RAMReS Sciences des Structures et de la Matière Vol. 9, N°1 (2025) 1 - 24
http://publication.lecames.org/index.php/mat ISSN: 2630-1180

Évaluation de la teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les laitues et tomates cultivées dans le district d'Abidjan (Côte d'Ivoire) : cas d'étude

N'da Samuel*, Méledje Jean Claude, Aka Alla Martin, Trokourey Albert

Laboratoire de Constitution et de Réaction de la Matière (LCRM), UFR SSMT, Université Félix Houphouët-Boigny Cocody Abidjan, 22 BP 582 Abidjan 22

Reçu : 16 Octobre 2024 / Reçu sous sa forme révisée : 13 Février 2025 / Accepté : 28 Mars 2025

Résumé :

La sécurité des aliments se présente actuellement comme un défi sanitaire et social à contrôler. L'étude menée contribue à l'évaluation des risques sanitaires associés aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les laitues et tomates cultivées dans le district d'Abidjan. En général, les polluants (fluoranthène, pyrène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3-cd)pyrilène, benzo(ghi)pyrilène, benzo(a)anthracène, benzo(b)-fluoranthène), étudiés par HPLC, ont été retrouvés dans les laitues et les tomates échantillonnées. Les teneurs en HAP obtenues dans les laitues, indique une contamination de 5,758 µg/kg de légume frais, 7,334 µg/kg et de 4,181 µg/kg, respectivement à Port-Bouët, au 43ème BIMA et à l'Aéroport. À Koumassi, elles sont de 3,331 µg/kg contre 3,706 µg/kg à Marcory et 4,594 µg/kg à Cocody. Dans les tomates, bien que la présence de HAP soit atténuée, l'exposition au risque alimentaire est évaluée à 1,730 µg/kg de légume frais au 43ème BIMA, 2,616 µg/kg à l'Aéroport, 1,744 µg/kg à Koumassi, 2,640 µg/kg à Marcory et 2,480 µg/kg à Cocody. La présente étude montre que le pyrène (teneur maximale : 110,340 µg/kg), le benzo(a)pyrène (teneur maximale : 11,300 µg/kg), le benzo(a)anthracène (teneur maximale : 63,660 µg/kg), l'indéno(1, 2, 3-cd) (teneur maximale : 14,500 µg/kg) et le benzo(b)fluoranthène (teneur maximale : 7,520 µg/kg) sont fortement présents dans les laitues et tomates. Les différentes teneurs largement supérieures à la norme limite de l'OMS (5 µg/kg), confirment l'exposition de la population aux risques sanitaires par la consommation des légumes et fruits cultivés dans le district d'Abidjan.

Mots-clés : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques ; Risque sanitaire ; Laitues ; Tomates.

Abstract:

Food safety is currently a health and social challenge that must be controlled. This study

*Auteur correspondant:
Adresse e-mail : *ndasamuel@yahoo.fr (S. N'da)*
https://doi.org/10.70974/mat09125001

Cette œuvre est sous licence Creative Commons Attribution 4.0. International.

contributes to the assessment of health risks associated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lettuce and tomatoes grown in the Abidjan district. In general, the pollutants (fluoranthene, pyrene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, induno(1,2,3-cd)pyrene, benzo(ghi)pyrene, benzo(a)an-thracene, benzo(b)fluoranthene), determined by HPLC, were found in lettuce and tomatoes sampled. The amount of PAH obtained in lettuces indicate a contamination of 5.758 µg/kg fresh vegetable at Port-Bouët, 7.334 µg/kg at 43rd BIMA and 4.181 µg/kg at the Airport. In Koumassi, this amount is 3.331 µg/kg compared to 3.706 µg/kg in Marcory and 4.594 µg/kg in Cocody. In tomatoes, although the presence of PAHs is mitigated, the exposure to dietary risk is estimated at 1.730 µg/kg fresh vegetable at 43rd BIMA, 2.616 µg/kg at Airport, 1.744 µg/kg at Koumassi, 2.640 µg/kg at Marcory and 2.480 µg/kg at Cocody. The present study shows that pyrene (maximum content: 110.340 µg/kg), benzo(a)pyrene (maximum content: 11.300 µg/kg), benzo(a)anthracene (maximum content: 63.660 µg/kg), indéno(1, 2, 3-cd) (maximum content : 14.500 µg/kg) and benzo(b)fluoranthene (maximum content: 7.520 µg/kg) are highly present in lettuce and tomatoes. The different amounts excessively above the WHO limit (5 µg/kg), confirm the exposure of the population to health risks from the consumption of vegetables and fruits grown in the district of Abidjan.

Keywords: Polycyclic Aromatic Hydrocarbon; Health risk; Lettuce; Tomatoes.

1 Introduction

Les terres cultivées en Côte d'Ivoire sont souvent aménagées sans suivre les politiques et règlements sur les sols contaminés édictés par le Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural [1]. De nombreuses micro-fermes maraîchères dans le district d'Abidjan produisent des fruits et légumes pour les marchés. Ceux-ci peuvent être sujets à des contaminations en raison des différentes activités anthropiques comme le chauffage (bois), les émissions des véhicules, les rejets industriels, etc., qui libèrent dans l'environnement des polluants toxiques et cancérogènes, au rang desquels se trouvent les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) [1, 2]. En effet, les HAP et leurs produits de dégradation peuvent s'accumuler dans le sol en raison de leur faible solubilité dans l'eau [2, 3]. Ces polluants peuvent donc atteindre les produits maraîchers provenant des sols contaminés et représentent ainsi un risque sanitaire pour l'homme par leur accumulation dans l'organisme.

Depuis 2004, les HAP sont strictement réglementés en Côte d'Ivoire, incluant la surveillance de l'air et des cultures vivrières en Côte d'Ivoire [1].

Les laitues et les tomates consommés crus exposent davantage les consommateurs aux HAP. Les HAP légers (2 à 3 cycles) comme comme le phénanthrène et le fluorène sont génotoxiques aigus [4, 5]. Tandis que les HAP lourds (4 à 6 cycles) sont cancérogènes [4, 6, 7]. Il s'agit par exemple du benzo(a) pyrène, du cyclopenta(cd)pyrène, du dibenzo(ah)anthracène et du dibenzo(al) pyrène [8, 9]. Les mélanges complexes de HAP dans les végétaux rendent difficile l'évaluation toxicologique spécifique. La présente étude porte sur l'évaluation des

HAP dans les laitues et les tomates cultivées dans le district d'Abidjan. Il s'agira de détecter certains HAP prioritaires et d'estimer leurs teneurs dans ces légumes.

2 Structures et propriétés physico-chimiques des HAP prioritaires à surveiller

Seuls les 16 de la liste de l'agence de protection de l'environnement américaine établissant des polluants prioritaires à surveiller dans les échantillons environnementaux [8, 10-12] sont présentés à la figure 1.

Les HAP sont lipophiles avec une bonne solubilité dans les solvants organiques. Cette propriété est corrélée, négativement à la masse moléculaire des HAP pour les solvants organiques et à la complexité de leur structure moléculaire pour l'eau [11, 13]. Par exemple, le naphtalène est très hydrophile, l'acénaphtylène (3 cycles aromatiques) a une solubilité dans l'eau de 3,9 mg/L contre $5{,}7.10^{-3}$ mg/L pour le benzo(*a*)anthracène portant 4 cycles [3, 14]. De plus, la différence de configuration de certains HAP, bien que possédant le même nombre de cycles aromatiques, leur confère des propriétés physico-chimiques et toxicologiques différentes [14] : anthracène et phénanthrène, pyrène, benzo(*a*)anthra-cène et chrysène, benzo(*a*)pyrène et dibenzo(*ah*) anthracène, acénaphtylène, acé-naphtène et fluorène, benzo(*b*)fluo-ranthène et benzo(*k*) fluoranthène. Les HAP sont relativement volatils avec un fort potentiel de bioconcentration dans les organismes vivants [3]. Parallèlement à la solubilité, la présence de groupements carbonés supplémentaires diminue la pression de vapeur du composé réduisant alors sa capacité à se volatiliser [2]. Ainsi, les HAP légers ($M \leq 178$ g mol^{-1}) sont moins volatils que les HAP lourds ($M \geq 202$ g mol^{-1}). Par ailleurs, les HAP possèdent une importante capacité à se lier à la matière organique par adsorption [2, 3, 14].

3 Matériel et méthodes

3.1 Matériel

3.1.1 Zone d'étude et échantillonnage

Cinq zones d'échantillonnage ont été déterminées en fonction du potentiel à révéler des facteurs de contamination significatifs [15].

- La zone de 43ème BIMA et la zone de l'Aéroport, à Port-Bouët, sont situées à proximité d'une autoroute très fréquentée qui expose les cultures de légumes et fruits à des émissions potentielles de HAP provenant des véhicules routiers et aéronefs en circulation.
- La zone de Koumassi et la zone de Marcory se trouvent à proximité d'une baie très polluée de la lagune Ébrié en raison de la présence d'une décharge, de la combustion de déchets ménagers, plastiques et électroniques, des garages automobiles et de la forte présence de ménages environnants.
- La zone de Cocody est au centre d'un intense trafic routier.

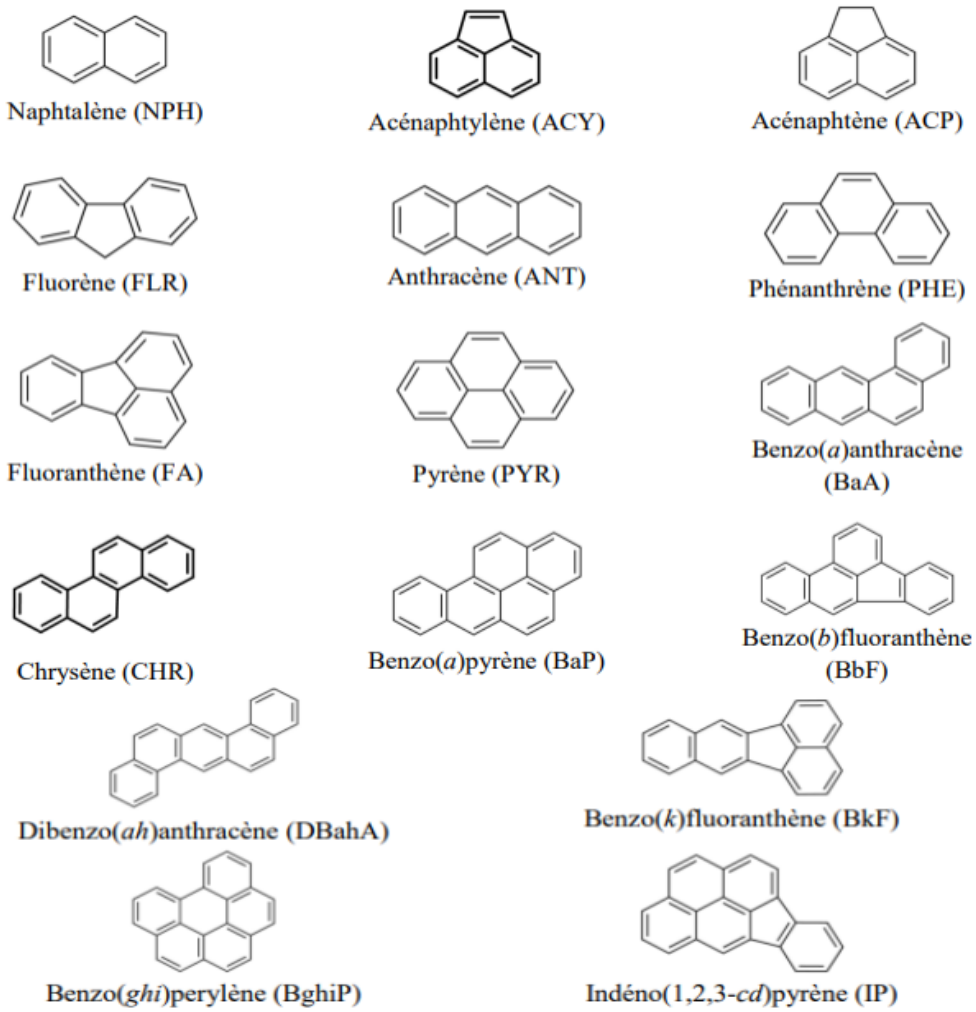

Fig. 1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques prioritaires de la liste de US-EPA [8].

La figure 2 indique une parcelle d'échantillonnage et le puits d'eau d'arrosage à l'Aéroport lors de l'échantillonnage d'Avril 2024.

3.1.2 Échantillonnage

Le matériel biologique est constitué, pour chaque zone, de 25 échantillons de laitue, 25 échantillons de tomate collectés de façon aléatoire sur différentes planches et d'un échantillon d'eau d'arrosage. Les échantillons ont été prélevés par triplets et codifiés de la façon suivante : E1 pour les échantillons du 43ème BIMA (Port-Bouët), E2 pour les échantillons de l'Aéroport (Port-Bouët), E3 pour les échantillons du village Don Bosco (Koumassi), E4 pour les échantillons du Lycée Moderne de Marcory et E5 pour les échantillons de Riviera Golf (Cocody). Dans la suite, les lettres L pour la laitue et T pour la tomate seront insérées entre la lettre E et le chiffre pour chaque échantillon. Les échantillons ont été prélevés à l'aide de gant nitrile non poudrés et conditionnés dans un sac en polyéthylène blanc à fil métallique selon Denys et *al.* [15] (figure 3). Ils ont été transportés au laboratoire et conservés au réfrigérateur à 10 °C pendant un jour.

Fig. 2. Échantillonnage à l'Aéroport (Port-Bouët).

Fig. 3. Échantillons de tomates, de laitues et d'eau d'arrosage de 43ème BIMA.

3.1.3 Solvants et réactifs

Les solvants ayant servi pour le dosage des HAP sont le méthanol (pureté 99%) et dichlorométhane CHROMASOLV (pureté 99,99 %) de Sigma-Aldrich. Les étalons utilisés pour l'identification des HAP sont l'étalon benzo(a)anthracène, l'étalon du benzo(a)pyrène, l'étalon benzo(b)fluoranthène, l'étalon benzo(ghi)perylène, l'étalon benzo(k)fluoranthène, l'étalon de fluoranthène, l'étalon d'indéno(1,2,3-cd)pyrilène et l'étalon de pyrène.

3.2 Méthodes

Les huit HAP tirés de la liste de l'USEPA ont été analysés en se référant à la norme NF X 43-329 [16], au Protocole d'Arrhus de 1998, au groupe Borneff servant de référence à l'OMS et à la Directive cadre Européenne sur l'eau DCE 2006/16 [17, 18].

La recherche des HAP est effectuée selon les étapes d'Aké et *al.* [19] et d'Abdel-Rehim [3] et l'analyse des causes potentielles de contamination selon le diagramme d'Ishikawa [20].

3.2.1 Extraction des HAP

L'extraction des HAP et le dosage ont été réalisés selon les normes ISO 15753-2004 et ISO 13877-1998 [2, 19] convenables aux conditions de LCAE (Laboratoire Central

d'Agrochimie et d'Écotoxicologie d'Abidjan).

- *Dans les laitues et tomates*

Dans un tube en cône contenant 50 g du broyat de l'échantillon de laitue, puis de tomates, 25 mL de dichlorométhane ont été ajoutés. Le mélange est passé au mixeur jusqu'à obtention d'un broyat homogène auquel sont ajoutés 75 mL de dichlorométhane. Le broyat obtenu a été centrifugé à l'agitateur à 400 tours/min pendant 30 min avant d'être filtré sur papier Whatman 240 nm, dans un ballon à bord rodé. Le filtrat est introduit dans un rotavapor à 40 °C jusqu'à évaporation totale du solvant. 5 mL de méthanol sont introduits dans les ballons contenant le résidu. Les résidus secs sont dissous pendant 2 min dans le méthanol avant d'être injectés dans la pompe vide. L'extrait est recueilli dans des tubes à l'aide de pipettes pasteurs. Un chromatographe Liquide Haute Performance (CLHP) de marque Shimadzu, couplé à un détecteur UV/VIS SPD-20A est utilisé pour déterminer la teneur en HAP suivant la norme ISO 15753-2004.

- *Dans l'eau d'arrosage*

100 mL de dichlorométhane sont introduits dans des ballons à décanter contenant 500 mL d'échantillon d'eau d'arrosage. Les ballons fermés sont légèrement remués pour favoriser le dégazage. Cette opération est répétée au moins cinq fois pour former deux phases. La phase de dichlorométhane (incolore) est décantée, puis portée au rotavapor jusqu'à évaporation totale. Le résidu est dissout dans 5 mL de méthanol puis l'opération est poursuivie comme dans le cas des laitues et tomates jusqu'à la détermination de la teneur en HAP.

3.2.2 Détection des HAP

La détection des HAP se fait à l'aide d'un CLHP réglé à la température de 40 °C à 90°C. La limite de détection et la limite de quantification sont calibrées, respectivement à 0,017 µg/kg et 0,060 µg/kg. Un volume V (µL) de résidu repris dans le méthanol est injecté au débit de 1 mL/min dans l'appareil. Les HAP sont séparés par HPLC à l'aide d'une phase stationnaire formée en utilisant un gradient d'élution acétonitrile/eau. L'identification et la quantification sont effectuées au moyen de la détection par fluorescence avec programmation de longueurs d'onde de 284 nm. Après 15 min, le chromatogramme présente le pic des HAP de teneur supérieure à 0,017 µg/kg. La teneur en HAP (µg/kg) est exprimée suivant l'expression [3, 21] ci-après :

$$t = \frac{f \times \tau \times V}{m} \quad (1)$$

t : concentration des HAP contenus dans l'échantillon (µg/kg) ; τ : concentration des HAP contenus dans l'extrait injecté (µg/mL) ; V : volume final de l'extrait analysé (mL) ; m : masse de l'échantillon analysé sur base sèche (kg) ; f : facteur de dilution.

Huit HAP ont été recherchés en raison de la propension à la toxicité (facteurs d'équivalence toxique [22, 23]), de la forte fluorescence [24, 25]), du coefficient de partage carbone organique/eau élevé (de $10^{4,2}$ à $10^{6,5}$ [26]), de la pression de vapeur faible (inférieure à 6.10^{-4} Pa à 25°C [26]) et de la masse molaire moléculaire supérieure à 200 g/mol. La détection a été faite en triplicat. Le HPLC utilisé est présenté par la figure A1 en Annexe. Les conditions d'analyse sont résumées dans le tableau A1 (Annexe).

3.2.3 Utilisation du diagramme d'Ishikawa

Le diagramme de causes et effets d'Ishikawa (figure 4) est utilisé pour visualiser et analyser les facteurs qui contribueraient à la persistance des HAP dans les parcelles maraîchères. Cette illusion d'arête de poisson, ayant à sa ligne centrale le problème principal et sur ses ramifications une catégorie contextuelle de causes potentielles [27] liées à la main d'œuvre, au matériel, au milieu, à la méthode et aux matières permettra de prioriser les actions curatives ou préventives [27, 28] pour réduire la contamination par les HAP dans les légumes et fruits en Côte d'Ivoire.

4 Résultats et discussion

L'analyse du diagramme de cause-effet révèle que les laitues sont contaminées tant par la voie racinaire que par la voie aérienne en raison de la grande taille des feuilles. La physiologie de nervure principale des feuilles des laitues est favorable à une absorption des HAP. Pour ce diagramme, bien que les tomates soient très charnues, elles se prêtent moins à l'intrusion des HAP. Cependant, leur peau mince constitue un espace dynamique de stockage de ces contaminants. Le diagramme indique qu'en dépit de la contamination possible en période chaude par certains plastiques d'échantillonnage, l'utilisation de certains produits chimiques, la pyrolyse des plastiques lors des brûlis sont avec les eaux d'arrosage contaminées et les déplacements à pieds boueux des cultivateurs entre les planches des laitues et des tomates des vecteurs d'enrichissement des potagers. Par ailleurs, la proximité des maraîchers aux grandes voies de circulation routière et à des baies polluées constitue un facteur considérable au péril lié à la consommation des légumes et fruits cultivés dans le district d'Abidjan. Les résultats quantitatifs des figures 5, 6 et 7 sont indiqués pour évaluer le risque alimentaire à court et long termes par la consommation des laitues et tomates. De plus, les résultats des tableaux 1 à 8 indiquent la dispersion des HAP dans les potagers.

4.1 Étude quantitative des HAP

4.1.1 Teneurs en HAP des laitues

Les teneurs des HAP étudiés dans les échantillons de laitues par site d'échantillonnage sont données par l'histogramme de la figure 5. Cette figure traduit une présence quantitative des HAP étudiés dans les laitues des différents sites d'échantillonnage. Le site du 43ème BIMA (E1) est très riche en HAP étudiés avec une teneur moyenne de 7,734 µg/kg, suivi de celles des sites de Cocody (E5) et de l'Aéroport (E2) où les concentrations moyennes, sont respectivement 4,840 µg/kg et 4,182 µg/kg. Les sites de Koumassi (E3) et de Marcory (E4) ont accumulé dans les laitues les teneurs moyennes respectives de 3,331 µg/kg et 3,706 µg/kg. Hormis la teneur du 43ème BIMA, supérieure à la valeur 5 µg/kg de la norme de surveillance de l'OMS [4, 7, 29], celles des autres sites sont en deçà mais restent tout de même inquiétantes.

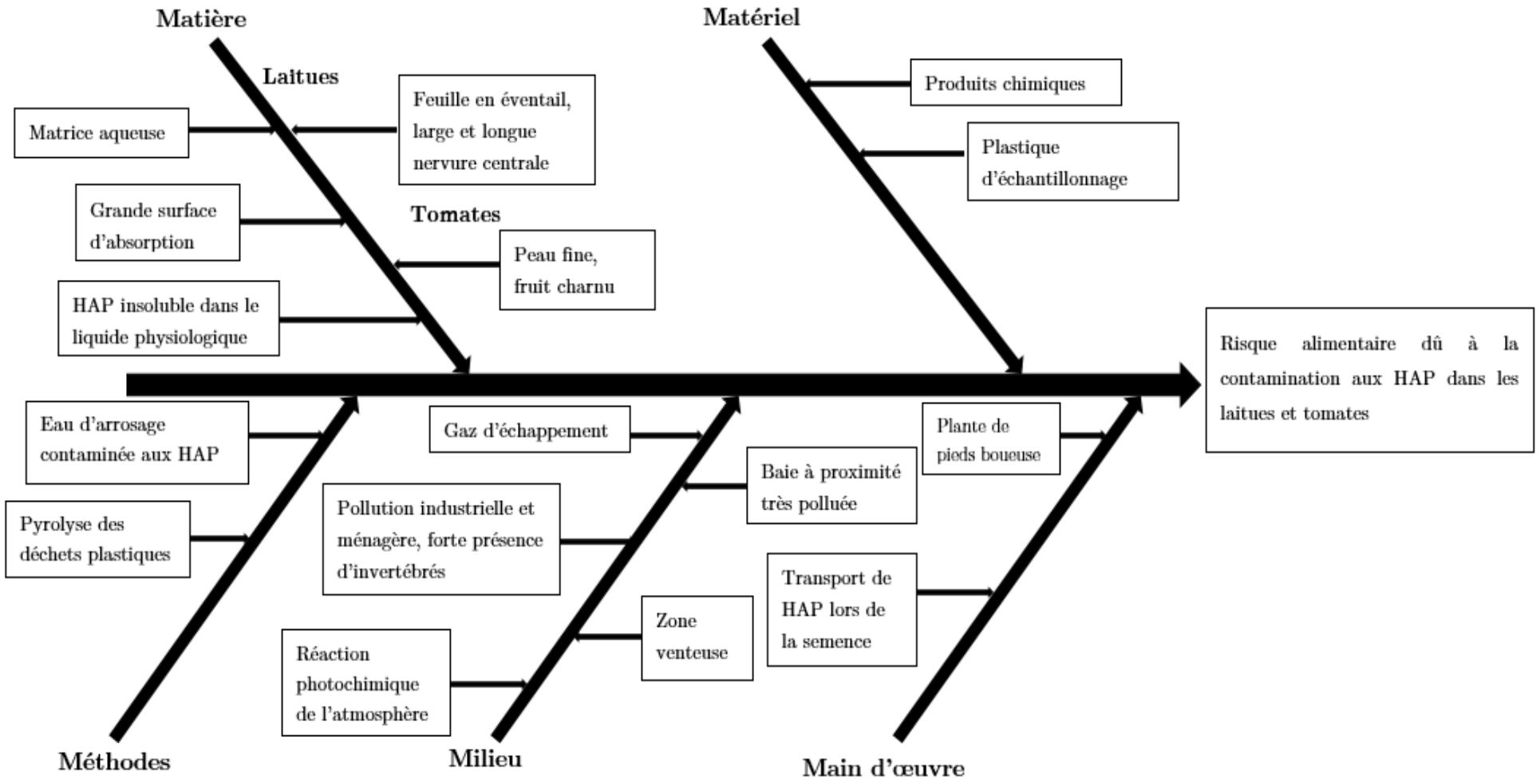

Fig. 4. Diagramme d'Ishikawa.

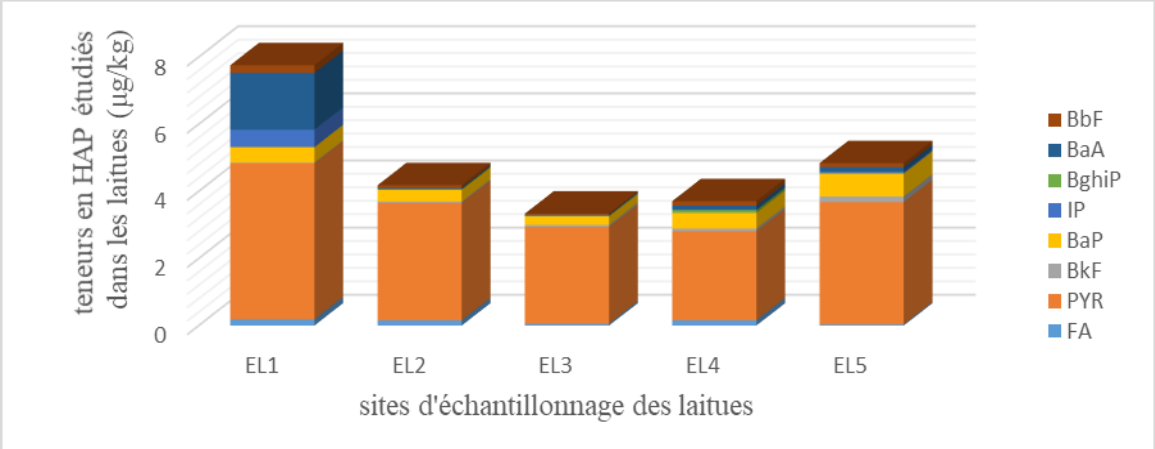

Fig. 5. Distribution des HAP étudiés dans les échantillons de laitues des cinq sites d'échantillonnage.

4.1.2 Teneurs en HAP des tomates

La figure 6 présente les teneurs des HAP étudiés dans les échantillons de tomates par site d'échantillonnage.
L'histogramme exprime des teneurs moyennes en HAP dans les tomates inférieures à la norme de surveillance de l'OMS dans les cinq sites d'échantillonnage. Toutefois, les teneurs calculées pour les sites de l'Aéroport (E2) (2,616 µg/kg), de Marcory (E4) (2,841 µg/kg) et de Cocody (E5) (2,417 µg/kg) méritent qu'on y prête attention.

4.1.3 Teneurs en HAP des eaux d'arrosage

Les eaux d'arrosage des potagers augmentent la quantité de HAP dans les potagers comme le montre le graphique de la figure 7.

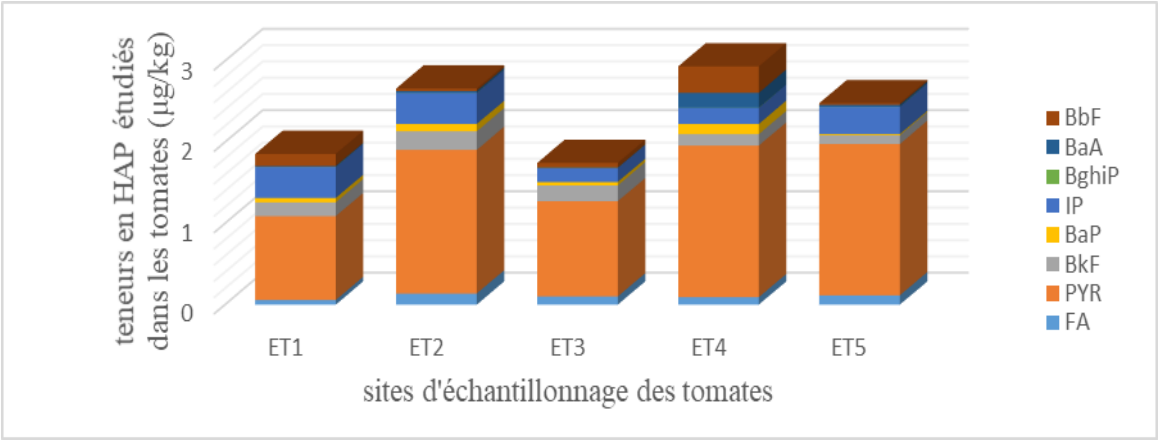

Fig. 6. Distribution des HAP étudiés dans les échantillons de tomates des cinq sites d'échantillonnage

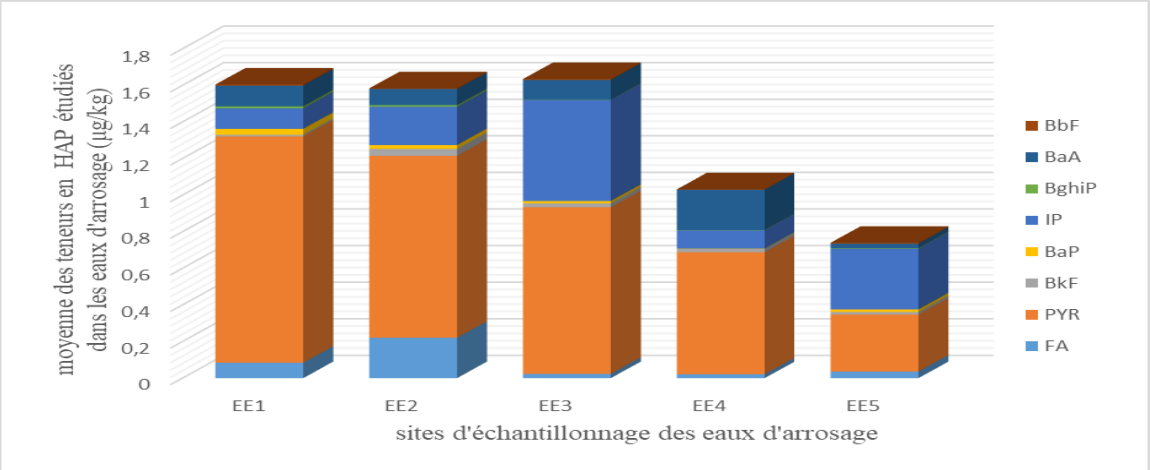

Fig. 7. Distribution des HAP étudiés dans les échantillons d'eau d'arrosage.

4.2 Étude qualitative des HAP

Cette étude recherche la distribution de chaque HAP étudié dans les sites d'échantillonnage à partir des paramètres standards de la statistique descriptive (teneur moyenne (Moy), écart-type (s), coefficient de variation (CV), teneur minimale (Min), teneur maximale (Max)). Les résultats sont présentés dans les tableaux 1 à 8.

4.2.1 Étude qualitative de la fluoranthène dans les laitues et les tomates

Le tableau 1 présente l'étude statistique de la fluoranthène dans les laitues et les tomates.

En général, la teneur moyenne en fluoranthène reste inférieure à 5 µg/kg. Cependant, les coefficients de variation élevés renseignent sur une forte dispersion du polluant dans les sites d'échantillonnage. Hormis les sites de Koumassi et de Cocody, l'étude statistique montre que la laitue absorbe la fluoranthène plus que la tomate tel que prévu par le diagramme d'Ishikawa. L'INERIS [30] évalue la carence de la fluoranthène dans les potagers par le rapport $\frac{\text{teneur(FA)}}{\text{teneur(FA)+teneur(PYR)}}$. Lorsque ce rapport est inférieur à 0,4, il est admis que la pollution en fluoranthène n'est pas due à la combustion des produits pétroliers et la pyrolyse des herbes [21, 31-33]. Ainsi, la fluoranthène des sites E1 et E2 pourrait majoritairement provenir de l'entraînement des revêtements routiers (autoroute très fréquentée). De plus, la large surface d'échange avec l'atmosphère que présentent les grandes feuilles des laitues pourrait favoriser la contamination en HAP. Toutefois, l'accumulation de fluoranthène dans les tomates avoisine celle des laitues du site E2. Cela peut s'expliquer par un mécanisme physiologique d'auto-défense particulier au fruit.

Les travaux de Soceanu et *al.* [2] ont indiqué que la variété «Campbell 146» fixe plus de HAP que celle de «cœur de bœuf» (variétés de tomates cultivées en Côte d'Ivoire [34]). Des auteurs ont expliqué que la première espèce disposerait d'agents solubilisants qui faciliteraient la mise en solution du HAP [35-36]. À l'opposé, Khedim [37] et de Jones et *al.* [38] ont montré que les racines de la deuxième espèce de tomates produisent des péroxydases capables d'oxyder les HAP.

Tableau 1
Étude statistique de la fluoranthène dans les laitues et les tomates.

		43ème BIMA	Aéroport	Koumassi	Marcory	Cocody
laitue	Moy	1,479	1,255	0,404	1,267	0,269
	s	±1,116	±0,100	±0,286	±0,880	±0,206
	CV	75,456	79,681	70,792	69,455	76,580
	Min	0,020	0,018	0,017	0,020	0,021
	Max	4,730	4,970	1,140	2,980	1,280
tomate	Moy	0,463	1,098	0,807	0,735	0,922
	s	±0,329	±0,801	±0,576	±0,515	±0,681
	CV	71,058	72,951	71,376	70,068	73,861
	Min	0,017	0,018	0,018	0,017	0,017
	Max	1,510	4,250	2,640	2,110	3,380

Selon les travaux de Saadoun et Al-Ghzawi [35], Xu [39] et Guo [40], la phytore-médiation réduirait la contamination en HAP par séquestration ou dégradation des contaminants du sol. Cela pourrait justifier les fortes dispersions traduites par les écarts élevés entre la teneur maximale et la teneur minimale. Selon l'analyse des valeurs des moyennes, les sites E3 et E5 sont moins pollués en fluoranthène. En outre, la répartition inégale du fluoranthène dans les différents sites (valeur élevée du coefficient de variation), pourrait s'expliquer par la présence d'actinobactéries qui contribuent à décontaminer des sols en ce HAP [41]. Le site de Koumassi (E4) dans l'environnement immédiat de la baie d'Anoumambo, est très polluée et couverte de couche de goudron et d'huile de moteur. L'apport probable de fluoranthène contribue à accroître la contamination [37, 42]. À Cocody (E5), le potager choisi est sur une pente à proximité d'une grande voie de circulation routière très fréquentée. Ainsi, bien que l'entraînement des revêtements routiers pourrait y introduire le HAP [30], les précipitations renforcent le lessivage des hydrocarbures aromatiques ayant moins de quatre cycles [43-45]. L'abondance du fluoranthène dans les tomates du potager de Cocody (site beaucoup moins humide par rapport à celui de Koumassi) pourrait s'expliquer par la faible cinétique de dégradation de la fluoranthène par un nombre restreint d'actinobactéries [46, 47]. Le potager de Marcory semble plus contaminé à la fluoranthène comparativement au site de Koumassi quoiqu'il soit aussi couvert d'eau de la baie d'Anoumambo très polluée. La répartition de la fluoranthène dans les laitues et les tomates (respectivement CV = 69,455 % et CV = 70,068 %) y est quasi-similaire. Cela révèle que les tomates échantillonnées seraient des variétés qui piègent abondamment la fluoranthène [35-37]. La proximité des laitues pourrait réduire la quantité de fluoranthène dans les tomates. En effet, les laitues sont capables de fixer des exsudats complexants ou adsorbants libérés par des mollusques avides de laitue [44, 46-48].

4.2.2 Étude qualitative du pyrène dans les laitues et les tomates

L'analyse statistique montre que les sites échantillonnés sont contaminés en pyrène (tableau 2). Les teneurs maximales atteignent 102,270 µg/kg pour la laitue et 46,990 µg/kg pour les tomates. Ces valeurs sont largement supérieures à la norme journalière de l'OMS (5 µg/kg). Cette pollution est liée, selon Tobiszewski et Namieśnik [21] et Paris [31], à la pyrolyse des herbes et à la combustion des carburants en raison du ratio $\frac{\text{teneur(PYR)}}{\text{teneur(FA)+teneur(PYR)}} > 0{,}4$ La contamination pourrait être également due aux nombreuses applications du contaminant dans les activités anthropiques quotidiennes [49].

Sur les sites E1 et E5, les teneurs moyennes en pyrène des laitues sont largement supérieures à celles obtenues par Camargo et Toledo [50] pour un échantillonnage à proximité d'une route principale à Campinas au Brésil. Se basant sur le diagramme d'Ishikawa, ces auteurs mentionnent le passage continue des jardiniers aux plantes des pieds boueuses entre les planches comme principal facteur de pollution et l'eau d'arrosage (figure 7) comme une cause potentielle. Les teneurs maximales du contaminant dans les laitues, les tomates ainsi que les coefficients de variation de E5 confirmeraient la baisse de cinétique de dégradation du polluant par les bactéries sur un site moins humide [46, 47]. Par ailleurs, à Cocody, des rangées de plants d'oignons observées dans des planches de laitues et tomates échantillonnées, pourraient être exploitées comme cause potentielle de la diminution de la quantité du contaminant selon les travaux de Liste [51]. À l'Aéroport, l'accumulation du pyrène est dominante dans les laitues. Mais, la teneur moyenne en pyrène calculée est moindre comparée à celle de E1 alors que la teneur maximale y est légèrement supérieure. Ce faible étalement du pyrène dans les tomates semble confirmer la présence des péroxydases produites par les racines de la tomate capables d'oxyder les HAP [37, 38]. D'autres raisons pourraient expliquer la réduction du taux de pyrène : réactions photochimiques [8, 48, 52], dégradation par des champignons parasites, des larves et nymphes de certains papillons [53, 54], action des bactéries [55], etc. En accord avec les travaux de Zhong [56], la contamination des tomates des sites de Koumassi et de Marcory en pyrène pourrait être due à la pyrolyse de la matière végétale et des matrices.

4.2.3. Étude qualitative de la benzo(k)fluoranthène dans les laitues et les tomates

Les teneurs moyennes en benzo(k)fluoranthène (tableau 3) dans les laitues et les tomates sont inférieures à la teneur limite (5 µg/kg) du risque alimentaire quoique la concentration à Koumassi soit très proche de celle-ci. Ces faibles teneurs pourraient être liées à la rapide biodégradation (quasiment 8 à 12 jours) de ce HAP par des micro-organismes aérobiques et dénitrifiants. La dégradation semble plus importante dans les laitues que dans les tomates à l'inverse de la fluoranthène. Ainsi, la physiologie des laitues serait défavorable à la benzo(k)fluoranthène [35, 39, 40, 44, 57].

De plus, Rychen et *al.* [42] ont indiqué que la tomate était capable de synthèse endogène de benzo(k)fluoranthène. Dans les sites d'échantillonnage, les écart-types du polluant dans les laitues et dans les tomates sont faibles et presque du même ordre.

Tableau 2
Étude statistique du pyrène (PYR) dans les laitues et les tomates.

			43ème BIMA	Aéroport	Koumassi	Marcory	Cocody
PYR	laitue	Moy	37,178	28,009	23,082	21,229	29,160
		s	±27,332	±21,575	±16,640	±15,988	±27,225
		CV	73,517	77,029	72,091	75,312	93,364
		Min	0,390	0,020	0,050	0,019	0,050
		Max	92,040	110,340	52,340	78,220	102,270
	tomate	Moy	8,374	14,140	9,276	15,929	14,399
		s	±5,695	±9,462	±6,205	±10,708	±10,307
		CV	68,008	66,917	66,893	67,223	71,581
		Min	0,020	1,050	0,790	0,017	0,017
		Max	21,400	26,840	18,220	27,950	46,990

Tableau 3
Étude statistique de la benzo(k)fluoranthène (BkF) dans les laitues et les tomates.

			43ème BIMA	Aéroport	Koumassi	Marcory	Cocody
BkF	laitue	Moy	0,149	0,292	0,447	0,626	1,127
		s	±0,097	±0,182	±0,276	±0,382	±0,689
		CV	65,101	62,329	61,745	61,022	61,136
		Min	0,018	0,021	0,018	0,021	0,024
		Max	0,680	0,790	4,880	1,330	2,671
	tomate	Moy	1,368	1,830	1,564	1,322	0,854
		s	±0,950	±0,783	±1,369	±0,242	±0,312
		CV	69,948	42,766	87,524	21,588	36,494
		Min	0,130	0,840	0,270	0,730	0,470
		Max	2,980	2,640	3,90	1,330	1,190

4.2.4 Étude qualitative de la benzo(b)fluoranthène dans les laitues et les tomates

Les teneurs moyennes en benzo(b) fluoranthène (tableau 4) et les teneurs maximales, sauf celle du 43ème BIMA (valeur maximale pour les laitues : 7,520 µg/kg) sont très inférieures à la limite du risque sanitaire (5 µg/kg) exigée par l'OMS. Un résultat similaire a été obtenu par Wu et *al.* [39] en Chine. Ces auteurs ont fait remarquer que la mobilité de la benzo(b) fluoranthène est très modérée dans les sols hydromorphes. Par ailleurs, les travaux de Rychen et *al.* [42] ont montré que les radicaux hydroxyles dégradent considérablement le HAP par réaction photochimique. Cet important facteur potentiel a été souligné par le diagramme d'Ishikawa. Comparée à la fluoranthène (tableau 1), la pollution est amoindrie hormis les teneurs maximales élevées 43ème BIMA et à Cocody. Cela peut s'expliquer par la diminution de la solubilité du HAP engendrée par la fixation supplémentaire du noyau benzénique [31, 58].

Les teneurs moyenne (1,820 µg kg^{-1}) et maximale (7,520 µg kg^{-1}) du benzo(b) fluoranthène dans les laitues au 43ème BIMA sont les plus élevées. Cela pourrait s'expliquer par la probable modification locale du pH et de la CEC [44]. À l'Aéroport, à Koumassi et à Marcory, les teneurs moyennes sont faibles. Cela montre la résilience de ces végétaux contre la pollution [35, 39, 40, 44]. Le site de Cocody (E5) est le plus pollué en benzo(b) fluoranthène (Max = 1,679 µg kg^{-1}) après les sites du 43ème BIMA (E1) et de Marcory (E4).

Tableau 4
Étude statistique de la benzo(b)fluoranthène (BbF) dans les laitues et les tomates.

			43ème BIMA	Aéroport	Koumassi	Marcory	Cocody
BbF	laitue	Moy	1,820	0,644	0,269	1,102	0,684
		s	±1,324	±0,440	±0,168	±0,736	±0,494
		CV	72,747	68,323	62,454	66,788	72,22
		Min	0,017	0,080	0,018	0,022	0,271
		Max	7,520	1,550	0,580	2,760	1,679
	tomate	Moy	0,199	0,248	0,358	0,360	0,154
		s	±0,149	±0,174	±0,275	±0,267	±0,106
		CV	74,874	70,161	76,816	74,167	68,831
		Min	0,017	0,018	0,017	0,017	0,018
		Max	0,480	0,580	1,800	0,580	0,310

4.2.5 Étude qualitative de la benzo(ghi)pérylène dans les laitues et les tomates

Les écarts-types ainsi que les coefficients de variation obtenus pour le benzo(ghi)perylène (tableau 5) sont quasi-nuls à l'exception de ceux des laitues dans les sites d'échantillonnage de l'Aéroport, de Koumassi et de Marcory où les teneurs maximales s'étendent de 0,600 à 1,700 µg/kg. Ces valeurs restent toutefois assez faibles. Les faibles taux dans les matrices végétales en benzo(ghi)pérylène pourrait s'expliquer par la présence de bactéries [54, 59], de champignons ligninolytiques efficaces pour l'altération des HAP possédant un nombre élevé de cycles aromatiques [60]. Ces différents taux inférieurs à la teneur limite de l'OMS, montrent que le benzo(ghi)perylène dans les laitues et tomates ne présente pas de risque pour la santé.

4.2.6 Étude qualitative de la benzo(a)anthracène dans les laitues et les tomates

Les teneurs moyennes et maximales en benzo(a)anthracène (tableau 6) sont très faibles dans les laitues et les tomates échantillonnées comparées à la limite du risque alimentaire hormis celles des laitues du site de 43ème BIMA. En se basant sur les faibles écarts-types, Paris [31] a montré qu'outre les dégradations bactériennes, la difficile absorption de ce contaminant pourrait être est due à sa chimisorption sur la matière organique. Ce résultat confirmerait la présence du benzo(a) anthracène dans l'eau d'arrosage où il serait sous forme particulaire [31] comparée au contenu des laitues et tomates. Les coefficients de variation très élevés démontrent une forte distribution du HAP qui ne serait pas suffisamment extrait lors de l'analyse au laboratoire en raison du piégeage chimique par des composés organiques de ces végétaux comestibles.

Tableau 5
Étude statistique de la benzo(ghi)pérylène (BghiP) dans les laitues et les tomates.

			43ème BIMA	Aéroport	Koumassi	Marcory	Cocody
BghiP	laitue	Moy	0,017	0,173	0,133	0,636	0,017
		s	0,002	±0,126	±0,096	±0,451	0,001
		CV	11,764	72,832	72,181	70,912	05,882
		Min	0,017	0,019	0,017	0,018	0,017
		Max	0,018	0,800	0,600	1,700	0,018
	tomate	Moy	0,017	0,017	0,017	0,018	0,017
		s	0,001	0,003	0,002	0,001	0,002
		CV	05,882	17,647	11,764	05,556	11,764
		Min	0,017	0,017	0,017	0,017	0,017
		Max	0,018	0,017	0,018	0,018	0,018

Tableau 6
Étude statistique de la benzo(a)anthracène (BaA) dans les laitues et les tomates.

			43ème BIMA	Aéroport)	Koumassi	Marcory	Cocody
BaA	laitue	Moy	13,462	0,274	0,172	1,006	1,100
		s	±10,898	±0,198	±0,138	±0,710	±0,773
		CV	80,954	72,263	80,233	70,577	70,273
		Min	0,190	0,019	0,020	0,020	0,050
		Max	63,660	1,010	0,800	3,005	3,500
	tomate	Moy	0,186	0,182	0,029	1,564	0,190
		s	±0,138	±0,126	±0,016	±1,099	±0,149
		CV	74,194	69,231	55,172	70,269	78,421
		Min	0,018	0,018	0,017	0,017	0,017
		Max	0,270	0,580	0,080	3,930	0,880

4.2.7 Étude qualitative de la benzo(a) pyrène dans les laitues et les tomates

Les teneurs moyenne et maximale (tableau 7) montrent que les laitues sont plus riches en benzo(a)pyrène que les tomates. Néanmoins, cette contamination reste relativement faible comparée à la limite de 5 µg/kg exigée par l'OMS. Les coefficients de variation élevés d'une manière générale indiquent la grande variation du HAP. Le faible étalement (faibles écarts-types) surtout dans les tomates révèle que l'absorption du benzo(a)pyrène dépend du mécanisme physiologique mis en jeu par la plante comme souligné par le diagramme d'Ishikawa.

L'indice $\frac{\text{teneur(BaP)}}{\text{teneur(BaP)+teneur(BghiP)}}$ de Tobiszewski [21] dans les laitues et les tomates s'étend de 0,856 à 0,997. Ces valeurs supérieures à la limite de 0,6 traduisent une pollution au benzo(a)pyrène liée au trafic [21, 31].

Au 43ème BIMA et à Cocody, les coefficients de variation, les teneurs maximales et minimales et le rapport de Tobiszewski [21] dans les laitues ont la même évolution. Cela voudrait dire que le trafic routier est le principal facteur de la contamination. Les faibles écarts-types dans les sites de l'Aéroport, de Koumassi et de Marcory traduisent un étalement faible et un regroupement du contaminant par endroit sur les planches. Cette distribution pourrait être expliquée, selon Deconchat et Polèse [54], par la forte activité de dégradation du benzo(a)pyrène par un champignon parasite (Cordyceps *militaris*), des larves et nymphes de certains papillons.

Tableau 7
Étude statistique du benzo(a)pyrène (BaP) dans les laitues et les tomates.

			43ème BIMA	Aéroport	Koumassi	Marcory	Cocody
BaP	laitue	Moy	3,674	2,788	2,068	3,766	4,027
		s	±2,869	±2,009	±1,407	±2,732	±2,924
		CV	78,089	72,059	68,037	72,544	72,610
		Min	0,060	0,800	0,010	0,170	1,508
		Max	11,300	6,950	4,880	8,040	9,498
	tomate	Moy	0,538	0,362	0,336	1,212	0,118
		s	±0,398	±0,249	±0,258	±0,896	±0,085
		CV	73,978	68,785	76,786	73,927	72,034
		Min	0,017	0,017	0,017	0,018	0,018
		Max	1,650	0,730	1,180	3,230	0,340

4.2.8 Étude qualitative de l'indéno(1,2,3-cd)pyrène dans les laitues et les tomates

Les teneurs moyennes montrent que les laitues sont moins contaminées en indéno(1,2,3-cd)pyrène (tableau 8) que les tomates sauf dans les sites du 43ème BIMA et de Cocody.

Au 43ème BIMA, l'indice $\frac{\text{teneur(IP)}}{\text{teneur(IP)+teneur(BghiP)}}$ de Tobiszewski [21] est de 0,996 dans les laitues et de 0,996 dans les tomates. Par conséquent, la contamination à l'indéno(1,2,3-cd)pyrène provient de la combustion des herbes et des produits pétroliers [32]. Malgré les teneurs moyennes faibles à Cocody (0,367 µg/kg), les coefficients de variation dans les laitues quasi-identiques avec celui du 43ème BIMA indiquerait une distribution identique provoquée par les mêmes facteurs évoqués ci-dessus. À Koumassi, les ratios de Tobiszewski [21] supposent une pollution en indéno(1,2,3-cd)pyrène principalement causée par la combustion de produits pétroliers [21, 31, 32]. Dans leurs travaux, Ojha et *al.* [61] ont montré qu'à pH proche de 7 et à température de 30 °C, la bactérie *Candida tropicalis* NN4 détruit l'indéno(1,2,3-cd)pyrène à $(90{,}68 \pm 0{,}7)\%$ en présence de l'oxyde ferrique. Cette dégradation du HAP pourrait expliquer les faibles taux dans les sites de l'Aéroport et de Marcory.

Tableau 8
Étude statistique de l'indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP) dans les laitues et les tomates.

			43ème BIMA	Aéroport	Koumassi	Marcory	Cocody
IP	laitue	Moy	4,093	0,017	0,017	0,018	0,367
		s	±3,391	0,002	±0,003	0,002	±0,272
		CV	82,849	11,765	17,647	11,111	74,114
		Min	0,020	0,017	0,017	0,017	0,017
		Max	14,500	0,018	0,290	0,020	1,770
	tomate	Moy	3,152	3,049	1,168	1,583	2,683
		s	±0,528	±1,841	±1,549	±1,041	±1,536
		CV	17,291	60,381	67,289	65,761	57,235
		Min	2,290	0,017	0,018	0,018	0,017
		Max	3,880	5,160	5,330	7,850	3,750

5 Conclusion

Les résultats obtenus dans ce travail montrent une contamination aux HAP des laitues et des tomates dans le district d'Abidjan, surtout au 43ème BIMA, à l'Aéroport et à Cocody où les teneurs moyennes des huit HAP étudiés dans les laitues sont respectivement de 7,734 µg/kg, 4,181 µg/kg et 4,840 µg/kg. Le risque sanitaire de consommation des laitues à Marcory (3,706 µg/kg) et à Koumassi (3,331 µg/kg) est présent.

La forte présence des HAP recherchés sur les sites d'échantillonnage pourrait s'expliquer par l'absence des pratiques de décontamination agricoles. Les ombrières, les brise-vents, les voiles en maraîchage et l'arrosage moderne sont nettement ignorées ou méconnues des paysans alors qu'elles pourraient réduire la contamination en HAP. Une action de sensibilisation devra être menée aux fins d'informer les paysans et les consommateurs sur les risques sanitaires liés à la forte contamination des laitues et tomates aux HAP dans le district d'Abidjan. La mise en place de mesures coercitives pourrait être nécessaire.

Références bibliographiques

[1] Bureau National d'Étude Technique et de Développement (BNETD), Projet d'Aménagement Hydro-Agricole des Régions du Haut Sassandra et du Gôh (PAHASEF). Le projet, période 2010-2012 (2012).

[2] A.D. Soceanu, S. Dobrinas, V. Popescu, G. Stanciu, E.D. Tiberius, *OCPs and PAHs distribution in different stages of tomato growing*, Environ. Eng. Manag. J. 11 (2012) 457-462.

[3] M. Abdel-Rehim, *Recent advances in microextraction by packed sorbent for bioanalysis*, J. Chromatog. A, 1217 (2010) 2569-2580.

[4] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Canadian soil quality guidelines for the protection of

environmental and human health: Carcinogenic and Other PAHs. Dans ''Canadian environmental quality guidelines'', Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada 1999 (2010).

[5] Y. Wang, Z. Tian, H. Zhu, Z. Cheng, M. Kang, C. Luo, J. Li, G. Zhang, *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils and vegetation near an e-waste recycling site in South China: Concentration, distribution, source, and risk assessment*, Sc. Total Environ. 439 (2012) 187-193.

[6] M. Wu, Z. Xia, Q. Zhang, J. Yin, Y. Zhou, H. Yang, *Distribution and health risk assessment on dietary exposure of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables in Nanjing, China*. Hindawi Publishing Corporation, J. Chem. (2016) ID 158125.

[7] Centre International de recherche sur le cancer (CIRC), Agents Classés par les Monographies du CIRC, 1-123 (2018).

[8] H. I. Abdel-Shafy, M.S.M. Mansour, *A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation*, Egypt. J. Petrol. 25 (2016) 107-123.

[9] EFSA, Polycyclic aromatic hydrocarbons in food scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain, The EFSA Journal 724 (2008) 1-114.

[10] US-EPA, Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. Cincinnati: United States Environmental Protection Agency (1993).

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

[12] INERIS, Modèles de transfert sol-plante des polluants organiques, Tome 2: Intercomparaison de modèles physiologiques (PlantX, Cemos-Plant, Mackay_97) et empirique (relation de Briggs) à partir de données expérimentales. RAPPORT D'ÉTUDE, N° INERIS DRC-05-57281/DESP R01a, (2005).

[13] B. Chen, Y. Li, Y. Guo, L. Zhu, J.L. Schnoor, *Role of the extractable lipids and polymeric lipids in sorption of organic contaminants onto plant cuticles*, Environ. Sci.Technol. 42 (2008) 1517-1523.

[14] M.R. Burkhardt, S.D. Zaugg, T.L. Burbank, M.C. Olson, J.L. Iverson, *Pressurized liquid extraction using water/isopropanol coupled with solid-phase extraction cleanup for semi-volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), and alkylated PAH homolog groups in sediment*, Anal. Chim. Acta 549 (2005) 104-116.

[15] S. Denys, F. Marot, S. Elreedy, V. Gobron, S. Dinant, Guide d'échantillonnage de plantes potagères dans le cadre de diagnostics environnementaux (2007) 47.

[16] NF X 43-329 : Émissions de sources fixes - Prélèvement et mesurage d'hydrocarbures aromatiques polycycliques à l'émission (2003).

[17] Directive 2004/107/CE du parlement européen et du conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant (2004).

[18] Directive-cadre européenne sur l'eau - Circulaire DCE 2006/16 : document de cadrage pour la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance (contrôle de surveillance, contrôles opérationnels, contrôles d'enquête et contrôles additionnels) pour les eaux douces de surface (cours d'eau, canaux et plans d'eau) (2006).

[19] A.Y. Aké, N. Anon, P. Kouamé, B. Bonfoh, G.H.M. Biego, *Assessment of the exposure to Benzo(a)Pyrene (BaP) contained in sardines (Clupeidae) consumed by the ivorian adult in the area of Abidjan*, Int. J.Sci. Res. 3(11) (2012) 2455-2461.

[20] K. Ishikawa, Introduction to Quality Control. J. H. Loftus (trans.). Tokyo: 3A Corporation (1990).

[21] M. Tobiszewski, J. Namieśnik. *PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources*, Environ. Pol. 162 (2012) 110-119.

[22] Afssa. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à une demande d'avis sur l'évaluation des risques présentés par le benzo(a)pyrène (B(a)P) et par d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présents dans diverses denrées ou dans certaines huiles végétales, ainsi que sur les niveaux de concentration en HAP dans les denrées au-delà desquels des problèmes de santé risquent de se poser. Saisine n° 2000-SA-0005 (2003).

[23] I.C.T. Nisbet, P.K. Lagoy, *Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*, Regul. Toxicol. and Pharmacol. 16 (1992) 290-300.

[24] P. Plaza-Bolaños, A.G. Frenich, J.L.M. Vidal, *Polycyclic aromatic hydrocarbons in food and beverages*, Analytical methods and trends. J. Chromatogr. A 1217 (2010) 6303-6326.

[25] G. Purcaro, S. Moret, L.S. Conte, *Overview on polycyclic aromatic hydrocarbons: Occurrence, legislation and innovative determination in foods*, Talanta 105 (2013) 292-305.

[26] W.R. Mabey, J.H. Smith, R.T. Podoll, H.L. Johnson, T. Mill, T.W. Chou, J. Gates, P.I. Waight, H. Jaber, D. Vandenberg, *Aquatic fate process data for organic priority pollutants*, United States Environmental Protection Agency, report 440/4-81-014, section 3(8) (1982) 297-354.

[27] M.A. Barsalou, *Root Cause Analysis: A Step-By-Step Guide to Using the Right Tool at the Right Time*, CRC Press, New York (2015) 154.

[28] D.C. Montgomery, Introduction to Statistical Quality Control, Sixth Edition, Arizona State University, John Wiley & Sons, New York (2009) 754.

[29] OMS IPCS - Environmental Health Criteria n°202 : Polycyclic aromatic hydrocarbons. World Health Organization, International Program on chemical Safety (1998).

[30] INERIS, portail substances chimiques, fluoranthène (2024). https://substances.ineris.fr/substance/206-44-0 (consulté le 26/09/2024)

[31] A. Paris, Extractions et analyses des hydrocarbures aromatiques: approches méthodologiques et applications à des matrices fruitières. Thèse de Doctorat, Sciences agricoles, Normandie Université, France (2017).

[32] I.G. Kavouras, P. Koutrakis, P.M. Tsapakis, E. Lagoudaki, E.G. Stephanou, D. Von Baer, P. Oyola, *Source apportionment of urban particulate aliphatic and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) using multivariate methods*, Environ. Sci. Technol. 35 (2001) 2288-2294.

[33] A. Paris, J. Ledauphin, P. Poinot, J.L. Gaillard, *Polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits and vegetables: Origin, analysis, and occurrence*, Environ. Pollut. 234 (2018) 96-106.

[34] Centre National de Recherche Agronomique (CNRA), Bien cultiver la tomate en Côte d'Ivoire, fiche technique tomate n°1 (2019). https://cnra.ci/nos-fiches-techniques/

[35] I.M.K. Saadoun, Z.D. Al-Ghzawi, *Bioremediation of petroleum contamination*, Biorem Aquat Terr Ecosyst. 132 (2005) 173-212.

[36] Z.D. Parrish, M.K. Banks, A.P. Schwab, *Effectiveness of Phytoremediation as a Secondary Treatment for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Composted Soil*, Int. J. Phytoremediation 6(2) (2004) 119-137.

[37] N. Khedim, Contamination aux HAP d'un sol de culture et phytodégradation. Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions, Master Sol Eau Milieux Environnement, France (2018).

[38] D.L. Jones, A. Hodge, Y. Kuzyakov, *Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition*, New Phytologist 163 (3) (2004) 459-480.

[39] S.Y. Xu, Y.X. Chen, W.X. Wu, K.X. Wang, Q. Lin, X.Q. Liang, *Enhanced dissipation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by combined plants cultivation*, Sc. Total Environ. 363(1) (2006) 206-215.

[40] M. Guo, Z. Gong, R. Miao, D. Su, X. Li, C. Jia, J. Zhuang, *The influence of root exudates of maize and soybean on polycyclic aromatic hydrocarbons degradation and soil bacterial community structure*, Ecol. Eng. 99 (2017) 22-30.

[41] P. Sawulski, N. Clipson, E. Doyle, *Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on microbial community structure and PAH ring hydroxylating dioxygenase gene abundance in soil*, Biodegradation 25 (2014) 835-847.

[42] G. Rychen, J. Fismes, C. Feidt, C. Schwartz, Le point des connaissances sur les transferts de polluants organiques dans la chaîne alimentaire. Journées techniques nationales ADEME, Paris, France (2004).

[43] A.M. Kipopoulou, E. Manoli, C. Samara, *Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area*, Environ. Pollut. 106 (1999) 369-380.

[44] S. Ouvrard, Phytoremédiation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sols industriels : de la rhizodégradation à la rhizoatténuation. Dans ''Habilitation à diriger des recherches'', Université de Lorraine, France (2016).

[45] S.P. Pradhan, J.R. Conrad, J.R. Paterek, V.J. Srivastava, *Potential of Phytoremediation for Treatment of PAHs in Soil at MGP Sites*, J. Soil Contamination, 7 (4) (1998) 467-480.

[46] B.P. Ressler, H. Kneifel, J. Winter, *Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and formation of humic acid-like residues during bacterial PAH degradation*, Appl. Microbiol. Biotechnol. 53(1) (1999) 85-91.

[47] W.W. Wenzel, *Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils*, Plant and Soil 321(1) (2009) 385-408.

[48] V.V. Kislov, A.I. Sadovnikov, A.M. Mebel, Formation mechanism of polycyclic aromatic hydrocarbons beyond the second aromatic ring, J. Phys. Chem. A, 117 (2013) 4794-4816.

[49] Ataman Chemicals, Pyrène https://www.atamanchemicals.com/pyrene_u29702/?lang=FR (consulté le 20/08/2023)

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

[51] H.H. Liste, M. Alexander, *Plant-promoted pyrene degradation in soil*, Chemosphere 40 (2000) 7-10.

[52] A. Soceanu, S. Dobrinas, G. Stanciu, V. Popescu. *Polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in urban and rural areas*, Environ. Eng. Manag. J. 13 (2014) 2311-2315.

[53] T. Mori, M. Watanabe, H. Taura, T. Kuno, I. Kamei, R. Kondo, *Degradation of chlorinated dioxins and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and remediation of PAH-contaminated soil by the entomopathogenic fungus, Cordyceps militaris*, J. Environ. Chem. Eng. 3(4) (2015) 2317-2322.

[54] C. Deconchat, J. M. Polèse, Champignons : l'encyclopédie, Editions Artémis (2002).

[55] M. Qutob, M. Rafatullah, S.A. Muhammad, A. M. Alosaimi, S. Hajer, S. Alorfi, M.A. Hussein, *A Review of Pyrene Bioremediation Using Mycobacterium Strains in a Different Matrix*, Fermentation 8(6) (2022) 260.

[56] W. Zhong, M. Wang, *Some polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables from northern China*, J. Environ. Sci. Health A, 37(2) (2002) 287-296.

[57] K. Skupińska, I. Misiewicz, T. Kasprzycka-Guttman, *Polycyclic aromatic hydrocarbons: physicochemical properties, environmental appearance and impact on living organisms*, Acta Poloniac Pharmaceutica-Drug Res. 61(3) (2004) 233-240.

[58] S.P. Verevkin, *Vapor pressure measurements on fluorene and methylfluorenes*, Fluid Phase Equilibria 225 (2004) 145-152.

[59] B. Chefetz, A.P. Deshmukh, P.G. Hatcher, E.A. Guthrie, *Pyrene Sorption by Natural Organic Matter*, Environ. Sci. Technol. 34 (2000) 2925-2930.

[60] E. Winquist, K. Björklöf, E. Schultz, M.A. Räsänen, *Bioremediation of PAH-contaminated soil with fungi-From laboratory to field scale*, Int. Biodeterioration & Biodegradation 86 (2014) 238-247.

[61] L. Ping, Q. Guo, X. Chen, X. Yuan, C. Zhang, H. Zhao, *Biodegradation of pyrene and benzo [a] pyrene in the liquid matrix and soil by a newly identified Raoultella planticola strain*, 3 Biotech. 7 (2017) 56.

[62] G.G. Briggs, R.H. Bromilow, A.A Evans, *Relationship between lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots*, Pesticides Sciences 13 (1982) 495-504.

[63] S. Trapp, M. Matthies, I. Scheunert, E.M. Topp, *Modeling the bioconcentration of organic chemicals in plants*, Environ. Sci. Technol. 24 (1990) 1246-1252.

[64] N. Ojha, S.K. Mandal, N. Das, *Enhanced degradation of indeno(1,2,3-cd)pyrene using Candida tropicalis NN4 in presence of iron nanoparticles and produced biosurfactant: a statistical approach*, 3 Biotech 9(3) (2019) 86.

Annexe

Fig. A1. HPLC de marque SHIMADZU.

Tableau A1

Conditions d'analyse par HPLC.

Volume utilisé par la machine : 20 µL		
Température	40 - 90°C	
Gradient binaire	Solvant A : eau	Solvant B : acétonitrile
Débit	1 mL/min	
Durée de l'analyse	15 min	
Longueur d'onde	284 nm	
Mode d'élution	Gradient	
HAP recherchés	Limite de Détection (LD ; µg/kg)	Limite de quantification (LQ ; µg/kg)
benzo(a)anthracène	0,017	0,060
benzo(a)pyrène		
benzo(b)fluoranthène		
benzo(ghi)pérylène		
benzo(k)fluoranthène		
fluoranthène		
indéno(1, 2,3-cd)pyrène		
pyrène		