blindage pour absorber le rayonnement de sources de radioactivité.

L'uranium peut pénétrer dans l'organisme par ingestion (eau ou aliments contaminés), inhalation ou pénétration de fragments de projectiles contenant de l'uranium appauvri. Seule la première route éventuelle est développée ici. Une fois absorbé par le tube digestif, l'uranium est éliminé par voie urinaire. En cas d'exposition chronique, l'uranium peut s'accumuler, notamment au niveau des os et du foie.

L'uranium peut, en cas de forte ingestion, endommager les reins. Le risque provient essentiellement de ses propriétés chimiques et moins de ses propriétés radioactives. Des expérimentations sur des animaux de laboratoire ont montré qu'une ingestion d'une quantité importante d'uranium (de l'ordre de plusieurs milligrammes par kg de poids corporel) peut entraîner des tubulopathies rénales (glycosurie, albuminurie, enzymurie NAG, augmentation de l'élimination de beta2-microglobuline rapportée à la créatinurie, etc.), voire une insuffisance rénale aiguë en cas de très forte exposition. Lorsque l'exposition cesse, il apparaît que la fonction rénale se rétablit presque toujours. Parmi les groupes de la population exposés chroniquement à des concentrations élevées d'uranium, aucune augmentation de la fréquence d'insuffisances rénales chroniques n'a été observée. Également chez les vétérans de guerre qui ont été blessés par des éclats contenant de l'uranium, il n'y a pas d'indications d'une augmentation de la fréquence d'insuffisances rénales chroniques (AFCN, 2009; Zamora *et al.*, 2009; OMS, 2005; Zamora *et al.*, 1998).

3.1.2. L'arsenic (As)

L'arsenic (As, n° CAS 7440-38-2) est un métalloïde présent dans l'environnement sous différentes formes organiques et inorganiques, que ce soit à l'état naturel ou en raison d'activité anthropogène. Les formes inorganiques de l'As sont plus toxiques que l'As organique.

L'As est naturellement présent dans la croûte terrestre et est un constituant de plus de 200 espèces minérales, surtout des minéraux contenant du sulfure. L'As s'obtient comme sous-produit dans la production par exemple de cuivre, de plomb, de cobalt et d'or. Les sources anthropogènes d'As dans l'environnement sont les émissions industrielles, principalement de la production et fonderie de métaux non-ferreux, de l'industrie métallurgique et de la production d'énergie à base de combustibles fossiles. Les améliorations des procédés industriels ont permis un abaissement considérable des émissions d'As. L'application principale de l'As se fait dans la production de produits de préservation du bois, d'herbicides et d'insecticides (EFSA, 2009).

La principale voie d'exposition à l'As est l'alimentation. Les principaux effets associés à une exposition chronique à l'As inorganique sont des lésions cutanées, des cancers, une toxicité au niveau du développement, une neurotoxicité, des troubles cardio-vasculaires, un métabolisme anormal du glucose, voir un diabète. En cas d'exposition aiguë à l'As, on rapporte principalement des effets neurologiques, en plus des effets gastro-intestinaux, cardio-vasculaires, hématologiques et respiratoires (EFSA, 2009).

En ce qui concerne les formes organiques de l'As, il est généralement admis que l'arsénobétaïne, c'est-à-dire la principale forme dans la plupart des espèces de poissons et de fruits de mer, est toxicologiquement non pertinente. Chez l'homme, les sucres et lipides arsénieux sont métabolisés principalement en diméthylarsinate, mais les informations spécifiques quant à leur toxicité sont très limitées. Pour les autres composés organo-arsénieux, il n'y a pratiquement pas de données disponibles quant à leur toxicité pour l'homme (EFSA, 2009).

L'IARC (International Agency for Research on Cancer) classe l'As et ses composés dans le groupe 1, carcinogènes pour l'homme (NB : l'évaluation concerne le groupe entier des composés, et pas tellement les composés individuels au sein du groupe) (IARC, 1987).

Certaines substances à base d'arsenic (acide, sels, oxydes) sont classées au niveau européen en Carc. Cat.1 ; R45 (Directive 2009/2/CE).

3.1.3. Le plomb (Pb)

Le plomb (Pb, CAS nr. 7439-92-1) se trouve en petite concentration dans la croûte terrestre, surtout sous forme de sulfure de plomb (*galena*), mais sa présence largement répandue dans l'environnement est en grande partie une conséquence de l'activité industrielle (utilisation de minerais dans l'industrie métallurgique, récupération des vieux métaux, batteries, ...) et de l'utilisation historique de plomb dans les conduites, les peintures et comme additif dans l'essence (IARC, 2006). Le plomb est actuellement surtout utilisé dans les batteries acide-plomb (batteries d'automobiles et autres accumulateurs) et dans une moindre mesure dans les matériaux de construction (étanchéité, protection contre le rayonnement, le bruit, les vibrations, la corrosion acide, ...) et les produits chimiques à base de plomb (IARC, 2006; INERIS, 2003).

Parmi la population non exposée professionnellement, l'alimentation est la voie principale d'exposition. La contamination d'aliments par le plomb est une conséquence de la pollution atmosphérique et du sol. En 2009, le Comité scientifique a rendu un avis concernant l'exposition de la population belge au plomb (Sci Com, 2009).

L'exposition au plomb peut avoir des conséquences néfastes pour la santé, allant de troubles gastro-intestinaux et hématologiques à une toxicité hépatique, rénale, neurologique et développementale. Le plomb excédentaire s'accumule principalement dans les os. Le plomb s'accumule également dans les dents, les ongles et les cheveux. Le plomb passe facilement la barrière placentaire par simple diffusion et l'exposition prénatale constitue un risque important d'imprégnation du plomb par les très jeunes enfants (INERIS, 2003).

Sur base de données provenant d'essais sur animaux (tumeurs du rein) et de données limitées chez l'homme, les dérivés inorganiques du plomb sont classés dans le groupe 2A de l'IARC, c'est à dire 'probablement carcinogène pour l'homme' (IARC, 2006). Certains composés sont classés en Carc. Cat.1 ; R45, ou en Carc. Cat.2 ; R45 au niveau européen (Directive 2009/2/CE). Ils sont également classés pour leur effet sur la reproduction (effets sur la fertilité et/ou le développement).

Le plomb a une faible activité mutagène, mais il augmenterait la génotoxicité du rayonnement et des agents chimiques (effet co-carcinogène) (Lauwerijs, 2007). Un risque accru de cancer du poumon, de l'estomac ou de la vessie a été suggéré chez l'homme (Steenland et Boffetta, 2000).

Les composés organiques du plomb ne sont pas classés parmi les substances cancérigènes pour l'homme (c'est-à-dire groupe 3 de l'IARC), même lorsqu'ils sont partiellement transformés en plomb inorganique.

3.2. Caractérisation des dangers

3.2.1. L'uranium (U)

L'OMS (Organisation mondiale de la Santé) a établi une DJT sur base des résultats d'une étude de 91 jours chez des rats exposés via de l'eau de boisson. Dans cette étude, un LOAEL de 0,96 mg d'uranynitrate hexahydrate/l a été obtenu pour des lésions dégénératives des tubules proximaux du rein, ce qui équivaut à 0,06 mg d'U/kg de pc (poids corporel) par jour. Sur base de ce LOAEL et d'un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation intra- et

interspécifique)¹, une DJT de 0,6 µg/kg de pc par jour a été établie (OMS, 2005). Partant d'un adulte de 60 kg qui boit 2 l d'eau par jour et dans l'hypothèse où 80 % de l'ingestion (DJT) peut être mise en relation avec l'eau de boisson, on a obtenu pour l'eau de boisson une valeur indicative (arrondie) de 15 µg/l. Suite aux limitations dans les banques de données concernant les effets de l'uranium sur la santé, au manque d'études épidémiologiques analytiques et du fait que cette valeur indicative ne peut pas toujours être atteinte avec les technologies disponibles pour le traitement de l'eau, cette valeur indicative est une valeur provisoire.

Les risques chimiques de l'uranium apparaissent plus rapidement que les risques radiologiques, ce qui apparaît aussi au vu des directives indicatives. La Directive 98/83/CE mentionne pour l'eau destinée à la consommation humaine une dose indicative de 0,1 mSv/an, ce qui, dans l'hypothèse d'une consommation d'eau de 2 l/jour, correspond environ à 3 Bq/l ou environ 0,120 mg de ^{nat}U /l.² C'est à dire plus que la valeur indicative chimique de 0,015 mg/l de l'OMS.

3.2.2. L'arsenic (As)

Dans l'opinion la plus récente de l'EFSA concernant la présence d'As dans l'alimentation, il est affirmé que la PTWI provisoire de 15 µg/kg de poids corporel déterminée par le JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (FAO/WHO, 1989) serait obsolète car, depuis lors, de nouvelles données ont été publiées montrant que l'As inorganique, outre des cancers cutanés, peut aussi provoquer des cancers pulmonaires et des voies urinaires, et qu'un certain nombre d'effets nocifs se manifestent à des niveaux d'exposition plus faibles que ceux qui ont été évalués par le JECFA (EFSA, 2009). Dans l'opinion, les données dose-réponse des principales études épidémiologiques ont été modélisées, et une 'benchmark response' de 1 % de risque supplémentaire a été sélectionnée (BMDL₀₁). Par suite des incertitudes dans les études épidémiologiques relatives à l'exposition, on a identifié une série de valeurs BMDL₀₁ entre 0,3 et 8 µg/kg de pc par jour pour les cancers du poumon, de la peau et de la vessie, ainsi que pour les lésions cutanées.

L'US EPA ('Environmental Protection Agency' américaine) a déduit d'une série d'études via l'eau de boisson un NOAEL pour l'As inorganique. Sur base de l'exposition de la partie de la population qui n'a pas développé de lésions cutanées, un NOAEL de 9 µg/l a été obtenu. Après application d'un facteur d'incertitude de 3 (absence de données relatives à la toxicité pour la reproduction comme effet critique et incertitude concernant les individus sensibles), une dose de référence (RfD) de 0,3 µg/kg de pc par jour a été établie. L'US EPA a cependant exprimé une confiance limitée dans cette RfD ainsi qu'au niveau de l'étude sur laquelle est basé le calcul de cette RfD (US EPA, 2001).

En appliquant une approche similaire à celle utilisée pour la valeur de RfD de l'US EPA, l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) a, sur base d'un NOAEL pour les lésions cutanées de 0,8 µg/kg de pc par jour, établi un risque chronique minimal par voie orale (MRL) de 0,3 µg/kg pc par jour pour l'homme (ATSDR, 2007).

La valeur indicative actuelle de l'OMS pour l'As dans l'eau de boisson est de 10 µg/l, mais à la lumière des incertitudes scientifiques, elle est considérée comme une valeur indicative provisoire. Bien qu'il y ait une quantité considérable de données à propos de l'association entre les cancers internes et le cancer cutané et l'ingestion d'As via l'eau de boisson, il reste une grande incertitude à propos des risques réels encourus en cas d'ingestion de faibles concentrations d'As, et les données disponibles sur le mode d'action ne fournissent pas une base biologique permettant d'appliquer une extrapolation linéaire ou non linéaire aux données toxicologiques. De plus, l'OMS dit que la valeur indicative de 10 µg/l est également basée sur des considérations pratiques (limite de détection et faisabilité/coûts de l'élimination de l'As) (EFSA, 2009; OMS, 2001).

¹ Il n'a pas été jugé nécessaire d'appliquer un facteur d'incertitude supplémentaire pour prendre en compte l'utilisation d'un LOAEL au lieu d'un NOAEL, en raison du degré minimal de la gravité des lésions rapportées. Un facteur d'incertitude supplémentaire pour la longueur de l'étude (91 jours) n'a pas non plus été jugé nécessaire parce que la demi-vie estimée de l'U dans les reins est de 15 jours, et qu'il n'y a pas d'indication que la gravité des lésions rénales augmente en cas de poursuite de l'exposition.

² En utilisant un facteur de conversion de la dose de 4,5E-08 Sv/Bq pour un adulte (Directive 96/29/Euratom) et un facteur de conversion de 25280 Bq/g pour le ^{nat}U.

3.2.3. Le plomb (Pb)

L'OMS applique une PTWI de 25 µg/kg pc. Cette PTWI a été établie pour les enfants, mais est également appliquée pour les adultes. Cette PTWI correspond à une DJT de 3,6 µg/kg de pc par jour (OMS, 2003). A ce niveau d'ingestion une accumulation nette de plomb dans les tissus humains est estimée comme très improbable (OMS, 2003 ; Baars *et al.*, 2001).

3.3. Estimation de l'exposition et caractérisation du risque

3.3.1. Risques aigus et chroniques en cas de consommation de l'eau de puits

L'AR du 14 janvier 2002 (Directive n° 98/83/CE) fixe les paramètres qui doivent être contrôlés dans l'eau de boisson. Pour l'As et le Pb, la norme légale est de 10 µg/l. Pour le risque radiologique, des valeurs de référence pour différentes substances radioactives sont dérivées en partant du principe que la dose totale annuellement encourue par l'ingestion via l'eau de boisson ne peut pas dépasser 0,1 mSv/an. Pour le ²³⁸U et le ²³⁴U, cela donne une valeur de référence de respectivement 3,0 et 2,8 Bq/l (AFCN, 2009). En ce qui concerne la toxicité chimique de l'uranium, il n'y a (provisoirement) pas de normes chimiques spécifiques auxquelles l'eau de boisson doit satisfaire, mais on peut accepter la valeur indicative de l'OMS de 15 µg/l (OMS, 2005). Dans les eaux souterraines / de puits, ces normes pour l'As et pour l'uranium étaient dépassées (tableau 1). Sur base de ces normes, l'eau ne peut donc pas être consommée en tant qu'eau de boisson.

Tableau 1. Teneurs en As et en U (µg/l) mesurées dans les eaux souterraines / de puits
(sources : rapports d'analyse VIVAQUA-28/07/2009 et GEOSAN S.A.-21/10/2009)

Paramètre	Etang collège	toilettes hall omnisports	Citerne eaux souterraines collège	Eaux souterraines (autres points de mesure)
As			/	21
U	152,93 (4 Bq/l) ^a	433,47 - 476,22 (11-12 Bq/l) ^a	460,71 (12 Bq/l) ^a	14,10 – 89,82 (0,4-2 Bq/l) ^a

^a: sur base du facteur de conversion de 25280 Bq/g pour le ^{nat}U

Si, tout comme pour la détermination de la valeur indicative de l'OMS pour l'uranium dans l'eau de boisson, on part d'une personne adulte de 60 kg qui consomme 2 l d'eau par jour, on obtient une exposition de 0,7 µg d'As/kg de pc par jour (21 µg/l) et de 15,9 µg d'U/kg de pc par jour (476,22 µg/l), ce qui représente un dépassement significatif des valeurs toxicologiques indicatives de 0,3 µg/kg de pc par jour pour l'As inorganique, et de la DJT de 0,6 µg/kg de pc par jour pour l'uranium. Pour les enfants, le dépassement des valeurs indicatives sera plus élevé étant donné qu'ils ont par kg de poids corporel une consommation relativement plus importante et par conséquent une plus grande exposition (par ex. pour un enfant d'un poids corporel moyen de 13 kg et une consommation de 0,7 l d'eau de boisson par jour, on obtient une exposition de 1,1 µg/kg de pc par jour et de 25,6 µg/kg de pc par jour pour respectivement l'As et l'uranium).

Concernant l'exposition radiologique, sur base d'un facteur de conversion de dose de 4,5E-08 Sv/Bq et de 3,4E-07 (Directive 96/29/Euratom) et d'une consommation de 2 l et de ~0,7 l d'eau de boisson par jour respectivement pour les adultes et les enfants, 12 Bq/l correspondent environ à une exposition de 0,39 mSv/an pour les adultes et de 1,02 mSv/an pour les enfants. Ces valeurs sont nettement supérieures à la valeur de référence de 0,1 mSv/an.

Ceci concerne un 'worstcase scenario', où il est supposé que l'eau est effectivement bue, alors que l'eau de puits n'est pas utilisée comme eau de boisson mais principalement à des fins sanitaires (douches et toilettes), et n'est pas raccordée au réseau de distribution d'eau potable. Par précaution, on conseille toutefois de n'utiliser l'eau de ce réservoir pour aucune autre application.

3.3.2. Risques aigus & chroniques liés à la consommation de fruits et légumes

Dans les jardins (potagers) qui jouxtent l'étang, en raison de la contamination du sol et de l'éventuel arrosage avec de l'eau contaminée de l'étang, il se peut qu'une faible quantité de l'uranium, de l'As et du Pb détectés soit absorbée et s'accumule dans les fruits et légumes cultivés. Il n'y a toutefois pas de données utilisables concernant la concentration en uranium, en As et en Pb dans les légumes cultivés dans le potager jouxtant l'étang. Les données relatives au sol sont reprises au tableau 2. Les données de transfert sol-plantes (facteurs de transfert TF) sont toutefois rares, dépendent de plusieurs variables et s'accompagnent d'une grande incertitude. La quantité de métaux qui s'accumule dans la plante ne dépend pas seulement de la concentration totale de métaux dans le sol, mais aussi des propriétés du sol, qui déterminent la fraction des métaux présente dans l'eau interstitielle et donc disponible pour être absorbée par les racines de la plante. Les principaux facteurs qui influent l'absorption des métaux par les plantes sont le type de végétal, le type de contaminant et son coefficient de partition sol-eau (Kp), la capacité d'échange cationique (CEC), le pH du sol, la teneur en matière organique, la teneur en argile et la concentration des oxydes et des hydroxydes métalliques.

Tableau 2. Teneurs en U, en As et en Pb (mg/kg m.s.) mesurées dans le sol (sources : rapports d'analyse VIVAQUA-28/07/2009 et GEOSAN S.A.-21/10/2009)

Paramètre	Jardin potager ^a	Norme Bruxelles ^b
As	7,8-11	110
Pb	250-256	700
U	1,3-1,7 (32-42 Bq/kg) ^c	

^a: points de mesure 101 et 102

^b: Ordonnance 'Sols'; plus d'information sur le site web de l'IBGE, <http://www.bruxellesenvironnement.be/Templates/Professionnels/Informer.aspx?id=2416&langtype=2060>

^c: sur base du facteur de conversion de 25280 Bq/g pour le ^{nat}U

3.3.2.1. L'uranium

Les radio-isotopes peuvent être absorbés par la végétation via la surface externe des plantes (feuilles, tiges) ou via le système racinaire à partir de l'atmosphère, du sol ou de matières en suspension.

En ce qui concerne le transfert de radio-isotopes depuis le sol vers les plantes, le facteur de transfert sol-plante (TF) se définit comme le rapport entre les concentrations en radio-isotopes dans la plante (Bq/kg de masse sèche) et celles dans le sol (Bq/kg de masse sèche). Il y a une grande variabilité parmi les données de TF, non seulement entre différents groupes de végétaux, mais aussi à l'intérieur des groupes de végétaux. Les valeurs TF peuvent par conséquent être précieuses pour un screening, mais pour la prédiction de l'impact réel d'une pollution, ce sont plutôt des valeurs plus spécifiques au lieu qui sont requises. Du fait que seulement très peu d'estimations de TF diffèrent significativement pour les groupes de végétaux (par suite de la grande variabilité), une valeur TF générique pourrait être recommandée pour une évaluation à long terme accompagnée de nombreuses incertitudes. Pour des évaluations plus spécifiques au lieu, des valeurs ou estimations de TF basées sur la plante sont peut-être plus adéquates (IAEA, 2010; Vandenhove *et al.*, 2009). Sur base d'un inventaire détaillé de données de TF pour l'uranium, Vandenhove *et al.* (2009) ont dérivé un TF générique de $2,27 \times 10^{-2}$ kg/kg m.s. (ETG = 9,1).

Outre les propriétés physico-chimiques du radio-isotope et le type de végétal, le TF peut aussi être influencé par les propriétés du sol (comme la matière organique, le pH), les conditions de gestion du sol, les conditions environnementales. A ce sujet, il y a toutefois peu de données concrètes disponibles (IAEA, 2010; Vandenhove *et al.*, 2009).

Dans les tableaux ci-après (tableau 3 a & b), un certain nombre de scénarios de transfert sol-plante sont exposés concernant l'uranium, en partant d'une teneur du sol en uranium de 2 mg/kg (~40 Bq/kg) dans le jardin potager (tableau 2). Un aperçu du TF est donné par l'International Atomic Agency (IAEA, 2010) et par Vandenhove *et al.* (2009). Pour le potager,

on peut supposer un sol organique. Comme il n'est pas mentionné de TF pour un sol organique, les calculs sont effectués sur base du TF général et du TF mentionné pour un sol limoneux (indiqué en italique dans le tableau). Outre le TF lui-même, la conversion de la matière sèche à la masse fraîche constitue un facteur supplémentaire d'incertitude dans les calculs.

Tableau 3a. Estimation de l'exposition chimique à l'uranium sur base du transfert du sol du potager (~2 mg U/kg) vers différentes espèces végétales

	TF (MG) ^a (10 ⁻² kg/kg m.s.)	[U] _{plante} (m.s.) mg/kg	% m.s. ^b	[U] _{plante} (m.f.) µg/kg	Exposition µg/jour	%DJT
général	2,27	0,0454	~15%	6,8	0,7	1,9
Légumes-feuilles	1,97	0,0394	8% (laitue)	3,2	0,3	0,9
	<i>4,26</i>	<i>0,0852</i>		<i>6,8</i>	<i>0,7</i>	<i>1,9</i>
légumes-racines	0,84	0,0168	14%	2,4	0,2	0,7
	<i>2,54</i>	<i>0,0508</i>	(carottes)	<i>7,1</i>	<i>0,7</i>	<i>2,0</i>
tubercules	0,50	0,0100	21%	2,1	0,2	0,6
	<i>2,78</i>	<i>0,0556</i>	(pommes de terre)	<i>11,7</i>	<i>1,2</i>	<i>3,2</i>
fruits	1,20	0,0240	16% (poires – pommes)	3,8	0,4	1,1

^a: TF (MG) = moyenne géométrique des facteurs de transfert; remarque : les TF ont le plus souvent une distribution log normale (sources : IAEA, 2010 et Vandenhove *et al.*, 2009); sur base de TF généraux; calculs indiqués en italique : sur base de TF pour sol limoneux.

^b: source : IAEA (2010)

^c: on suppose une consommation de 100 g par jour et par catégorie

^d: pour une personne de 60 kg, DJT = 0,6 µg/kg pc par jour (OMS, 2005)

Tableau 3b. Estimation de l'exposition radiologique à l'uranium sur base du transfert du sol du potager (~40 Bq U/kg) vers différents espèces végétales

	TF (GM) ^a (10 ⁻² kg/kg m.s.)	[U] _{plante} (m.s.) Bq/kg	% m.s. ^b	[U] _{plante} (m.f.) Bq/kg	Exposition µSv/an	
					adulte	enfant
général	0,0227	0,91	~15%	0,14	0,22	1,67
légumes-feuilles	0,0197	0,79	8% (laitue)	0,06	0,10	0,77
	<i>0,0426</i>	<i>1,70</i>		<i>0,14</i>	<i>0,22</i>	<i>1,67</i>
légumes-racines	0,0084	0,34	14%	0,05	0,08	0,58
	<i>0,0254</i>	<i>1,02</i>	(carottes)	<i>0,14</i>	<i>0,23</i>	<i>1,74</i>
tubercules	0,005	0,20	21%	0,04	0,07	0,51
	<i>0,0278</i>	<i>1,11</i>	(pommes de terre)	<i>0,23</i>	<i>0,38</i>	<i>2,86</i>
fruits	0,012	0,48	16% (poires – pommes)	0,08	0,12	0,94

^a: TF (MG) = moyenne géométrique des facteurs de transfert; remarque : les TF ont le plus souvent une distribution log normale (sources : IAEA, 2010 et Vandenhove *et al.*, 2009); sur base de TF généraux; calculs indiqués en italique : sur base de TF pour sol limoneux.

^b: source : IAEA (2010)

^c: on suppose une consommation de 100 g par jour et par catégorie et un facteur de conversion de dose de 4,5E-08 Sv/Bq pour les adultes et de 3,4E-07 pour les enfants (Directive 96/29/Euratom)

Si l'on compare l'exposition chimique à la DJT de 0,6 µg/kg de pc établie par l'OMS, les valeurs mesurées dans le sol du jardin potager s'avèrent ne pas comporter de risque en cas de consommation des fruits et légumes cultivés. Une conclusion similaire peut être tirée pour l'exposition radiologique si on la compare à la dose indicative de 100 µSv par an mentionnée pour l'eau dans l'AR du 14 janvier 2002 (Directive n° 98/83/CE). Les contributions des

produits de désintégration d'uranium présents dans le sol ne comportent également pas de risque.

L'absorption d'uranium via les feuilles, notamment dans l'éventualité où les plantes auraient été arrosées avec l'eau de l'étang ou l'eau souterraine polluée, est également négligeable. Le dépôt d'uranium diminue ou disparaît avec le vent et la pluie, la lixiviation ou l'érosion cuticulaire. De plus, les végétaux subissent encore une transformation avant consommation (lavage, épluchage, ébullition), ce qui réduit aussi la teneur en uranium et donc l'exposition (IAEA, 2010).

→ **limites de concentration :**

Ni l'Europe, ni la Belgique n'ont fixé de normes pour la teneur en uranium dans les denrées alimentaires. Sur base d'une DJT de 0,6 µg/kg de pc par jour (OMS, 2005), l'OMS a établi pour l'eau de boisson une valeur indicative (arrondie) de 15 µg/l (voir 3.2.1.). Sur base d'un même raisonnement, on peut procéder à une évaluation du risque pour les denrées alimentaires sur base de cette DJT, au cas par cas. Pour une personne de 60 kg, cette DJT correspond à une consommation tolérable de 36 µg par jour. Même dans l'hypothèse où 100 g de légumes-feuilles, 100 g de légumes-racines, 100 g de tubercules et 100 g de fruits provenant du potager contaminé seraient consommés par jour, l'exposition correspondrait à une fraction infime de la DJT.

3.3.2.2. L'arsenic (As) & le plomb (Pb)

Etant donné qu'il n'y a pas de données utilisables concernant la teneur en As et en Pb dans le potager, l'exposition est estimée, de façon analogue à celle de l'uranium, sur base du transfert de ces métaux lourds du sol à la plante. Les valeurs qui ont été mesurées dans le sol du jardin potager sont inférieures aux normes pour le sol (tableau 2).

Pour l'estimation de l'exposition au Pb et à l'As, il a été fait appel au "Module de calcul de l'absorption de métaux lourds dans les plantes et du transfert dans la chaîne alimentaire", consultable sur le site internet³ de l'OVAM (Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij) (tableau 4 a & b). Une description complète de la procédure suivie est discutée dans un rapport de Ruttens *et al.* (2006) et dans le document de l'OVAM "Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties – zware metalen en arsen: stofdata" (OVAM, 2009).

Pour l'estimation de l'exposition directe de l'homme par consommation de légumes cultivés localement, on fait le calcul avec une gamme étendue d'aliments, composée de divers légumes-racines (carottes et tubercules) et de légumes-feuilles. La part relative des différents végétaux dans le groupe des plantes-racines et des plantes à feuilles est portée en compte via des facteurs de correction de la consommation. Sur base des valeurs TF et de ces facteurs de correction, on dérive un TF pondéré pour les plantes racines et les plantes à feuilles.

Tableau 4a. Estimation de l'exposition au plomb sur base du transfert du sol pollué (250 mg Pb /kg) à différentes espèces végétales

	TF ^a (kg/kg m.s.)	[Pb] _{plante} (m.s.) mg/kg	% m.s. ^b	[Pb] _{plante} (m.f.) µg/kg	Exposition ^c µg/jour	%DJT ^d
laitue	0,022	5,50	8% (laitue)	440,0	44,00	20,37
légumes-feuilles	0,008 ^e	2,00		160,0	16,00	7,41
carottes	0,003	0,75	14%	105,0	10,50	4,86
pommes de terre	0,001	0,25	21%	52,5	5,25	2,43
légumes- racines	0,001 ^e	0,25	17,5%	43,8	4,38	2,03

^a: source : OVAM, 2009; sur base de pH = 6.

^b: source : IAEA (2010)

^c: on suppose une consommation de 100 g par jour

^d: pour une personne de 60kg, DJT = 3,6 µg/kg lg par jour (OMS, 2003)

^e: TF pondéré

³ <http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/off/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileItem=2073>

Tableau 4b. Estimation de l'exposition à l'arsenic sur base du transfert du sol pollué (11 mg d'As /kg) à différentes espèces végétales

	TF ^a (kg/kg m.s.)	[As] _{plante} (m.s.) mg/kg	% m.s. ^b	[As] _{plante} (m.f.) µg/kg	Exposition ^c µg/jour	%PTWI/7 ^d	%BMDL ₀₁ ^d
laitue	0,085	0,94	8% (laitue)	74,8	7,5	5,82	41,56
légumes-feuilles	0,023 ^e	0,25		20,2	2,0	1,57	11,24
carottes	0,018	0,20	14%	27,7	2,8	2,16	15,40
pommes de terre	0,003	0,03	21%	6,9	0,7	0,54	3,85
légumes-racines	0,004 ^e	0,04	17,5%	7,7	0,8	0,60	4,28

^a: source : OVAM, 2009; sur base des valeurs indicatives de 2000 mg/kg m.s. pour le [Fe], de 1250 mg/kg m.s. pour le [Ptot] et de 1025 mg/kg m.s. pour le [Al].

^b: source : IAEA (2010)

^c: on suppose une consommation de 100 g par jour et par catégorie

^d: pour une personne de 60 kg, PTWI = 15 µg/kg pc par jour, BMDL₀₁ = 0,3 µg/kg pc par jour (EFSA, 2009)

^e: TF pondéré

Sur base des résultats, le transfert potentiel de Pb et d'As du sol contaminé du jardin potager aux plantes et la consommation des légumes s'avère ne pas présenter de risque.

→ **limites de concentration :**

Le Règlement (CE) n° 1881/2006 fixe les teneurs maximales autorisées en métaux lourds dans les produits végétaux. La teneur maximale en Pb autorisée dans les légumes, à l'exception des choux, des légumes-feuilles, des plantes aromatiques fraîches et des champignons, est de 0,10 mg/kg de poids frais. Dans le cas des pommes de terre, la teneur maximale s'applique aux pommes de terre épluchées. En ce qui concerne les choux, légumes-feuilles et champignons cultivés, la teneur maximale autorisée en Pb est de 0,30 mg/kg de poids frais.

En ce qui concerne l'As, il n'y a pas de teneurs maximales mentionnées. Dans l'AR du 14 juin 2002, il est mentionné qu'il est interdit de mettre dans le commerce des compléments alimentaires ayant des teneurs supérieures à 1 mg d'As / kg de produit (et à 1 mg de Pb par kg de produit).

Le Codex Alimentarius propose une concentration maximale tolérable pour la teneur totale en As dans différentes denrées alimentaires, à savoir 0,01 mg/l pour l'eau minérale naturelle, 0,1 mg/kg pour les graisses et huiles comestibles, matières grasses et graisses tartinables (y compris margarine et minarine), certaines graisses animales (par ex. saindoux), l'huile d'olive et 21 huiles végétales; et 0,5 mg/kg pour le sel alimentaire (EFSA, 2009).

Pour le Pb, un PTWI de 25 µg/kg de pc est appliqué, ce qui correspond à une DJT de 3,6 µg/kg de pc par jour (OMS, 2003). Pour une personne de 60 kg qui consommerait 100 g de chacune des catégories de légumes contaminés, l'exposition atteindrait 80.13 µg/jour soit 37% de la DJT (216 µg/jour).

En ce qui concerne l'As, on peut faire un raisonnement similaire sur base de la valeur de DJT de 129 µg/jour. L'exposition suite à la consommation de 100 g de chaque catégorie de légumes contaminés conduirait à 10,69 µg/jour (soit 8,3% de DJT). Par contre, si l'on utilise les valeurs de BMDL₀₁ comprises entre 18 et 480 µg par jour qui sont données par l'EFSA comme valeurs toxicologiques de référence pour l'As inorganique (EFSA, 2009), on constate que l'exposition (10 µg/jour) se rapproche dangereusement de la valeur toxicologique de référence la plus faible, ce qui fait qu'il n'y a guère de marge d'exposition (MOE) et qu'un risque potentiel pour certains consommateurs ne peut pas être exclu.

4. Conclusions

Suite à une pollution (locale) des eaux souterraines et du sol par l'arsenic, le plomb et l'uranium à Uccle, le Comité scientifique a évalué les risques aigus et chroniques pour les adultes et les enfants en cas de consommation de l'eau souterraine ou de l'eau de puits

contaminée dans une école, ainsi que des fruits et légumes cultivés dans un potager attenant et situé dans une autre école.

L'eau de puits contaminée était utilisée à des fins sanitaires (toilettes et douches) dans un hall omnisports d'une école, et non comme eau de boisson. Toutefois, dans l'hypothèse où l'eau serait bue, les valeurs toxicologiques indicatives pour l'arsenic et l'uranium (chimiques + radiologiques) seraient dépassées. Par conséquent, l'eau contaminée ne peut pas être consommée comme eau de boisson. Par précaution, il est conseillé de n'utiliser cette eau pour aucune application.

L'exposition à l'uranium, au plomb et à l'arsenic via la consommation des plantes cultivées dans le potager de l'autre école a été calculée, faute de données sur les concentrations, à l'aide des facteurs de transfert sol-plante mentionnés dans la littérature. Sur base du calcul, il s'avère que l'exposition chimique et radiologique à l'uranium et que l'exposition au plomb et à l'arsenic sont inférieures aux valeurs toxicologiques indicatives. Sur base des valeurs trouvées dans le sol du potager, et dans l'hypothèse où « le hot spot » de la contamination est situé au hall omnisports, on peut donc admettre que la consommation des légumes du potager ne comporte pas de risque.

Pour le Comité scientifique,

Le Président,

Prof. Dr. Ir. André Huyghebaert

Bruxelles, le 26 avril 2010

Références

AFCN (2009) Tout ce que vous souhaitez savoir sur la contamination à l'uranium d'Uccle. [internet: 15/01/2010]. <http://www.fanc.fgov.be/fr/page/alles-wat-u-wilt-weten-over-de-uraniumcontaminatie-in-ukkel/1181.aspx>

ATSDR (2007) Toxicological profile for arsenic. U. S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.html#bookmark10>

Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L., Zeilmaker M.J. (2001) Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>

EFSA (2009) Scientific Opinion on Arsenic in Food [1]. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal* 7(10):1351. <http://www.efsa.europa.eu/en/scdocs/scdoc/1351.htm>

FAO/WHO (Food and Agriculture Organization/ World Health Organization) (1989) Evaluation of certain food additives and contaminants. WHO Food Additive Report Series, No. 24. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva.

IAEA (International Atomic Energy Agency) (2010) Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Report Series 472. http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/trs472_web.pdf

IARC (2006) Inorganic and organic lead compounds - Summary of data reported and evaluation. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Volume 87. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol87/volume87.pdf>

IARC (1987) Summaries & Evaluations. Arsenic and arsenic compounds (Group 1). <http://www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/arsenic.html>

INERIS (2003) Le plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – ERIS-DRC-01-25590-ETSC-API/SD – N°00df257, Version N°2- du 3-février 03. http://www.ineris.fr/index.php?action=getContent&id_heading_object=3&module=cms

IPCS (International Programme on Chemical Safety) (2001) Glossary of exposure assessment-related terms: a compilation. Prepared by the Exposure Terminology Subcommittee of the IPCS Exposure Assessment Planning Workgroep for the International Programme on Chemical Safety, Harmonization of Approaches to the assessment of risk from exposure to chemicals. November 1, 2001. http://www.who.int/ipcs/publications/methods/harmonization/en/compilation_nov2001.pdf

Lauwerys R., Haufroid V., Hoet P., Lison D. (2007) Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles, 5e édition, Masson, Paris.

OMS (2009) The Health and Environment Lexicon: Multi-language glossary of health & environment terminology. <http://apps.who.int/thelexicon/entry.php?newsearch>

OMS (2005) Uranium in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO/SDE/WSH/03.04/118. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/uranium.pdf

OMS (2003) Lead in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO/SDE/WSH/03.04/09. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/lead.pdf

OMS (2001) Arsenic and arsenic compounds, Environmental Health Criteria no 224, World Health Organization, Geneva. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>

OVAM (2009) Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties – zware metalen en arseen : stofdata. D/2009/5024/37.
<http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/off/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileItem=2074>

Ruttens A., Vangronsveld J, Bierkens J., Seuntjens P. & Cornelis C. (2006) Uitwerking van een methodologie voor het verder omgaan met de beschikbare BCF informatie van metalen in gewassen.

Sci Com (2009) Advies 36-2009: Raming van de blootstelling van de Belgische bevolking aan lood (dossier Sci Com 2009/14). [http://www.favv-afsca.be/wetenschappelijkcomite/adviezen/ documents/ADVIES36-2009_NL_DOSSIER2009-14_000.pdf](http://www.favv-afsca.be/wetenschappelijkcomite/adviezen/documents/ADVIES36-2009_NL_DOSSIER2009-14_000.pdf)

Steenland K., Boffetta P (2000) Lead and cancer in humans: where are we now? *Am. J. Ind. Med.* 38(3), 295-299.

US EPA (2001) Integrated Risk Information System (IRIS) on Arsenic, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC.
<http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0278.htm>

Vandenhove H., Olyslaegers G., Sanzharova N., Shubina O., Reed E. Shang Z., Velasco H. (2009) Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po. *J. Environ. Radioact.* 100, 721-732.

Zamora M., Zielinski J., Moodie G., Falcomer R., Hunt W., Capello K. (2009) Uranium in drinking water: renal effects of long-term ingestion by an aboriginal community. *Arch. Environ. Occup. Health* 64(4), 228-241.

Zamora M., Tracy B., Zielinski J., Meyerhof D., Moss M. (1998) Chronic ingestion of uranium in drinking water: a study of kidney bioeffects in humans. *Toxicol Sci.* 43(1), 68-77.

Membres du Comité scientifique

Le Comité scientifique est composé des membres dont les noms suivent :

D. Berkvens, C. Bragard, E. Daeseleire, P. Delahaut, K. Dewettinck, J. Dewulf, L. De Zutter, K. Dierick, L. Herman, A. Huyghebaert, H. Imberechts, P. Lheureux, G. Maghuin-Rogister, L. Pussemier, C. Saegerman, B. Schiffers, E. Thiry, T. van den Berg, M. Uyttendaele, C. Van Peteghem, G. Vansant

Remerciements

Le Comité scientifique remercie le secrétariat scientifique et les membres du groupe de travail pour la préparation du projet d'avis. Le groupe de travail était composé de :

Membres du Comité scientifique

L. Pussemier (rapporteur), C. Van Peteghem, P. Lheureux.

Experts externes

C. Cornelis (VITO), E. Chauveheid (VIVAQUA), B. Dehandschutter (FANC), W. François (BIM)E. Smolders (K.U.Leuven), L. Sombé (FANC), O. Van Cleemput (UGent), C. Vleminckx (WIV).

Cadre légal de l'avis

Loi du 4 février 2000 relative à la création de l'Agence fédérale pour la Sécurité de la Chaîne alimentaire, notamment l'article 8;

Arrêté royal du 19 mai 2000 relatif à la composition et au fonctionnement du Comité scientifique institué auprès de l'Agence fédérale pour la Sécurité de la Chaîne alimentaire;

Règlement d'ordre intérieur visé à l'article 3 de l'arrêté royal du 19 mai 2000 relatif à la composition et au fonctionnement du Comité scientifique institué auprès de l'Agence fédérale pour la Sécurité de la Chaîne alimentaire, approuvé par le Ministre le 27 mars 2006.

Disclaimer

Le Comité scientifique conserve à tout moment le droit de modifier cet avis si de nouvelles informations et données arrivaient à sa disposition après la publication de la présente version.