



laboratoire
agriculture urbaine

REVUE DE LITTÉRATURE - CONTAMINANTS DES ARBRES ET ARBUSTES FRUITIERS

Arrondissement Rosemont-La-Petite-Patrie

Le Laboratoire sur l'agriculture urbaine (AU/LAB) est un espace de recherche, de formation, d'innovation et d'intervention au service de la collectivité permettant la collaboration entre professionnels(les), citoyens(nes), chercheurs(es), décideurs et entrepreneurs sur le thème de l'agriculture urbaine et de l'alimentation. Organisme à but non lucratif, le laboratoire est un lieu d'action et de réflexion national et international sur l'urbanité et l'alimentation. S'appuyant sur une large expertise et plus de 10 ans d'expérience, AU/LAB assure l'émergence de propositions, d'initiatives et d'entreprises portant autant sur la production et la transformation que sur la distribution et la mise en marché de l'agriculture urbaine. AU/LAB agit dans une perspective de participation au développement d'un système alimentaire urbain, d'un urbanisme viable et d'une économie circulaire au sein des villes.



laboratoire
agriculture urbaine

Laboratoire sur l'agriculture urbaine (AU/LAB)
200 Sherbrooke Ouest, local SH-3705
Montréal, Québec, H2X 1X5
au-lab.ca

RAPPORT D'ANALYSE –
CONTAMINANTS DES ARBRES ET ARBUSTES FRUITIERS
Arrondissement Rosemont-La-Petite-Patrie

Décembre 2018

Cette revue de littérature a été réalisée par le Laboratoire sur l'agriculture urbaine (AU/LAB) à la demande et grâce au soutien de l'Arrondissement Rosemont-La-Petite-Patrie.

Recherche et rédaction :

Marie-Josée Vézina, agronome chez AU/LAB

Coordination de la recherche:

Éric Duchemin, directeur scientifique et formation chez AU/LAB

Jean-Philippe Vermette, directeur politiques publiques et intervention chez AU/LAB

Mise en page :

Pascale Nycz, chargée de projets en communications chez AU/LAB

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos	7
Résumé	9
Revue de littérature	10
Le plomb.....	10
Le plomb : sources de contamination	11
Les hydrocarbures aromatiques polycycliques	12
Les hap : sources de contamination	14
Normes environnementales et concentrations maximales.....	18
Le plomb et la contamination des fruits	20
Les hap et la contamination des fruits	31
Références	41
Annexe	46

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Liste des substances cancérigènes, probablement et potentiellement cancérigènes	13
Tableau 2. Seuils de tolérance en plomb (Pb) autorisés dans les aliments	19
Tableau 3. Récapitulatif des concentrations totales de plomb (Pb) dans les fruits	22
Tableau 4. Récapitulatif des concentrations d'HAP retrouvés dans les fruits	33

AVANT-PROPOS

À partir de 2005, la ville de Montréal a commencé à s'intéresser au risque de santé publique que pouvait représenter son programme de jardins communautaires. Une recherche a été effectuée par la Direction de santé publique de Montréal dans 19 jardins urbains du programme de la ville (Beausoleil et Price, 2010). Cette étude concluait que même si les sols de certains jardins étaient contaminés, tous les légumes cultivés pouvaient être consommés sans danger. Toutefois, pour Foucher (2010) la démarche d'évaluation de risque employée par la direction de la santé publique de Montréal surestime de beaucoup les concentrations d'éléments traces dans les légumes et n'offre pas une base scientifique solide pour la prise de décisions d'intérêt public.

Simultanément des analyses de différents légumes prélevés dans des jardins communautaires de Montréal ont montré que les légumes sont consommables sans risque pour la santé humaine et étaient généralement comparables à ce que l'on pouvait trouver dans des supermarchés (Hendershot et Turmel, 2009).

Toutefois depuis quelques années, avec la croissance du mouvement de l'agriculture urbaine, on voit apparaître en ville des aménagements comestibles hors des jardins communautaires et collectifs, souvent sur le domaine public. Des aménagements sur rue et dans les ruelles apparaissent portés par des citoyens et citoyennes. Des aménagements qui viennent jouer des rôles sociaux et environnementaux importants dans les quartiers (Duchemin et al, 2008).

Favoriser par le programme des ruelles vertes et celui de *Faites comme chez vous*, ce type d'aménagement est particulièrement présent dans l'Arrondissement Rosemont-Petite-Patrie. Dans ce cadre, les membres du Jardin communautaire Basile-Patenaude ont

aménagé une ruelle comestible le long de leur espace potager, afin de transformer un terrain vague en lieu de sociabilité et de biodiversité. Un grand nombre de fruitiers (une plante pérenne) a été intégré dans cet aménagement. Malheureusement, des analyses de sols ont démontré que cet aménagement se situait sur des sols contaminés.

Si on commence à avoir une très bonne idée des risques pour la santé humaine pour la consommation de légumes en milieu urbain, très peu d'évaluation de risque pour la santé humaine n'a été faite pour les fruits et les petits fruits. Von Hoffen et Säumel (2014) ont montré qu'à Berlin la consommation de fruits et petits fruits issus de l'agriculture urbaine ne posait aucun risque à la santé humaine, mais qu'en est-il pour Montréal et plus particulièrement dans le cas de l'aménagement comestible du Jardin communautaire Basile-Patenaude? C'est cette question qui a été posée à l'équipe du Laboratoire sur l'agriculture urbaine par l'arrondissement Rosemont-Petite Patrie. Pour y répondre, l'équipe a réalisé dans un premier temps une revue de littérature exhaustive sur le sujet (que vous retrouvez ici), puis nous avons réalisé des analyses des métaux lourds, des HAP et HP contenu dans des fruits cueillis (que vous retrouverez dans un autre fichier).

RÉSUMÉ

Les dernières décennies ont été propices au développement de l'agriculture urbaine commerciale, communautaire et individuelle. L'importance de l'agriculture urbaine réside dans son aspect social, mais également, dans le potentiel d'une éventuelle autosuffisance alimentaire pour de nombreux citoyens. Cet engouement s'accompagne cependant d'une insécurité face au potentiel de contamination des fruits et légumes produits en ville. Le passé industriel montréalais des dernières décennies a laissé une lourde empreinte environnementale qui se traduit aujourd'hui par la présence de terrains contaminés, particulièrement dans les espaces actuellement délaissés et disponibles pour des initiatives en agriculture urbaine. Les métaux lourds, dont le plomb (Pb), peuvent être présents dans les sols urbains dans différentes zones, souvent les friches libres pour des projets de potagers collectifs ou communautaires ou des initiatives d'aménagements comestibles. La toxicité du Pb a été mise en évidence à de nombreuses reprises. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) quant à eux, sont des composés organiques persistants dans l'environnement et leur impact sur la santé humaine est bien documenté. De nombreuses études se sont intéressées à la corrélation entre la contamination des sols et la présence de polluants dans les tissus végétaux. Cependant, la majorité de ces études ont porté sur la production légumière et celles réalisées sur les fruits exhibent de nombreuses disparités (le type de végétaux, les méthodes d'extraction, les conditions climatiques, le nombre d'HAP analysés) ce qui rend la comparaison entre elles difficile. Plusieurs facteurs influencent la disponibilité du plomb et des HAC dans le sol et les fruitiers ont en général une faible capacité à adsorber et à transloquer vers leurs organes aériens ces composés organiques. En conséquence, ils se retrouvent le plus souvent en faible quantité dans les fruits. Finalement, la source principale de pollution retrouvée dans les fruits semble provenir des dépôts atmosphériques.

REVUE DE LITTÉRATURE

LE PLOMB

Les principaux métaux lourds retrouvés dans les sols de Montréal sont le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), l'arsenic (As), le zinc (Zn) etc. (MAPAQ, 2017). Le plomb, considéré comme un élément non essentiel pour les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001), est un métal peu mobile qui se retrouve à l'état naturel dans les sols, particulièrement dans les couches de surface (INSP, 2003). C'est un métal qui existe sous forme métallique (insoluble dans l'eau), inorganique et organique. Le Pb prend une forme inorganique lorsqu'il s'associe à certains composés pour former des sels de plomb tels ceux du chlorure, du chromate, du nitrate, de l'oxyde, du phosphate et du sulfate (INSP, 2003). De nombreux facteurs influencent sa mobilité et sa biodisponibilité: le pH et la texture du sol (particulièrement les sols argileux) et la teneur en matière organique. Un sol acide ($\text{pH} < 7$) favorisera la solubilité de ce métal tandis des complexes stables se formeront en sol alcalin ($\text{pH} > 7$) (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Comme le plomb présent dans l'eau du sol est généralement sous sa forme la plus stable, soit Pb^{2+} , l'adsorption à la surface des particules d'argile ou de la matière organique (qui sont chargées négativement) contribue, à court terme, à réduire sa mobilité et sa disponibilité (CCME, 1999). Conséquemment, l'ajout de matière organique au sol ainsi que la manipulation du pH (ajout de chaux ou d'engrais phosphatés) aide considérablement à réduire la quantité de plomb absorbé par les plantes en le rendant non disponible (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Le Pb, comme de nombreux autres métaux lourds, est particulièrement nocif de par sa faible biodégradation dans l'environnement, sa longue demi-vie et son potentiel d'accumulation dans les tissus humains (INSP, 2003).

LE PLOMB : SOURCES DE CONTAMINATION

Le Pb retrouvé dans l'environnement (sol, eau, air) provient de deux sources différentes. Tout d'abord, l'altération de la roche mère libère des quantités de cet élément de façon continue, mais à de très faibles concentrations. Viennent ensuite les apports de Pb par les activités anthropiques. Ces dernières peuvent être classées en 3 catégories (Santé Canada, 2013):

1. Les sources anthropiques primaires (industrie des mines et métallifère) : lorsque le Pb des matières premières est mobilisé suite à la fonte et à l'affinage des métaux communs.
2. Les sources anthropiques secondaires (traitement des déchets) : l'élimination ou l'incinération des produits qui contiennent du Pb (batteries, appareils électroniques, etc.).
3. Les dépôts atmosphériques : lorsque le Pb est réintroduit dans l'atmosphère.

Au Canada, on retrouve le Pb dans de nombreux produits d'utilisation courante tels des bijoux pour enfants, des fournitures artistiques (les encres, teintures, pastels, vernis à base de plomb, matériaux pour vitraux), des produits naturels de santé (par exemple l'azarcon, le Bali Goli), certains produits traditionnels et cosmétiques non fabriqués au Canada, des chandelles, des batteries d'auto ainsi que dans les plombs de chasse, de pêche et les turlutttes (Santé Canada, 2009).

LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) forment un groupe de contaminants présents dans l'environnement et reconnus comme des substances toxiques pour les organismes vivants (Santé Canada, 2017). Ce sont des composés volatils formés d'atomes de carbone et d'hydrogène (Loening et al., 1990) ayant une faible solubilité dans l'eau (Paris et al., 2018). D'un point de vue toxicologique, une distinction est faite entre les composés légers constitués de 2 ou 3 cycles (ou anneaux benzéniques) et les composés lourds formés de 3 cycles ou plus, les HAP cancérigènes appartenant généralement à ces derniers (Santé Canada, 2017). Au Canada, les HAP sont jugés contaminants prioritaires (Meek et al., 1994).

Les HAP que l'on retrouve dans l'environnement sont issus de sources naturelles et anthropiques (Santé Canada, 2017). L'origine naturelle des HAP est variée : ils proviennent principalement des processus de la décomposition thermique d'une substance organique (Nikolaou et al., 1984). Bien que les HAP soient présents à l'état naturel (ex. dérivés du charbon et du pétrole) (INSPQ, 2000), il a été démontré que les principales émissions d'HAP dans l'environnement sont celles reliées aux activités humaines (Santé Canada, 1994 : Bansal et Kim., 2015) : émissions émanant des alumineries, des produits traités à la créosote, des déversements de produits pétroliers, d'usines métallurgiques, de gaz d'échappement des véhicules, de la fumée du tabac, des raffineries ainsi que du chauffage (Santé Canada, 2017 : Moon et al., 2006).

Plus de 1000 HAP sont susceptibles d'être rencontrés dans l'environnement (INSPQ, 2000). Certains HAP lourds sont impliqués dans diverses mutations génétiques (Phillips, 1999) tandis que d'autres ont été classés comme substances cancérigènes probables ou possibles (CCME, 2010), particulièrement pour le cancer du poumon chez l'humain (Bansal et Kim., 2015). Plus spécifiquement, douze HAP appartiennent aux groupes 2A (cancérigènes

probables) et 2B (cancérogènes possibles) (Boffetta et al., 1997) et à ce jour, seul le benzo(a)pyrène (BaP) (le HAP de référence) a été reconnu comme une substance cancérogène chez l'humain (groupe 1) par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 2018). Le tableau 1 présente la liste des HAP selon leur classification dans les groupes 1, 2A et 2B, tous des HAP lourds (> 4 cycles). En ce qui a trait aux HAP légers, aucun n'est classé parmi les composés cancérogènes, mais ils présentent toutefois un danger. À concentration élevée, une exposition à ces HAP peut provoquer certaines problématiques de santé telles des vomissements ou des diarrhées (Santé Canada, 2017).

Tableau 1. Liste des substances cancérogènes, probablement et potentiellement cancérogènes

Hydrocarbure aromatique polycyclique	Groupe ^{1 2}	Nombre de cycles (anneaux)
▪ dibenzo[a,h]anthracène	2A	5, 6
▪ cyclopenta[c,d]pyrène	2A	5
▪ benzo[a]pyrene	1	5
▪ dibenzo[a,l]pyrène	2A	6
▪ benz[j]aceanthrylène	2B	5
▪ benz[a]anthracène	2B	4
▪ benzo[b]fluoranthène	2B	5
▪ benzo[j]fluoranthène	2B	5
▪ benzo[k]fluoranthène	2B	5
▪ benzo[c]phénanthrène	2B	4
▪ chrysène	2B	4
▪ dibenzo[a,h]pyrène	2B	4
▪ dibenzo[a,i]pyrène	2B	6
▪ indéno[1,2,3,c,d]pyrène	2B	6
▪ 5-méthylchrysène	2B	4

1. Groupe 1 : substance cancérogène, groupe 2A : substance probablement cancérogène, groupe 2B : substance potentiellement cancérogène.

2. Centre International de recherche sur le cancer (CIRC), 2018

Pour la population, l'exposition aux HAP se fait principalement par l'ingestion de viandes ou d'aliments fumés, frits ou cuits sur charbon de bois ainsi que par l'inhalation de fumée de tabac (CCME, 2010). Toutefois, pour les non-fumeurs, l'alimentation demeure la principale exposition aux HAP (Bansal et Kim., 2015 ; Paris et al., 2018). De nombreuses études se sont intéressées à la présence de ces contaminants dans les sols ainsi qu'au risque qu'ils représentent pour les plantes cultivées (fruits et légumes) sur des sites contaminés, tels les jardins communautaires en milieu urbain. La consommation de fruits et de légumes frais fait de ces aliments une source potentielle de contamination pour les humains (Janska et al., 2006), d'où l'inquiétude que suscite ce risque tant chez la population que chez les élus.

LES HAP : SOURCES DE CONTAMINATION

Dans les sols, les HAP sont des polluants qui persistent longtemps quoiqu'ils se dégradent lentement avec le temps. Pour la plupart, ce sont des substances hydrophobes¹ et leur solubilité dans l'eau est généralement faible (ATSDR, 2014). Cette dernière caractéristique est inversement liée au nombre d'anneaux benzéniques qu'ils possèdent : un HAP léger sera plus soluble et également plus volatile qu'un HAP lourd (CCME, 2010). Une grande proportion des HAP présents dans le sol est fermement adsorbée (fixée) à la surface des particules de la matière organique du sol (Kipopoulou et al., 1999 ; Paris et al., 2018). L'adsorption est plus importante pour les HAP légers, ce qui limite considérablement leur disponibilité pour les végétaux (CCME, 2010).

La littérature fait état de nombreuses voies permettant de réduire la présence des HAP dans les sols : la volatilisation, le lessivage, la dégradation biotique et abiotique ainsi que l'absorption par les végétaux (Kipopoulou et al., 1999). La volatilisation et le lessivage sont des phénomènes particulièrement importants pour les HAP légers car ils sont légèrement

¹ Une substance est dite hydrophobe quand elle repousse l'eau ou est repoussée par l'eau. Les produits hydrophobes sont souvent lipophiles (solubles dans les corps gras), mais insolubles dans l'eau.

solubles et mobiles (Haritash et Kaushik, 2009). La dégradation des HAP par les microorganismes (ou biotique) du sol est un processus naturel qui permet d'expliquer les variations de concentration des HAP à moyen et long terme (Wild et al., 1991). Ce processus est néanmoins dépendant de nombreux facteurs comme la température, le type de sol, la présence d'autres contaminants et la contamination antérieure (ATSDR 2014 : Wild et al., 1991).

Bien qu'un sol puisse contenir des concentrations élevées en HAP, le risque de contamination des végétaux cultivés demeure faible (Simonich et Hites, 1995). Selon la littérature existante, le transfert sol-plante-fruit semble possible, quoique limité (Rey-Salgueiro et al., 2008 : Santé Canada, 2017). Les végétaux possèdent une capacité restreinte d'absorber les HAP du sol et de les transloquer (véhiculer) vers leurs parties aériennes et les différents organes (Simonich et Hites, 1995). En règle générale, les productions fruitières n'accumulent pas ces polluants organiques, mais certains de ces contaminants peuvent pénétrer la membrane cellulaire des racines (épiderme lipophile) ou foliaire (cuticule hydrophobe) par simple diffusion ce qui peut conduire à de faibles quantités d'HAP dans les tissus (Simonich et Hites, 1995). Les HAP lourds peuvent être retenus à la surface du système racinaire, mais leur translocation ou leur accumulation à l'intérieur de la plante n'est pas absolu (EPRI, 1992), car le transfert de ces polluants du sol vers les végétaux est dépendant de nombreux facteurs tels les propriétés physico-chimiques des différentes substances, les facteurs environnementaux ainsi que les caractéristiques des végétaux (Wild et al., 1991).

Finalement, considérant les fortes interactions des HAP avec la phase solide du sol, leur faible solubilité dans l'eau ainsi que les différents processus de suppression des HAP des sols, il est raisonnable d'affirmer que le niveau de contamination des sols ne semble pas systématiquement corrélé avec la teneur en HAP dans les tissus des fruitiers et que le transfert sol-plante est modeste (Samsøe-Petersen et al., 2002 : Soceanu et al., 2016).

Dans la plupart des cas, l'exposition atmosphérique semble être la source dominante de contamination aux HAP : les plantes absorbent davantage d'HAP en provenance de l'atmosphère que du sol (Paris et al., 2018, Phillips 1999). Les concentrations élevées d'HAP dans l'atmosphère se retrouvent la plupart du temps à proximité des grandes sources d'émissions (Eg-usines, raffineries) (Rey-Salgueiro et al., 2008). Dans l'atmosphère, ces composés organiques existent sous deux phases : gazeuse ou particulaire, lesquelles sont dépendantes des températures ambiantes. En effet, une température élevée favorise les HAP sous forme gazeuse tandis qu'une faible température conduit à un haut niveau d'HAP sous forme particulaire (Paris et al., 2018). Sous forme gazeuse, les HAP peuvent être transportés sur de longues distances contrairement aux HAP accrochés aux particules qui sont, pour la plupart, déposés près des sources d'émissions (Wania et Mackay, 1996). Les HAP sous forme gazeuse peuvent également être absorbés à l'intérieur des tissus végétaux par les stomates, ces ouvertures microscopiques situées sur la surface inférieure des feuilles et qui permettent les échanges gazeux (Fismes et al., 2002).

Dans cette contamination aérienne, les caractéristiques des plantes telles la surface et la rugosité foliaire, l'hydrophobicité des épidermes ou la morphologie des feuilles influencent considérablement les niveaux de contaminants retrouvés à la surface ainsi qu'à l'intérieur des tissus végétaux (Wild et al., 1991). En effet, la littérature a démontré à de nombreuses reprises qu'une plante possédant de larges feuilles accumulera généralement davantage d'HAP qu'une plante possédant des feuilles étroites. De plus, selon la surface des végétaux, les particules d'HAP seront soit adsorbées (fixées) ou simplement déposées sur une surface cireuse (Janska et al., 2006). La littérature indique que les HAP particuliers qui se déposent sur les feuilles, particulièrement les HAP légers, peuvent passer à travers la cuticule cireuse de la feuille en raison de leur caractère lipophile. Quant aux HAP lourds fixés sur les particules de poussière, ceux-ci ne sont pas nécessairement adsorbés par les végétaux, ils sont le plus souvent éliminés par les précipitations (Kipopoulou et al., 1999 : Paris et al., 2018). Certaines surfaces extérieures des plantes, telle l'écorce des fruits,

contiennent souvent plus d'HAP que les structures internes, car l'écorce possède une surface hydrophobe capable d'adsorber rapidement les HAP provenant des particules (Paris et al., 2018).

En somme, la contamination atmosphérique semble être la voie dominante de pollution, mais elle est cependant variable selon les conditions météorologiques et surtout, selon la distance physique qui sépare le lieu de production et la source d'émission (Wennrich et al., 2002).

NORMES ENVIRONNEMENTALES ET CONCENTRATIONS MAXIMALES

Au fédéral, le plomb a fait l'objet de diverses initiatives de gestion des risques visant les produits de consommation, les cosmétiques, l'eau potable, les aliments, les produits de santé naturels, les produits thérapeutiques, le tabac ainsi que la poussière, la terre et l'air (Santé Canada, 2013). Au Canada, les tolérances ont une valeur légale et elles ont été adoptées dans le Règlement sur les aliments et drogues (Gouvernement du Canada, C.R.C., chap. 870, 2010) (Santé Canada, 2007). Seuls quelques aliments sont soumis au règlement avec des concentrations maximales acceptables variant entre 0.01 ppm (eau vendue en contenants scellés) et 10 ppm (farine d'os comestible) (Tableau 2) (Santé Canada, 2007).

Contrairement au Canada, l'Union européenne a établi la concentration maximale acceptable de Pb dans les fruits à 0,100 mg/kg m.f, à l'exclusion des airelles, des groseilles, des baies de sureau et des arbruses ou la concentration maximale acceptable se chiffre à 0,200 mg /kg m.f (Commission européenne (CE), 2015). Ce seuil de contamination maximale pour les fruits a également été approuvé par l'Organisation mondiale de la santé (FAO) (FAO-WHO, 2011).

Pour ce qui est des HAP, il n'existe pas actuellement de norme environnementale pour le BaP, l'HAP de référence (INSPQ, 2000). Pour ce qui est de la présence des HAP dans les aliments, il existe une concentration maximale à l'égard des HAP dans les huiles de grignons d'olive vendues au pays : 3 µg/kg d'équivalents toxiques de B(a)P B(a)P = benzo(a)pyrène (Santé Canada, 2016).

L'Union européenne a fixé des teneurs maximales pour les HAP dans divers aliments tels les viandes et poissons fumés, certaines viandes préparées au barbecue, dans les huiles et

les graisses, les fèves de cacao et les produits dérivés, dans certains mollusques et finalement, dans les aliments pour nourrissons et enfants en bas âge. Les teneurs maximales admises varient entre 1,0 (aliments pour enfants et nourrissons) et 10,0 µg/kg m.f (mollusques) (EU, 2006). À noter qu'aucune teneur n'a été assignée pour les fruits et les légumes frais.

Tableau 2. Seuils de tolérance en plomb (Pb) autorisés dans les aliments

Aliments	Concentration maximale acceptable au Canada¹	Concentration maximale acceptable, UE¹
Farine d'os comestible	10	
Pâte et sauce tomate	1,5	
Tomates entières et	0,5	
Protéines de poisson	0,5	
Boissons	0,2 (sous leur forme consommable)	
Lait évaporé ou condensé, préparation concentrée pour nourrissons	0,5	
Préparation pour nourrissons, lorsque prête à servir	0,08	
Jus ou nectars de fruits	0,05 (sous leur forme consommable)	
Eau vendue dans des contenants scellés	0,01	
Fruits (sauf les airelles, groseilles, baies de sureau, arbouses)		0,100
Airelles, groseilles, baies de sureau, arbouses		0,200

1. Santé Canada, 2007. Les concentrations sont données ppm.

2. EU, 2015. Les concentrations sont données mg/kg m.f.

LE PLOMB ET LA CONTAMINATION DES FRUITS

Le plomb se retrouve dans la majorité des sols de la zone urbaine et les végétaux ont une certaine capacité d'accumuler ce métal dans leurs parties comestibles (Roba et al., 2016) d'où la préoccupation de la population lorsque la problématique de la contamination des sols est abordée. L'humain est donc exposé à ce métal par l'intermédiaire de son alimentation (Paris et al., 2018). De nombreuses recherches ont étudié la relation entre le Pb du sol et le Pb dans les aliments issus de ces parcelles (Samsøe-Petersen et al., 2002) et la corrélation entre la contamination du sol et celle des fruitiers n'est pas systématique (McBride et al., 2014). Le manque de corrélation est attribuable à de nombreux paramètres notamment le pH et le contenu en matière organique du sol (McBride et al., 2014). Il est important de souligner que la majorité de la recherche a porté sur la production de légumes et non la production de fruits et que la comparaison entre elles est difficile, de par les résultats exprimés selon différentes unités de mesure (mg/kg m.f/m.s, µg/kg m.f/m.s). Le tableau 3 présente néanmoins tous les résultats des recherches effectuées depuis 2002 sur le Pb dans les productions fruitières.

En 2010, une étude a été réalisée dans la région de Warmia et Mazury, une région du nord de la Pologne reconnue pour ses forêts et ses activités agricoles, mais également, une région servant à l'enfouissement et l'entreposage de pesticides depuis le milieu des années 1990. L'équipe de chercheurs a voulu comparer les concentrations de Pb des fruits sauvages (la mûre, la framboise, le bleuet, la fraise, la noisette) provenant de cette zone et poussant de façon spontanée à ceux cultivés en verger (Wieczorek et al., 2010). Parallèlement, des échantillons de sol furent prélevés afin d'établir un lien entre la contamination du sol et celle des fruits. Les résultats d'analyse du sol ont montré des teneurs se situant entre 3,2 et 14,9 mg/kg m.s tandis que la concentration en Pb de la mûre, de la framboise et du bleuet se situait sous la limite de détection (< 0,04 mg/kg m.f). Quant à la fraise et à la noisette, les niveaux de Pb s'élevaient à 0,05 et 0,13 mg/kg m.f respectivement. Aucune corrélation n'a pu être établie entre le Pb du sol et les fruits sauvages, sauf la noisette.

Pour ce qui est des fruits du verger, leur concentration en Pb était supérieure à celle des fruits sauvages, bien que l'écart soit relativement faible. C'est la framboise qui a arboré la concentration la plus élevée (0,29 mg/kg) tandis que la mûre contenait la plus faible (0,09 mg/kg). Deux des fruits (framboise et noisette) du verger contenaient des concentrations de Pb supérieures au seuil maximal acceptable établi par l'Union européenne (Commission européenne, 2015) de 0.100 mg/kg. Comme pour la zone contaminée, aucune corrélation n'a pu être définie entre le sol et les fruits et les auteurs de l'étude expliquent les niveaux élevés dans la framboise par une contamination aérienne.

Tableau 3. Récapitulatif des concentrations totales de plomb (Pb) dans les fruits

Fruits / Références	Provenance	Résultats (mg/kg) m.f	Résultats (mg/kg) m.s	Résultats (ug/kg) m.f	Résultats (ug/kg) m.s
Fraise					
Wieczorek et al. 2010	Pologne – état sauvage			50 ± 30	
Finster et al., 2003	Chicago				< 10 ug/g ¹
Radwan et Salama, 2006	Égypte - marchés publics		0,87 ± 0.34		
Cherfi et al., 2014	Algérie		20,67		
Framboise					
Wieczorek et al. 2010	Pologne – état sauvage	<0,04			
	Pologne – site cultivé	0,29±0.14			
Roba et al., 2015	Roumanie - zone urbaine	0,1-1,8			
	Roumanie - zone rurale	1,0-1,4			
Mûre					
Wieczorek et al. 2010	Pologne – état sauvage	<0,04			
	Pologne – site cultivé	0,09±0,08			
Samsøe-Peterson et al.2002	Danemark - référence			< 8	
	Danemark - jardins moy. Contaminés			12 ± 5,2	
	Danemark - jardins fort. Contaminés			16 ± 7,2	
	Danemark - Kalvebod			16 ± 16	
	Danemark - Danish MS ²			8	
Pauline Von Hoffen et Saumel, 2014	Berlin				59,5
	Berlin - supermarché (référence)				12,8
Pomme					
Musa et Ozcan, 2011	Turquie - marché public (pulpe)	0,126 - 0,236			
	Turquie - marché public (pelure)	0,160 - 0,381			
Pauline Von Hoffen et Saumel, 2014	Berlin				29,3
	Berlin - supermarché (référence)				60,1
Finster et al., 2003	Chicago				< 10 ug/g ¹
Radwan et Salama, 2006	Égypte - marchés publics		0,19 ± 0,03		
Roba et al., 2015	Roumanie - zone urbaine	0,5 - 1,1			
	Roumanie - zone rurale	0,6-1,0			
Poire					
Musa et Ozcan, 2011	Turquie - marché public (pulpe)	0,103 - 0,200			

Samsøe-Peterson et al.2002	Turquie - marché public (pelure)	0,214 - 0,321		
	Danemark - référence			10 ± 4,1
	Danemark - jardins moy. Contaminés			20 ± 2,0
				18 ± 2,2
	Danemark - jardins fort. Contaminés			10 ± 4,6
	Danemark - Kalvebod			< 6
Roba et al., 2015	Danemark - Danish MS ²			
	Roumanie - zone urbaine			
	Roumanie - zone rurale	3,0-4,2		
Prune				
Samsøe-Peterson et al.2002	Danemark - référence			< 8
	Danemark - jardins moy. Contaminés			< 8
	Danemark - jardins fort. Contaminés			< 8
	Danemark - Kalvebod			10 ± 6,7
	Danemark - Danish MS ²			< 8
Pauline Von Hoffen et Saumel, 2014	Berlin			23,2
	Berlin - supermarché (référence)			87,2 - 290,1
Roba et al., 2015	Roumanie - zone urbaine	0,7 - 1,8		
	Roumanie - zone rurale	0,1 - 1,0		
Sureau				
S A M S Ø E - P E T E R S E N 2002	Danemark - référence	< 0,008		< 8
	Danemark - jardins moy. Contaminés	0,016		16 ± 8,3
	Danemark - jardins fort. Contaminés	0,008		8 ± 2,8
	Danemark - Kalvebod	< 0,008		< 8
	Danemark - Danish MS ²	0,025		25
Pauline Von Hoffen et Saumel, 2014	Berlin			51,9
	Berlin - supermarché (référence)			55,2
Cassis				
Samsøe-Peterson et al.2002	Danemark - référence			8,5 ± 0,7
	Danemark - jardins moy. Contaminés			45
	Danemark - jardins fort. Contaminés			24 ± 21
	Danemark - Kalvebod			22 ± 7,4
	Danemark - Danish MS ²			12
Roba et al., 2015	Roumanie - zone urbaine	nd		

	Roumanie - zone rurale	1,0-1,4	
Groseille			
Samsøe-Peterson et al.2002	Danemark - référence		-
	Danemark - jardins moy. Contaminés		12 ± 7,8
	Danemark - jardins fort. Contaminés		15 ± 13
	Danemark - Kalvebod		< 8
	Danemark - Danish MS ²		< 6
Roba et al., 2015	Roumanie - zone urbaine	nd	
	Roumanie - zone rurale	1,0-1,4	
Bleuet			
Zeiner et al, 2018	Croatie - zones non contaminées		1,19-1,66-2,42 ³
Airelle			
Zeiner et al, 2018	Croatie - zones non contaminées		0,542-0,601-9,28 ³
Églantier			
Zeiner et al, 2018	Croatie - zones non contaminées		3,00-3,34-15,3 ³
Pêche			
Radwan et Salama, 2006	Égypte - marchés publics		0,38 ± 0,08
Argousier			
Pauline Von Hoffen et Saumel, 2014	Berlin		57,4
	Berlin - supermarché (référence)		50,2
Cerises acides			
Roba et al., 2015	Roumanie - zone urbaine	0,1 - 4,1	
	Roumanie - zone rurale	0,1 - 0,2	
Raisin			
Finster et al., 2003	Chicago		< 10 ug/g
Roba et al., 2015	Roumanie - zone urbaine	2,1 - 3,1	
	Roumanie - zone rurale	1,4-5,5	
Melon et cantaloup			
Finster et al., 2003	Chicago		< 10 ug/g ¹
Cherfi et al., 2014	Algérie		19,17
Radwan et Salama, 2006	Égypte - marchés publics		0,33 ± 0,04

1. Unité en ug/g

2. Danish modeling system (MS)

3. Valeurs minimum, moyenne et maximum

La conclusion de l'étude de Samsøe-Peterson et al. (2002) qui s'est déroulée au Danemark est la même. Les niveaux de Pb dans les fruits sont généralement faibles et aucune corrélation entre le Pb du sol et celui des fruits n'a été établie dans cette étude. Celle-ci comparait les concentrations de Pb de 6 fruits en provenance de jardins privés à contamination variable (moyennement et fortement) ainsi que d'un jardin non contaminé (zone référence). Les fruits analysés étaient la poire, la prune la mûre, la groseille, le sureau et le cassis. Les résultats de cette étude ont démontré que les teneurs en Pb pour l'ensemble des échantillons étaient généralement faibles. Cependant, certains fruits contenant des niveaux plus élevés que d'autres. Le cassis par exemple a obtenu une concentration maximale de 0,045 mg/kg m.f, soit un niveau supérieur à celui de la poire qui elle, cependant, contenait plus de Pb (0,010 – 0,020 mg/kg m.f) que la prune (<0,008 – 0,010 mg/kg m.f) et la groseille (< 0,008 – 0,015 mg/kg m.f). Quant au sureau et à la mûre, les résultats ont démontré des concentrations variables, variant de < 0,008 à 0.016 mg/kg m.f. Bien que la majorité des fruits des zones moyennement et fortement contaminées contenaient plus de Pb que ceux de la zone référence, aucune corrélation n'a été établie par les auteurs.

Comme mentionné précédemment, la présence du Pb dans les végétaux provient de 2 sources bien définies : du sol, via le système racinaire et de l'atmosphère par contamination aérienne. Une équipe de la Croatie s'est intéressée à la présence de certains métaux lourds, notamment le Pb, sur les fruits (airelle, églantier, bleuet) retrouvés à l'état sauvage et consommés par la population (Zeiner et Cindri, 2018). Bien que les fruits analysés provenaient d'une région éloignée non polluée, l'étude cherchait à savoir s'ils représentaient un risque potentiel pour la santé humaine. Les résultats ont démontré des concentrations moyennes en Pb de 0,601, 3,334 et 1,66 mg/kg m.s pour les airelles, les églantiers et les bleuets respectivement, soit des concentrations élevées compte tenu du site de prélèvement (une zone prétendument non polluée). Aucune explication n'est apportée par les auteurs. Cependant, il est envisageable de concevoir que la contamination aérienne soit en partie responsable de la présence du Pb dans cette zone isolée de la Croatie.

La provenance des contaminants est un sujet abondamment étudié. Dans le cas des fruitiers et des petits fruits, leur capacité à absorber des polluants via leur système racinaire ou à travers leurs parties aériennes continue d'être question à explorer. Une équipe de l'Université d'Alberta a voulu répondre en partie à cette interrogation en étudiant la présence de contaminants (métaux lourds) sur les canneberges poussant à l'état sauvage dans des tourbières du nord de la province, une zone non contaminée par la pollution atmosphérique (Shotyk et al., 2019). Au préalable, des analyses ont été effectuées sur des échantillons de mousse de sphaigne afin de connaître les concentrations des divers éléments. L'objectif de cette recherche était de déterminer la provenance des contaminants présents dans les fruits, plus particulièrement d'estimer la contribution des particules provenant du sol sur la concentration totale des contaminants des fruits. Ce qui est ressorti de cette étude est que la concentration de Pb dans les fruits était de loin inférieure à celle des échantillons de mousse avec un ratio [mousse]/[plomb] de 19 :1 et 47 :1 pour les 2 tourbières échantillonnées. Selon les scientifiques, ces résultats suggèrent que les concentrations de Pb des fruits résultaient presque exclusivement des dépôts de particules provenant du sol avec un faible, voire inexistante absorption du Pb via le système racinaire. La contamination aérienne demeure une voie d'exposition majeure, cependant cette étude démontre qu'une contamination particulaire en provenance du sol existe et qu'elle mérite d'être explorée davantage.

L'étude de Shotyk et al. (2019) n'est pas la première à s'être intéressée au lien entre contamination du sol et production de fruits. Finster et al (2003) a abordé cette problématique en incluant quelques fruits (pomme, melon, cantaloup, vigne, fraise) à la longue liste de légumes testés. L'objectif de cette recherche était d'évaluer le risque potentiel que représente la consommation de fruits et légumes issus des jardins privés d'un quartier de Chicago avec des historiques de sol contaminé. Selon les auteurs, 75 % des jardins privés auraient des teneurs en Pb supérieures à 400 ppm, soit le niveau déclaré

sécuroitaire pour les enfants par l'United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2001).

En plus de l'analyse des sols et des parties comestibles (feuilles et fruits), les chercheurs ont également testé les tiges et le système racinaire des plantes. Les résultats des analyses de sol indiquaient des teneurs en Pb variant entre 175–7953 mg/kg tandis que pour les fruits (partie comestible), tous les échantillons contenaient des niveaux de Pb en dessous du seuil de détection ($<10 \mu\text{g/g m.s}$) et ce, peu importe le niveau de contamination du sol. Dans presque tous les échantillons, c'est dans le système racinaire que les concentrations en Pb étaient les plus élevées, suivies des tiges, des feuilles et finalement des fruits (racines>tiges>feuilles>fruits). Précisément pour les fruits, les racines de la vigne et celles de la fraise contenaient des niveaux de Pb variant entre 140 et 481 $\mu\text{g/g}$ pour la vigne et entre 96 et 224 $\mu\text{g/g}$ pour la fraise. Ces résultats ont mis en lumière une forte corrélation entre les concentrations de Pb du sol et celles des systèmes racinaires. Quant aux parties aériennes (tiges, feuilles, fruits), la corrélation n'a pu être établie, car la translocation du Pb vers les fruits, s'il y en avait une, était à des niveaux en dessous du seuil de détection. Ce qui fait dire aux auteurs que le risque pour la santé humaine à consommer des aliments cultivés en zones contaminées serait associé principalement à la consommation de légumes racines.

Les effets sur la santé humaine de la consommation des fruits cultivés en milieu urbain sont discutés et souvent controversés, notamment à cause de la forte circulation automobile près des sites de production (Finster et al., 2004 : Pauline Von Hoffen et Säumel, 2014). Une équipe allemande s'est intéressée à la présence d'arbres fruitiers et de petits fruits communément retrouvés dans les parcs et en bordure des routes à Berlin en Allemagne. Les chercheurs ont tenté de connaître l'impact de la consommation de ces fruits sur la santé humaine. Au total, des échantillons de 6 espèces fruitières (mûres, pommes, prunes (2), sureau, argousier) et 3 espèces à noix (noyer commun, noisetier, ginkgo) ont été envoyés au laboratoire pour une analyse de métaux lourds, dont le Pb. Les fruits ont été

prélevés de façon aléatoire sur 172 sites de la ville de Berlin, certains sites à proximité d'une circulation automobile élevée et d'autres, plus en retrait. L'objectif était de comprendre l'influence de la circulation automobile sur les fruits et d'évaluer si les caractéristiques de plantation des sites (hauteurs des arbres, absence/présence de barrière entre les sites et les routes, degré d'isolation du site) influençaient les niveaux de contamination. Finalement, la majorité des fruits (sauf le noyer et le ginkgo) ont également été comparés aux fruits vendus au supermarché (référence).

Les résultats de cette étude ont d'abord mis en lumière la faible contamination des noix en comparaison avec les fruits. En effet, seuls les fruits du noisetier contenaient du Pb avec une teneur moyenne de 0,0065 mg/kg m.s tandis que la moyenne pour les mûres, le sureau et l'argousier était de 0,059, 0,052 et 0,057 mg/kg m.s respectivement. Quant aux pommes et aux prunes, les concentrations moyennes de Pb s'élevaient à 0,029 et à 0,023 mg/kg m.s ce qui fait des petits fruits la catégorie qui détient la plus forte concentration en Pb (noix <arbres fruitiers<petits fruits). Mis à part pour la mûre et l'argousier, les concentrations moyennes des fruits étaient toutes inférieures aux concentrations retrouvées sur les fruits provenant du marché (référence). Finalement, les différents paramètres liés à la circulation automobile telle la distance entre le site de production et la route et le nombre de véhicules par jour, ont effectivement influencé les concentrations de Pb pour certains fruits (prunes et mûres). Pour les autres fruits, l'augmentation de la circulation automobile ne semble pas avoir influencé les niveaux de contamination. En ce qui a trait aux autres paramètres étudiés (présence/absence/hauteur de la barrière, degré d'isolation du site), ils ont tous influencé la contamination : le Pb était moins abondant en présence d'une barrière entre le site de production et la route.

Au cours des dernières années, plusieurs chercheurs d'Europe de l'Est ont étudié l'incidence des contaminants sur les aliments produits en zones industrielle et minière (Roba et al., 2015 ; Wennrich et al., 2002). Une étude menée dans la ville de Baia Mare en Roumanie, une région au passé minier important, a porté sur les concentrations de métaux

lourds sur de nombreux légumes ainsi que sur 8 espèces de fruits (cerise, prune, raisin, pomme, poire, framboise, cassis, groseille) (Roba et al., 2015). La particularité de cette étude est que la majorité des minières de la région ne sont plus en activité. 150 échantillons furent prélevés de jardins privés situés en zones urbaine et rurale et 97 % de ces échantillons contenaient du Pb à des concentrations variables. En zone urbaine, les concentrations de Pb dans les fruits variaient entre 0,1 mg/kg m.f (cerise, framboise) et 4,8 mg/kg m.f (poire) tandis qu'en zone rurale, l'écart se situait entre 0,1 mg/kg m.f (cerise, prune) et 5,5 mg/kg m.f (raisin). Les niveaux de contamination des fruits étaient très variables et aucune tendance n'a émergé quant aux 2 zones (urbaine et rurale) étudiées. Bien que l'industrie minière ne soit plus aussi importante, la contamination du Pb demeure une problématique à surveiller. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette variabilité : la capacité de chaque espèce à adsorber le Pb, les types de sols ainsi que les différents niveaux de pollution atmosphérique. Finalement, les résultats de cette étude ont démontré que la majorité des fruits contenait des concentrations de Pb supérieures au maximum permis par l'Union européenne, soit 0.100 mg/kg. Cependant, contrairement aux légumes, les arbres fruitiers ont tendance à moins accumuler des métaux lourds dans leurs fruits, la majorité de ces contaminants se retrouvant dans d'autres organes, particulièrement les feuilles (Roba et al., 2015).

L'environnement à proximité des sites de productions influence considérablement la présence de polluants dans les tissus végétaux. Une étude menée en Égypte s'est intéressée à la contamination de source atmosphérique à la surface de nombreux fruits communément vendus sur les marchés publics de la ville d'Alexandrie en Égypte (Radwan et Salama, 2006). Les valeurs obtenues pour l'ensemble des fruits variaient entre 0,19 et 0,87 mg/kg m.s. Parmi les fruits analysés, les concentrations les plus élevées ont été retrouvées sur la fraise (0,87 mg/kg), suivie de la pêche (0,38 mg/kg) et du melon (0,33 mg/kg). En ce qui concerne la pomme, les concentrations moyennes de plomb à la surface s'élevaient à 0,19 mg/kg (fraise>pêche>melon>pomme). Selon les auteurs, ces concentrations élevées de plomb proviendraient de différentes sources : l'eau d'irrigation, des particules de sol ou contamination en provenance de la circulation automobile.

Cherfi et al (2014) s'est également intéressé à la contamination des fruits vendus sur les marchés publics et consommés quotidiennement par la population. Cette fois-ci, des échantillons de fraises et de melons de la ville de Boumerdes en Algérie ont été analysés. Les niveaux de contamination retrouvés sur les fruits variaient entre 19,17 mg/kg m.s pour les melons et 20,67 mg/kg m.s pour les fraises. Ces résultats sont largement supérieurs à ceux de l'étude réalisée par Radwan et Salama. (2006) sur les mêmes fruits qui avait obtenu des teneurs en Pb de 0,33 mg/kg m.s sur les melons et de 0,87 mg/kg m.s sur les fraises. Cette forte concentration de Pb pour l'étude de Cherfi et al. (2014) peut s'expliquer par la présence de métaux lourds dont le Pb dans l'eau d'irrigation qui provient des eaux usées. L'autre raison pouvant expliquer ces concentrations élevées est l'augmentation de la circulation automobile, ce qui engendre d'énormes émissions, l'Algérie étant malheureusement un pays où le Pb est encore présent dans l'essence des véhicules.

LES HAP ET LA CONTAMINATION DES FRUITS

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont très présents dans l'environnement. Ces contaminants peuvent affecter la fertilité des sols, la qualité des végétaux cultivés en zones urbaines et inévitablement, la santé des consommateurs de par leur effet sur le système nerveux central (CCME, 2010) et les effets cardiovasculaires (Santé Canada, 2013).

Les recherches effectuées sur la présence des HAP dans les tissus végétaux ont été nombreuses au cours des dernières années. Cependant, la majorité de ces études ont porté sur la production de légumes, très peu ont étudié la présence d'HAP dans les fruits. Des quelques études réalisées sur les fruits, il en ressort que ceux-ci, ainsi que les légumes fruits (tomates, poivrons) contiennent généralement des concentrations d'HAP plus faibles que les variétés légumières (Camargo et Toledo, 2003 ; Wennrich et al., 2002). Pour les fruits (et légumes fruits) – excepté pour la Chine, les concentrations d'HAP excèdent rarement 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (m.f) tandis qu'une concentration supérieure à 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ peut être mesurée chez les légumes (Paris et al., 2018).

Il est cependant important de noter qu'il existe de nombreuses disparités entre les recherches effectuées sur la contamination par les HAP ce qui rend difficile la comparaison entre elles. Ces différences s'expliquent notamment par les multiples méthodes utilisées pour la préparation des échantillons puisqu'aucune méthode standard d'extraction n'existe pour quantifier les HAP de façon individuelle (Paris et al., 2018). De plus, l'environnement avoisinant les sites de prélèvement des échantillons ainsi que les conditions climatiques sont extrêmement variables. Finalement, le nombre d'HAP testés est différent d'une recherche à l'autre. Les résultats de ces études doivent donc être interprétés avec beaucoup de précautions. Pour les besoins de cette revue de littérature, les résultats seront exprimés

en µg/kg de matière fraîche (m.f) et comparés sur la base des 8 HAP² communément retrouvés dans les tissus végétaux (Tableau 4). Ces 8 HAP sont également considérés comme les plus toxiques (CIRC, 2018) cependant, vous trouverez à l'annexe 1 un tableau présentant les concentrations totales retrouvées dans les fruits ainsi que les teneurs des HAP classés comme substances cancérigènes, probablement ou potentiellement cancérigènes pour l'humain (nocifs).

Dans la majorité des études, les HAP provenaient d'une contamination aérienne et la morphologie des végétaux influençait les teneurs de ces polluants. La contamination en provenance du sol est également documentée, mais elle affecte particulièrement les cultures légumières. Les teneurs en HAP retrouvés dans les tissus des fruits étudiés semblent être liés aux concentrations présentes dans l'environnement immédiat du site de production : une zone dont l'atmosphère est contaminée aux HAP aura comme conséquence d'augmenter les teneurs en HAP dans les tissus des fruits. Certaines recherches ont clairement démontré que les HAP s'accumulaient davantage dans les tissus des végétaux cultivés à proximité des sources de contamination que ceux cultivés en zone non contaminée (Monet et al., 2007 ; Paris et al., 2018). Dans l'ensemble, ce qui ressort des études c'est que les HAP légers sont prédominants dans les échantillons et ils s'accumulent de préférence dans les pelures des fruits (Janska et al., 2006). La variété, de même que la voie d'exposition (aérienne ou souterraine) affectent les teneurs en HAP tandis que le stade phénologique des végétaux n'est pas lié à des niveaux de contamination (Soceanu et al., 2016).

La pomme, un des fruits les plus consommés au monde, a été le fruit le plus étudié depuis 2002 avec des résultats variant considérablement selon les sites de production. Une étude réalisée en République tchèque (Janska et al., 2006) a analysé la présence de 25 HAP sur la pomme, l'abricot et le raisin qui provenaient de 19 vergers situés en bordure de la ville de

² Benzo[a]pyrène, benzo[a]anthracène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[ghi]perylène, chrysène, dibenz[a,h]anthracène, indeno[1.2.3-cd]pyrène.

Moravia et dont les récoltes étaient vendues à la population locale. L'étude a conclu que généralement, les contaminants se concentrent à la surface des organes plutôt qu'à l'intérieur des tissus végétaux. Et qu'en comparaison avec les aliments grillés ou fumés, les teneurs en HAP dans les fruits frais sont faibles avec des résultats obtenus variant de 0,12 à 0,65 µg/kg pour les pommes. Pour l'abricot et le raisin, les concentrations moyennes variaient considérablement d'un site de prélèvement à l'autre et elles étaient supérieures à la pomme, soit entre 0,15 et 4,37 µg/kg pour l'abricot et de 0,51 à 1,29 µg/kg pour le raisin (Tableau 4). Pour les trois fruits, la majorité des HAP appartenait aux groupes 1, 2A ou 2B (Tableau 1). Selon les auteurs, la contamination provenait de dépôts atmosphériques et variait selon la zone de production. L'environnement de croissance des végétaux semble donc jouer un rôle prédominant dans la contamination des fruits.

Tableau 4. Récapitulatif des concentrations d'HAP retrouvés dans les fruits

Fruits / Références	Provenance	Total des 8 HAP les plus lourds
Pomme		
Abou-Arab et al. 2014	Égypte	2,02±0,14
Bishnoi et al. 2006	Inde	0,37 ± 0,01
Camargo et Toledo, 2003	Brésil	nd - 3,52
Jánská et al. 2006	République tchèque	0,12 - 0,65
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark - <i>site légèrement contaminé</i>	0,02
	Danemark - <i>site fortement contaminé</i>	-
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	0,60 ± 0,02
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	1,84 ± 0,03
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	3,82 ± 0,14
Wennrich et al. 2002	Allemagne	0,85 - 1,62
Abricot		
Jánská et al. 2006	République tchèque	0,15 - 4,37
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	< 0,01
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	0,37 ± 0,01
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	0,40 ± 0,01
Cerise		
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	1,83 ± 0,10
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	2,75 ± 0,17
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	4,24 ± 0,14
Griotte		
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	1,55 ± 0,15
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	1,34 ± 0,00
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	3,38 ± 0,21
Raisin		

Bishnoi et al. 2006	Inde	0,57 ± 0,10
Camargo et Toledo, 2003	Brésil	0,79 – 6,23
Jánská et al. 2006	République tchèque	0,51 – 1,29
Rey-Salgueiro et al. 2008	Espagne	0,34 ± 0,23
Groseille		
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark – <i>site légèrement contaminé</i>	0,01 – 0,03
	Danemark – <i>site fortement contaminé</i>	-
Nectarine		
Soceanu et al. 2016	Roumanie – <i>fruits verts</i>	1,15 ± 0,05
	Roumanie – <i>fruits presque à maturité</i>	2,40 ± 0,09
	Roumanie – <i>fruits à maturité</i>	4,49 ± 0,13
Pêche		
Soceanu et al. 2016	Roumanie – <i>fruits verts</i>	2,60 ± 0,15
	Roumanie – <i>fruits presque à maturité</i>	1,80 ± 0,14
	Roumanie – <i>fruits à maturité</i>	1,77 ± 0,10
Poire		
Camargo et Toledo, 2003	Brésil	nd – 6,36
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark – <i>site légèrement contaminé</i>	-
	Danemark – <i>site fortement contaminé</i>	0,01 – 0,02
Prune		
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark – <i>site légèrement contaminé</i>	-
	Danemark – <i>site fortement contaminé</i>	-
Fraise		
Wennrich et al. 2002	Allemagne	0,43 – 4,65

Le passé industriel de certaines zones allemandes a laissé des traces quant à la contamination des sols. Une étude réalisée dans une des régions les plus polluées d'Allemagne (Bitterfeld-Wolfen) a cherché à comprendre l'impact qu'avait un sol contaminé sur les cultures fruitières et légumières qui y sont produites (Wennrich et al., 2002). Parmi les végétaux à l'étude, 2 variétés de fruits, la pomme et la fraise ont été analysées et les échantillons provenaient de 3 zones industrielles comportant d'importants axes routiers ainsi que d'une zone rurale. Des analyses de sol ont également été prélevées afin de connaître les concentrations des HAP dans le sol. Pour la pomme, l'ensemble des 14 HAC analysés a été retrouvé dans les tissus avec une concentration variant de 0,85 à 1,62 µg/kg tandis que pour la fraise, l'écart se situait entre 0,43 et 4,65 µg/kg. Pour les 2 fruits, les concentrations différaient selon le site de prélèvement, la zone rurale étant la moins polluée. Les résultats obtenus pour la pomme sont un peu plus élevés que ceux de Janska et al. (2006) (0,12 – 0,65 µg/kg) et ils peuvent s'expliquer par une circulation automobile élevée ainsi que par la présence de nombreuses usines à proximité des sites de

prélèvement. Pour ce qui est de la fraise, aucune autre étude que celle de Wennrich et al (2002) n'a été réalisée sur la contamination de ce fruit, ce qui ne permet pas la comparaison des résultats.

Bien qu'une corrélation ait été établie entre la contamination du sol et celle de 2 variétés maraîchères testées (persil, kale) dans cette même étude, aucun lien n'a été constaté entre le niveau de contamination des sols et ceux des fruits. Les résultats très variables illustrent cependant la grande diversité environnementale des sites de prélèvement.

En 2014, une équipe de chercheurs a étudié de nombreux aliments consommés quotidiennement par la population égyptienne et leur niveau de contamination aux HAP (Abou-Arab et al., 2014). Près de 70% des 15 HAP analysés ont été retrouvés sur l'ensemble des échantillons de pommes, avec une concentration moyenne de 2,02 µg/kg par échantillon dont 80% étaient des HAP nocifs (1,64 µg/kg). Les résultats obtenus, quoique légèrement supérieurs aux études précédentes, demeurent sensiblement dans le même intervalle que ceux cités dans la littérature. Les concentrations d'HAP sur les échantillons étaient très inégales, ce qui fait dire aux auteurs que le niveau de contamination des aliments crus dépend de la provenance de ceux-ci, mais surtout des variations climatiques, industrielles et environnementales dans lesquelles ces plantes ont été cultivées.

Une autre étude, celle-ci réalisée au Brésil, a analysé la présence de 10 HAP sur différentes productions fruitières (pomme, poire, raisin) et légumières. Tous les échantillons (6) provenaient de la zone située en bordure de la région métropolitaine de Campinas, une ville industrielle d'importance au Brésil. Cette zone périphérique est utilisée largement pour la production agricole, d'où l'intérêt de cette recherche. Parmi les 3 fruits étudiés, la poire est celle qui présentait le niveau de contamination le plus élevé, suivi du raisin et de la pomme (poire>raisin>pomme) (Camargo et Toledo, 2003). Les résultats obtenus pour

tous les fruits se situaient dans un écart très large, avec une valeur minimale sous le seuil de détection ($< 0,01 \mu\text{g}/\text{kg}$) pour la pomme et la poire et une valeur maximale de 3,52 et de 6,36 $\mu\text{g}/\text{kg}$ respectivement pour ces 2 fruitiers. Pour ce qui est du raisin, les teneurs de HAP se situaient entre 0,79 et 6,23 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Les résultats obtenus par Camargo et Toledo. (2003) sont parmi les résultats les plus élevés des études portant sur la pomme et la poire. Bien que cette étude ait également étudié les concentrations des HAP sur 3 légumes et que ces derniers étaient de manière éloquente plus contaminés que les fruits, il n'en demeure pas moins que les concentrations totales d'HAP sur la pomme, la poire et le raisin étaient nettement supérieures à celles des études précédentes. Les auteurs insistent sur la simplicité de cette étude (6 échantillons), sur le lien entre le site de production et la proximité des sources de contamination ainsi que sur certaines caractéristiques physiologiques des plantes, critère particulièrement important pour les légumes.

La distance entre un lieu de production et une source de contamination semble influencer considérablement sur la concentration d'HAP dans les tissus des végétaux. Les résultats de Samsøe-Petersen et al. (2002) corroborent ceux des études antérieures. Cette étude réalisée au Danemark portait sur les niveaux de contamination aux HAP (5) de 6 espèces fruitières, dont 3 arbres fruitiers (la pomme, la poire et la prune). Pour cette recherche, les échantillons provenaient de sites non contaminés, moyennement et fortement contaminés. Pour l'ensemble des fruits, les résultats ont montré une contamination très faible en comparaison avec les autres recherches portant sur le sujet, et ce, autant pour les échantillons provenant des sites non contaminés que ceux des zones moyennement et fortement contaminées. Par exemple, les concentrations moyennes d'HAP pour la pomme étaient de 0,020 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les sites non contaminés et de 0,025 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les zones contaminées. Pour les échantillons de poires et de prunes, les résultats étaient également très faibles avec des valeurs se situant entre $< 0,18$ et 0,02 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour les fruits des zones contaminées.

Bien que la présence d'HAP sous forme gazeuse ou particulaire dans l'atmosphère semble être la voie de pollution dominante, la probabilité que des HAP sous forme gazeuse proviennent du sol existe et cette probabilité mérite d'être étudiée dans un avenir rapproché. Selon Paris et al. (2018), la recherche devra éventuellement se pencher sur la possible contamination des fruits via la volatilisation des HAP (de faible poids moléculaire) en provenance du sol.

Une étude réalisée en Italie sur les fruits d'oliviers a illustré l'importance de la distance entre une source de pollution et une zone de production. En effet, la concentration d'HAP sur les fruits provenant d'un verger situé à proximité (1m) d'un chemin de fer traité à la créosote, une huile extraite du goudron qui peut relâcher des HAP, était significativement supérieure à celle des fruits prélevés à une distance de 30 ou 50 mètres de la voie ferrée (Moret et al., 2007). Les fruitiers cultivés en zone contaminée (1 m) contenaient des teneurs en HAP supérieures à 5679,0 µg/kg (*matière sèche*) tandis que les concentrations d'HAP des arbres éloignés s'élevaient à 190,0 µg/kg (30 m) et à 41,1 µg/kg (50 m) (*matière sèche*). Pour cette étude, la majorité des HAP analysés étaient des HAP légers, soit des substances plus solubles et volatiles facilement relâchées dans l'atmosphère par évaporation (Kipopoulou et al., 1999). Selon les auteurs, la teneur très élevée d'HAP sur les fruits proviendrait des contaminants présents dans le sol.

Les résultats de l'étude réalisée par Soceanu et al. (2016) sont similaires : les analyses ont démontré que les HAP retrouvés sur les fruitiers étaient majoritairement des substances légères, donc plus volatiles. Cette étude réalisée en Roumanie s'est penchée sur la présence d'HAP dans les purées pour bébés. À cet effet, les chercheurs ont analysé 6 fruits communément utilisés pour la préparation d'aliments pour enfants, soit la pomme, la cerise, la griotte, la pêche, la nectarine et l'abricot. Ils ont également voulu savoir si le stade de maturité des fruits influençait les quantités d'HAP retrouvés dans les tissus. En tout, 15 HAP ont été analysés et les résultats démontrent que, bien que la concentration totale semble inférieure dans les fruits immatures, le lien entre la concentration des HAP dans les

fruits et le stade de maturité ne peut être établi (Soceanu et al., 2016). Pour les 6 fruits (à maturité), les concentrations d'HAP variaient de 0,40 µg/kg à 4,49 µg/kg, les plus élevées étant dans la nectarine et les plus faibles dans l'abricot (nectarine>cerise>pomme>griotte>pêche>abricot). Le résultat pour l'abricot rejoint celui de Janska et al. (2006) qui a obtenu une concentration minimale de 0,15 µg/kg.

Pour ce qui est de la pomme, 7 des 15 HAP testés ont été retrouvés dans ce fruit pour une concentration totale de 3,82 µg/kg. Mis à part 1 échantillon de l'étude de Wennrich et al. (2002) qui contenait des concentrations relativement élevées (3,52 µg/kg), ce résultat est le plus élevé de toutes les études portant sur la pomme (Tableau 4).

Ces dernières études ont fait voir que bien que l'adsorption des HAP du sol et leur translocation vers les parties aériennes soient possibles, mais limitées (Simonich et Hites, 1995), une contamination en provenance d'un sol comportant des HAP peut également survenir selon que ces substances soient volatiles et que les conditions climatiques ainsi que les caractéristiques du sol soient optimales (Moret et al., 2007). Parmi les quelques recherches qui ont étudié la contamination des fruits par les HAP, aucune tendance ne ressort des résultats. Les résultats pour la pomme diffèrent considérablement avec des concentrations variant entre <0,01 et 3,82 µg/kg. Même constatation pour la nectarine, l'abricot, la pêche, la cerise, la griotte et la prune qui appartiennent à la même famille botanique (*Prunus* spp) et dont les teneurs en HAP dans les tissus se situaient entre 0,15 – 4,49 µg/kg.

Les petits fruits quant à eux, ont fait l'objet de très peu de recherche. Outre celle de Wennrich et al. (2002) qui portait sur la fraise, l'équipe de Samsøe-Petersen et al. (2002) a également étudié le sureau, la mûre et la groseille. Les auteurs ont voulu comparer les niveaux de contamination des fruits qui provenaient de jardins privés, certains non contaminés et d'autres, moyennement à fortement contaminés. Comme pour les résultats

des arbres fruitiers, les niveaux de contamination pour l'ensemble des petits fruits étaient très faibles, et ce, peu importe la provenance des échantillons. En effet, mis à part les échantillons de groseilles où la concentration maximale atteignait 0,027 µg/kg, les résultats pour la mûre et le sureau se situaient sous le seuil de détection. Des échantillons de sol ont également été pris pour la totalité des sites de prélèvement, mais aucune corrélation n'a pu être établie entre les niveaux de contamination du sol et ceux des tissus végétaux.

Enfin, la dernière étude sur les petits fruits est celle de Rey-Salgueiro et al. (2007) réalisée en Espagne. L'équipe a étudié la présence de 11 HAP relâchés dans l'environnement suite à un incendie majeur et leur incidence sur la production vinicole. La moyenne des échantillons s'élevait à 0,347 µg/kg ce qui est nettement inférieur aux résultats obtenus par Camargo et Toledo. (2003) (par 0,79 – 6,23 µg/kg) ainsi qu'à ceux de Jánková et al. (2006) (0,51 – 1,29 µg/kg). Les auteurs de la recherche de 2017 expliquent cette différence par une absence de vents suite aux incendies ainsi que par l'étroitesse de la surface foliaire de la vigne. En effet, la majorité des HAP analysés étaient des HAP lourds sous forme particulaire, mais le manque de vent a réduit considérablement le mouvement de ces contaminants vers les cultures avoisinantes. Et qu'en comparaison avec les autres cultures étudiées (le chou, le maïs, le poivron et la tomate) dont la surface foliaire spécifique³ était plus grande (3,4 à 36 cm²/g), moins d'HAP ont été adsorbés par les feuilles étroites (1,9 cm²/g) de la vigne.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques se retrouvent non seulement dans divers environnements (sol, eau et air), mais également dans notre alimentation courante. La présence des HAP dans notre régime alimentaire est conséquemment un sujet de préoccupation. La consommation de fruits et de légumes (particulièrement crus) nous expose à une contamination importante des HAP présents dans le sol et dans l'air,

³ La surface foliaire spécifique (SFS) est définie comme le rapport de la surface foliaire au poids sec de la feuille.

particulièrement lorsque les végétaux proviennent d'espaces limitrophes à des sources industrielles et/ou à proximité de zones à fort trafic automobile (Guillen et al., 1997).

À ce jour, peu d'études ont été réalisées sur la présence des HAP sur les fruits, la majorité des recherches s'étant concentrées sur les productions légumières. L'influence des HAP sur une production de fruits cultivés en terrain contaminé est donc peu documentée. Selon Paris et al. (2018), l'absence de documentation sur la présence des HAP dans les tissus végétaux, particulièrement les fruitiers et les petits fruits, nous empêche d'avoir une compréhension optimale de la problématique. Les études futures sur ces substances polluantes organiques nous permettront de connaître avec plus de précision les niveaux de contamination ainsi que le profil des HAP retrouvés dans les tissus selon l'environnement de culture, mais également, le mode de distribution des HAP dans les différents organes des végétaux.

Ce qui ressort de ces études c'est que les concentrations des polluants retrouvés à la surface ou à l'intérieur des fruits cultivés en zone urbaine ou en zones contaminées sont relativement faibles en comparaison avec les résultats d'études portant sur les cultures légumières. Et que la source de contamination principale semble être les dépôts atmosphériques, mais que la contamination du sol est également possible, quoique limitée, notamment par la volatilisation pour les HAP légers. Pour le plomb, plusieurs études ont obtenus des concentrations supérieures au critère européen de 0,100 mg/kg m.f pour les fruits mais la corrélation avec la contamination du sol n'a pas été établie. Pour les HAP, bien qu'aucun seuil n'ait été statué pour une concentration maximale dans les fruits tant au Canada que pour l'Union européenne, plusieurs des résultats obtenus se situaient au-dessus du critère établi par l'Union européenne de 1,0 µg/kg pour la nourriture pour bébé (EU, 2006). Finalement, la plupart des contaminants retrouvés sur les fruits étaient des HAP légers (< 3 cycles), soit des HAP plus solubles et volatiles.

RÉFÉRENCES

Abou-Arab, A.A.K., M.A.M. Abou-Donia, F.M.S.E. El-Dars, O.I.M. Ali et A.G. Hossam. (2014). Levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) in some Egyptian vegetables and fruits and their influences by some treatments. *Int. J. Curr. Microbiol. Appl. Sci.*, 3: 277-293

ATSDR. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons . Agency for toxic substances and diseases registry. GA. Atlanta.
<https://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=121&tid=25>. Consulté le 23 septembre 2018.

Bansal V. et K.H. Kim. (2015). Review of PAH contamination in food products and their health hazards. *Environment International*, 84: 26–38.

Beausoleil, M., et K. Price. (2010). Concentrations de plomb et de HAP mesurées dans les légumes de certains jardins communautaires de Montréal. Direction de la santé publique, Agence de la santé et des services sociaux de Montréal.
<https://santemontreal.qc.ca/professionnels/drsp/publications/publication-description/publication/concentrations-de-plomb-et-de-hap-mesurees-dans-les-legumes-de-certains-jardins-communautaires-de-mo/>. Consulté le 5 septembre 2018.

Boffetta, P., N. Jourenkova et P. Gustavsson. (1997). Cancer Risk from Occupational and Environmental Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Cancer Causes Control*, 8: 444-472.

Camargo, M.C.R., et M.C.F Toledo. (2003). Polycyclic aromatic hydrocarbons in Brazilian vegetables and fruits. *Food Control*. 14: 49-53.

Canadian Council of Ministers of the Environment [CCME]. (2010). Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Carcinogenic and Other PAHs. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

Centre International de recherche sur le cancer [CIRC]. (2018). Agents Classés par les Monographies du CIRC, Volumes 1–123. <https://monographs.iarc.fr/fr/agents-classes-par-les-monographies-du-circ-2/>. Consulté le 2 novembre 2018.

Cherfi A., S. Abdoun, et O. Gaci. (2014). Food survey: levels and potential health risks of chromium, lead, zinc and copper content in fruits and vegetables consumed in Algeria. *Food and Chemical Toxicology*, 70 : 48–53.

Conseil canadien des ministres de l'environnement. (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — plomb (1999), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Winnipeg.

Duchemin, E., F. Wegmuller et A.-M. Legault. (2008). Urban agriculture: multi-dimensional tools for social development in poor neighbourhoods. Field Actions Science Reports, Vol. 1. [En ligne]. <http://journals.openedition.org/factsreports/113>.

EPRI (Electric Power Research Institute). (1992). Uptake, translocation, and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetation. EPRI TR-101651, Project 2879-10, Interim Report, December 1992. Prepared by Oak Ridge National Laboratory.

FAO/OMS. (1995). Norme générale CODEX pour les contaminants et les toxines présents dans les produits de consommation humaine et animale - CODEX STAN 193-1995 (révisée en 2009). Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et Organisation mondiale de la Santé (OMS). 49 pages, http://www.codexalimentarius.net/web/standard_list.do?lang=fr.

Finster, M.E., K.A. Gray et H.J. Binns. (2004). Lead levels of edibles grown in contaminated residential soils: A field survey. *Sci. Total Environ.* 320: 245–257.

Fismes, J., C. Perrin-Ganier, P. Empereur-Bissonnet et J.L. Morel. (2002). Soil-to-root transfer and translocation of polycyclic aromatic hydrocarbons by vegetables grown on industrial contaminated soils. *J. Environ. Qual.* 31: 1649-1656.

Fournier, E. (2010). Modeling trace element uptake by plants grown in contaminated soils, Mémoire, Natural Resource Sciences, McGill University, 101p. [En ligne] http://digitool.library.mcgill.ca/webclient/StreamGate?folder_id=0&dvs=1543944614754~68&usePid1=true&usePid2=true.

Guillen, M.D., P. Sopelana et M.A. Partearroyo. (1997). Food as a source of polycyclic aromatic carcinogens. *Rev. Environ. Health.* 12: 133–146.

Haritash, A.K. et C.P. Kaushik. (2009). Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, 169: 1–15.

Hendershot, W. et P. Turmel. (2009). Is food grown in urban gardens safe? Integrated Environmental Assessment and Management banner, Volume 3, no 3, pages 463-464.

Institut Nationale de Santé publique du Québec [INSPQ]. (2000). BISE (Bulletin d'information en santé environnementale). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques : exposition et risques dans la population générale. <https://www.inspq.qc.ca/es/node/1137>. Consulté le 11 octobre 2018.

Institut Nationale de Santé publique du Québec [INSPQ]. (2003). Le plomb. <https://www.inspq.qc.ca/es/node/1863>. Consulté le 4 octobre 2018.

Janska, M., J. Hajslova, M. Tomaniova, V. Kocourek et M. Vavrova. (2006). Polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits and vegetables grown in the Czech Republic. *B Environ. Contam. Toxicol.* 77: 492-499.

- Kabata-Pendias, A. et H. Pendias. (2001). Trace elements in soils and plants. 3e éd. CRC Press, Londres.
- Kipopoulou, A.M., E. Manoli et C. Samara. (1999). Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environ. Pollut.* 106 : 369-380.
- Loening, K., J. Merritt, D. Later et W. Wright. (1990). Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Nomenclature Guide. Battelle Press, Columbus, Ohio.
- McBride, M.B., H.A. Shayler, H.M. Spliethoff, R.G. Mitchell, L.G. Marquez-Bravo, G.S. Ferenz, J.M. Russell-Anelli, L. Casey et S. Bachman. (2014). Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: the impact of soil variables. *Environ. Pollut.*, 194 : 254-261.
- Ministère de l'agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec [MAPAQ]. (2007). Rapport d'analyse de plomb dans de la laitue et des tomates du supermarché (données de laboratoire non publiées). Ministère de l'Agriculture, Pêcheries et Alimentation du Québec. 2 pages.
- Ministère de l'agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec [MAPAQ]. (2017). Contamination des sols en ville. Guide de l'agriculteur urbain. https://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Agricultureurbaine/Fiche_Agriculture%20urbaine_Contaminationdessols.pdf. Consulté le 13 septembre 2018.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MDDELCC]. (2016). Normes et critères québécois de qualité l'atmosphère, version 5, Québec, Direction des avis et des expertises, ISBN978-2-550-77015-2 (PDF), 29p. [En ligne]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm>. Consulté le 1^{er} novembre 2018.
- Meek, M.E, P.K.L. Chan et S. Bartelett. (1994). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Evaluation of Risks to Health from Environmental Exposure in Canada. *J. Environ. Sci. Health Part C Environ. Carcinogenesis Ecotox. Rev.*, 12(2): 443-452.
- Moon, H.B., K.Kannan, S.J. Lee et G. Ok. (2006). Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urban and a suburban area of Korea from 2002 to 2004. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 494-502.
- Moret, S., G. Purcaro et L.S. Conte. (2007). Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) content of soil and olives collected in areas contaminated with creosote released from old railway ties. *Sci. Total Environ.* 386 : 1-8.
- Nikolaou, K., P. Masclat et G. Mouvier. (1984). Sources and Chemical Reactivity of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere - A Critical Review. *Sci. Total Environ.*, 32: 103-132.
- Paris, A., J. Ledauphin, P. Poinot et J.-L. Gaillard. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits and vegetables: origin, analysis, and occurrence. *Environ. Pollut.*, 234: 96-106.

Paris, A., J. Ledauphin, C. Lopez, D. Hennequin et J.-L. Gaillard. (2018). Trace amount determination of monocyclic and polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits: Extraction and analytical approaches. *Journal of Food Composition and Analysis*, 67: 110–118.

Phillips, D.H. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the diet. *Mutat. Res. Genet. Toxicol. Environ. Mutagen.* 443 (1): 139–147.

Radwan, M.A. et A.K. Salama. (2006). Market basket survey for some heavy metals in Egyptian fruits and vegetables. *Food Chem. Toxicol.*, 44: 1273-1278.

Rey-Salgueiro, L., E. Martinez-Carballo, M.S. Garcia-Falcon et J. Simal-Gandara. (2008). Effects of a chemical company fire on the occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in plant foods. *Food Chem.*, 108: 347-352.

Roba C., C. Roşu, I. Piştea, A. Ozunu et C. Baciuc. (2016). Heavy metal content in vegetables and fruits cultivated in Baia Mare mining area (Romania) and health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 23:6062–6073.

Samsøe-Petersen, L., E.H. Larsen, P.B. Larsen et P. Bruun. (2002). Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.* 36: 3057-3063.

Santé Canada. (1994). Hydrocarbures aromatiques polycycliques -- Toxicité -- Test -- Canada. 2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques -- Aspect de l'environnement -- Canada. 3. Environnement -- Surveillance -- Canada. I. Canada. Environnement Canada. II. Canada. Santé Canada. III. Coll

Santé Canada. (2007). Normes canadiennes (limites maximales) concernant divers contaminants chimiques dans les aliments. Disponible au site : <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/chem-chim/contaminants-guidelines-duirectives-fra.php>. Consulté le 12 octobre 2018.

Santé Canada. (2009). Trousse d'information sur le plomb - Questions couramment posées sur l'effet de l'exposition au plomb sur la santé humaine. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/contaminants-environnementaux/plomb/trousse-information-plomb-questions-couramment-posees-effet-exposition-plomb-sante-humaine.html#consommation>. Consulté le 15 octobre 2018.

Santé Canada. (2013). Stratégie de gestion des risques pour le plomb. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/strategie-gestion-risques-plomb.html>. Consulté le 27 octobre 2018.

Santé Canada. (2016). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – benzo[a]pyrène. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-benzo-pyrene.html>. Consulté le 19 octobre 2018.

Santé Canada. (2017). La Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999 [LCPE (1999)]. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/approche-canada/loi-canadienne-protection-environnement-1999.html>

Shotyk, W., B. Bicalho, I. Grant-Weaver et S. Stachiw. (2019). A geochemical perspective on the natural abundance and predominant sources of trace elements in cranberries (*Vaccinium oxycoccus*) from remote bogs in the Boreal region of northern Alberta, Canada. *Science of The Total Environment*, 650 (1): 1652-1663.

Simonich, S.L. et R.A. Hites. (1995). Organic pollutant accumulation in vegetation. (Critical Review). *Environ. Sci. Technol.* 29(12): 2905-2914.

Soceanu, A., S. Dobrinas et V. Popescu. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons in Romanian baby foods and fruits. *Polycycl. Aromat. Comp.* 36: 364-375.

Union européenne [EU]. (2015). Règlement de la Commission (EC) no 2015/1005 en ce qui concerne les teneurs maximales en plomb dans certaines denrées alimentaires. *Off. J. Eur. Union* L 364/5, 25 juin. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015R1005&from=FR>. Consulté le 13 novembre 2018.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2001). Hazard Standards for Lead in Paint, Dust and Soil (TSCA Section 403). <https://www.epa.gov/lead/hazard-standards-lead-paint-dust-and-soil-tsca-section-403>. Consulté le 1er novembre 2018.

Von Hoffen L.P. et I. Säumel. (2014). Orchards for edible cities: cadmium and lead content in nuts, berries, pome and stone fruits harvested within the inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Ecotoxicol Environ Saf.* 101:233-239.

Wania, F. et D. Mackay. (1996). Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30: 390-396.

Wennrich, L., P. Popp, et M. Zeibig. (2002). Polycyclic aromatic hydrocarbon burden in fruit and vegetable species cultivated in allotments in an industrial area. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 82 (10): 667-690.

Wieczorek, J., M. Pietrzak, A. Osowski et Z. Wieczorek. (2010). Determination of Lead, Cadmium, and Persistent Organic Pollutants in Wild and Orchard-Farm-Grown Fruit in Northeastern Poland, *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 73 (17-18): 1236-1243.

Wild, S.R., M.L. Berrow, et K.C. Jones. (1991). The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in sewage sludge amended agricultural soils. *Environ. Pollut.* 72: 141-157.

Zeiner, M. et I.J. Cindric. (2015). Harmful Elements (Al, Cd, Cr, Ni, and Pb) in Wild Berries and Fruits Collected in Croatia. *Toxics*, 6 (31) : 1-10.

ANNEXE

Résultats complets des concentrations de HAP retrouvés dans les fruits

Fruits / Références	Provenance	Total des 8 HAP les plus lourds ¹	Concentration totale	Concentration totale des groupes 1, 2A, 2B ²
Pomme				
Abou-Arab et al. 2014	Égypte	2.02±0.14	2.867	1.642
Bishnoi et al. 2006	Inde	0.37 ± 0.01	-	-
Camargo and Toledo, 2003	Brésil	nd - 3.52	nd - 8.13	nd - 0.42
Jánská et al. 2006	République tchèque	0.12 - 0.65	13.22 - 15.64	0.12 - 0.58
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark - <i>site légèrement contaminé</i>	0.02	-	-
	Danemark - <i>site fortement contaminé</i>	-	-	-
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	0.60 ± 0.02	0.60 ± 0.02	0.60
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	1.84 ± 0.03	4.65 ± 0.10	1.84
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	3.82 ± 0.14	5.20 ± 0.16	2.88
Wennrich et al. 2002	Allemagne	0.85 - 1.62	3.99-14.83 (6.64)	0.08-1.54
Abricot				
Jánská et al. 2006	République tchèque	0.15 - 4.37	6.99 - 14.43	0.14 - 3.90
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	< 0.01	0.40 ± 0.02	0.00
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	0.37 ± 0.01	0.62 ± 0.02	0.37
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	0.40 ± 0.01	3.87 ± 0.20	0.40
Cerise				
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	1.83 ± 0.10	5.12 ± 0.25	1.83
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	2.75 ± 0.17	4.83 ± 0.31	2.45
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	4.24 ± 0.14	7.71 ± 0.37	3.73
Griotte				
Soceanu et al. 2016	Roumanie - <i>fruits verts</i>	1.55 ± 0.15	4.80 ± 0.23	1.55
	Roumanie - <i>fruits presque à maturité</i>	1.34 ± 0.00	4.63 ± 0.19	1.34
	Roumanie - <i>fruits à maturité</i>	3.38 ± 0.21	6.28 ± 0.30	2.55
Raisin				
Bishnoi et al. 2006	Inde	0.57 ± 0.10	-	-

Camargo and Toledo, 2003	Brésil	0.79 - 6.23	1.19 - 10.80	nd - 0.49
Jánská et al. 2006	République tchèque	0.51 - 1.29	4.92 - 11.27	0.51 - 1.21
Rey-Salgueiro et al. 2008	Espagne	0.34 ± 0.23		
Groseille				
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark – <i>site légèrement contaminé</i>	0.01 - 0.03	-	-
	Danemark – <i>site fortement contaminé</i>	-	-	-
Nectarine				
Soceanu et al. 2016	Roumanie – <i>fruits verts</i>	1.15 ± 0.05	3.32 ± 0.20	1.15
	Roumanie – <i>fruits presque à maturité</i>	2.40 ± 0.09	4.44 ± 0.37	1.68
	Roumanie – <i>fruits à maturité</i>	4.49 ± 0.13	7.63 ± 0.29	3.67
Pêche				
Soceanu et al. 2016	Roumanie – <i>fruits verts</i>	2.60 ± 0.15	4.80 ± 0.20	2.17
	Roumanie – <i>fruits presque à maturité</i>	1.80 ± 0.14	4.70 ± 0.20	1.30
	Roumanie – <i>fruits à maturité</i>	1.77 ± 0.10	4.56 ± 0.21	1.20
Poire				
Camargo and Toledo, 2003	Brésil	nd - 6.36	nd - 10.10	nd - 0.30
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark – <i>site légèrement contaminé</i>	-	-	-
	Danemark – <i>site fortement contaminé</i>	0.01 - 0.02	-	-
Prune				
Samsøe-Petersen et al. 2002	Danemark – <i>site légèrement contaminé</i>	-	-	-
	Danemark – <i>site fortement contaminé</i>	-	-	-
Fraise				
Wennrich et al. 2002	Allemagne	0.43 - 4.65	1.89-5.92 (3.73)	0.43-1.52
Légumes / Références	Provenance	Résultats		
Laitue				
Rapport DEP, 2010 ³	Jardins communautaires	14.80 - 28.70		
	Témoin	23.0		
	Marché du Québec (MAPAQ) ⁴	8.20		
Carotte				
Rapport DEP, 2010 ³	Jardins communautaires	5.20 - 6.20		
	Témoin	4.60		
	Marché du Québec (MAPAQ) ⁴	4.50		
Tomate				

Rapport DEP, 2010 ³	Jardins communautaires	4.50 – 9.30
	Témoin	5.20
	Marché du Québec (MAPAQ) ⁴	

Les valeurs sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{kg}$ m.f. (matière fraîche)

n.d = non-déecté

1. Somme des 8 HAP à fort poids moléculaire : benzo[a]pyrène, benzo[a]anthracène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[ghi]perylène, chrysène, dibenz[a,h]anthracène, indeno[1.2.3-cd]pyrène

2. Centre International de recherche pour le cancer. Agents Classés par les Monographies du CIRC, Volumes 1–123. 2018. Groupe 1 : l'agent est cancérigène pour l'humain, groupe 2A : l'agent est probablement cancérigène pour l'humain, groupe 2B : l'agent est potentiellement cancérigène pour l'humain.

3. Direction de santé publique. Concentrations de plomb et de HAP mesurées dans les légumes de certains jardins communautaires de Montréal 2010

4. MAPAQ 2007