



Caractérisation et étude du transfert des HAP en milieu karstique de moyenne montagne : Cas de la forêt d'Hafir –Tlemcen (Ouest algérien) [Characterization and study of the transfer of PAHs in karstic medium of mid-mountain: Case of the forest of Hafir - Tlemcen (Western Algeria)]

F-Z. Benhachem¹, Dj. Harrache^{1*}, E. Naffrechoux²

¹ *Laboratoire de Matière Condensée et Développement Durable, faculté des sciences exactes, Université Djilali Liabes, Sidi Bel Abbes. Algérie*

² *Laboratoire de Chimie Moléculaire et Environnement. Université de Savoie. 73376 Le Bourget du Lac Cedex, France*

Received 18 Dec 2013, Revised 6 May 2014, Accepted 6 May 2014

**Auteur correspondant : Pr. HARRACHE Djamilia, E-mail : djharrache@yahoo.fr, Tél mob : 00 123 5 59 04 38 21
Fax : 00213 48 54 06 11*

Abstract:

The atmosphere is an important compartment of the transfer of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from their sources of emission towards the various terrestrial and aquatic ecosystems. The present study is declined in a first follow-up of the transfer of the PAHs to different interfaces of a forest ecosystem. In fact, the forest vegetation plays a big role in the interception of the semi-volatile organic compounds (SVOC) such as hydrocarbons and the forest soils are excellent traps for PAH due to the high organic matter content. PAHs were quantified in the vegetation (leaves and needles), the surface litter, soils and seepage in a forest site located on mid-mountain, on the level of the forest of Hafir, situated at 15 km in the Western South of the city of Tlemcen (western Algeria). The results emphasize the role of the canopy in the fixation of the atmospheric PAHs and their transfer to the ground via the senescence of needles and leaves. The soil accumulates PAHs and can highly limit the transfer to seepage waters in the karst.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH), transfer, karst, canopy, forest of Hafir

Résumé

L'atmosphère constitue un compartiment important du transfert des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) depuis les sources d'émission vers les différents écosystèmes terrestres et aquatiques. L'étude présentée se décline en un premier suivi du transfert des HAP aux différentes interfaces d'un écosystème forestier. En effet, la végétation forestière joue un rôle important dans l'interception des composés organiques semi-volatils (COSV) tels que les hydrocarbures et les sols forestiers sont d'excellents pièges à HAP en raison des teneurs élevées en matière organique. Les HAP ont été quantifiés dans la végétation (feuilles et aiguilles), la litière superficielle, les sols et les eaux d'infiltration, dans un site forestier situé en moyenne montagne, au niveau de la forêt d'Hafir, situé à 15 Km au Sud Ouest de la ville de Tlemcen (ouest algérien). Les résultats soulignent le rôle de la canopée dans la fixation des HAP atmosphériques et leur transfert au sol via la sénescence des aiguilles et des feuilles. Le sol accumule les HAP et permet de limiter fortement le transfert aux eaux d'infiltration dans le karst.

Mots clés : Hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP), transfert, milieu karstique, canopée, forêt d'Hafir.

1. Introduction

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) occupent une place privilégiée dans la problématique de la pollution de l'air [1], en raison de leur ubiquité dans l'environnement et de leur caractère toxique sur les organismes vivants et certains sont classés comme cancérigènes, mutagènes, reprotoxiques et/ou tératogène [2].

Les HAPs sont émis dans l'environnement via des phénomènes naturels et via les activités anthropiques, ces dernières ayant été estimées comme sources principales [3,4]. L'atmosphère constitue un compartiment important du transfert des HAP depuis leurs sources d'émission vers les différents écosystèmes terrestres et cours d'eau, via les retombées atmosphériques. Une meilleure connaissance du transfert de ces molécules aux différents interfaces est donc primordiale [5].

Les HAPs sont des polluants semi-volatils, neutres et peu solubles dans l'eau [6]. Une fois émis dans l'atmosphère, ces polluants auront tendance à s'adsorber sur les différentes matrices solides de l'environnement et notamment les matières organiques [7]. En raison de leur ubiquité, de leur bioaccumulation dans la matière organique, de leur capacité à être transportés sur de longues distances et de leur toxicité, les HAP font partie des Polluants Organiques Persistants (POP) [8].

En général, les zones urbaines présentent des teneurs atmosphériques en HAP plus élevées (2 à 10 fois) que les zones rurales situées dans la même région [9,10]. Les vallées montagneuses présentent une exception, car elles se situent au niveau de la couche atmosphérique d'inversion thermique qui concentre la pollution atmosphérique locale, ce qui engendre des teneurs atmosphériques en HAP proches de celles des zones urbaines [11].

L'évolution des émissions et du transfert des HAP avec le climat affecte la compréhension des mécanismes de leur cheminement de l'atmosphère vers le sol et les eaux karstiques, particulièrement dans les écosystèmes forestiers. En effet, les teneurs en HAP sont plus élevées en hiver à cause des processus de leur dégradation photochimique par les UV solaires qui sont moins importants l'hiver que l'été [12,13]. Une plus grande stabilité de la colonne atmosphérique en hiver limite aussi la dispersion des polluants. De plus, en hiver, une température plus faible induit une adsorption plus importante des HAP gazeux sur la phase particulaire [14]. Le changement climatique peut aussi affecter la répartition des HAP dans l'environnement : la volatilisation des COSV depuis le sol est d'autant plus importante que la température est élevée, alors que l'accroissement de la pluie favorise le transfert vers les eaux de surface ou souterraines.

Les sols constituent le principal réservoir de HAP pour les dépôts atmosphériques [15,16].

Une fois dans les sols, les HAP vont subir des processus physico-chimiques et biologiques de transport, de séquestration et de dissipation.

D'autre part, les sols forestiers sont d'excellents pièges à HAP, en raison des teneurs élevées en matière organique [17]. Des travaux antérieurs [18] ont montré que les quantités de HAP stockées dans les sols alpins étaient supérieures à celles des émissions locales. Il est connu que la végétation forestière joue un rôle important dans l'interception des composés organiques semi-volatils (COSV) tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). En effet, la canopée qui joue un rôle de filtre physico chimique de l'air troposphérique, permet la rétention physique de la phase particulaire des HAP et l'adsorption chimique de la phase gazeuse des HAP sur les aiguilles ou les feuilles des arbres [19-20]. Ils sont incorporés dans la cire épicuticulaire dans la litière du sol [21,22].

Le transfert des HAP vers le sol se fait par lixiviation ou lors de la sénescence du feuillage.

Il a été établi que le premier horizon OL de la litière, constitué des aiguilles brutes, est susceptible d'accumuler plus de 135,3 µg HAP /kg de matière organique, alors que l'horizon inférieur de fragmentation de la litière est susceptible d'accumuler jusqu'à 210,8 µg/kg [17]. Les HAP sont susceptibles d'être, par la suite, transportés vers les eaux souterraines, malgré que leur solubilité dans l'eau soit limitée.

La présente étude se veut un premier suivi des HAP dans les différents compartiments d'un milieu karstique de moyenne montagne, l'objectif étant de connaître le niveau de pollution aux HAP dans le site choisi.

2. Matériels et méthodes

2.1. Présentation de la zone d'étude :

Comme zone d'étude, nous avons choisi la forêt d'Hafir, en moyenne montagne, qui forme un massif de 9872 ha de superficie, implanté dans les monts de Tlemcen (Nord-Ouest de l'Algérie), sur un relief montagnard accidenté, dont l'altitude moyenne est de 1200 m [23] (voir figure 1).

La forêt domaniale d'Hafir est située à 15 Km au Sud Ouest de la ville de Tlemcen. Elle est répartie en 24 cantons et relevant de la circonscription forestière de Tlemcen.

La forêt d'Hafir repose sur un massif du jurassique supérieur constitué dans sa majorité de grès séquanien et d'alluvions quaternaires. Les sols sont en général plus ou moins profonds (de 15cm d'épaisseur) de type brun forestier, de texture sablo-limoneuse avec quelques concrétions à l'horizon A1. Les sols bruns fersiallitiques sont également très développés [23,24].

La région appartient à un climat sub-humide qui est caractérisé par un hiver frais et un été sec: des années fortement arrosées sont suivies par des périodes de sécheresse, ce qui confère à la région un régime hydrique très irrégulier. Les eaux souterraines de la région représentent une source d'approvisionnement en eau potable.

La majorité des peuplements sont purs (70%), tandis que les autres sont en mélange avec les autres espèces feuillus tel que le chêne liège, le chêne vert, le chêne Zeen et en moindre degré le thuya de berbérie et le genévrier oxycèdre [25,26]. C'est une vieille futaie de chêne liège de 200 à 250 ans avec quelques jeunes taillis, ayant subi depuis longtemps et jusqu'à nos jours, toutes sortes de dévastation coupes sévères de carbonisation, surpâturage mais surtout la récurrence des incendies [27].

Les incendies de forêt sont devenus, un problème extrêmement préoccupant dans la région et qui s'est aggravé après les années de grande sécheresse [28] et sur les dix dernières années, une superficie de 681.92Ha a été incendiée.

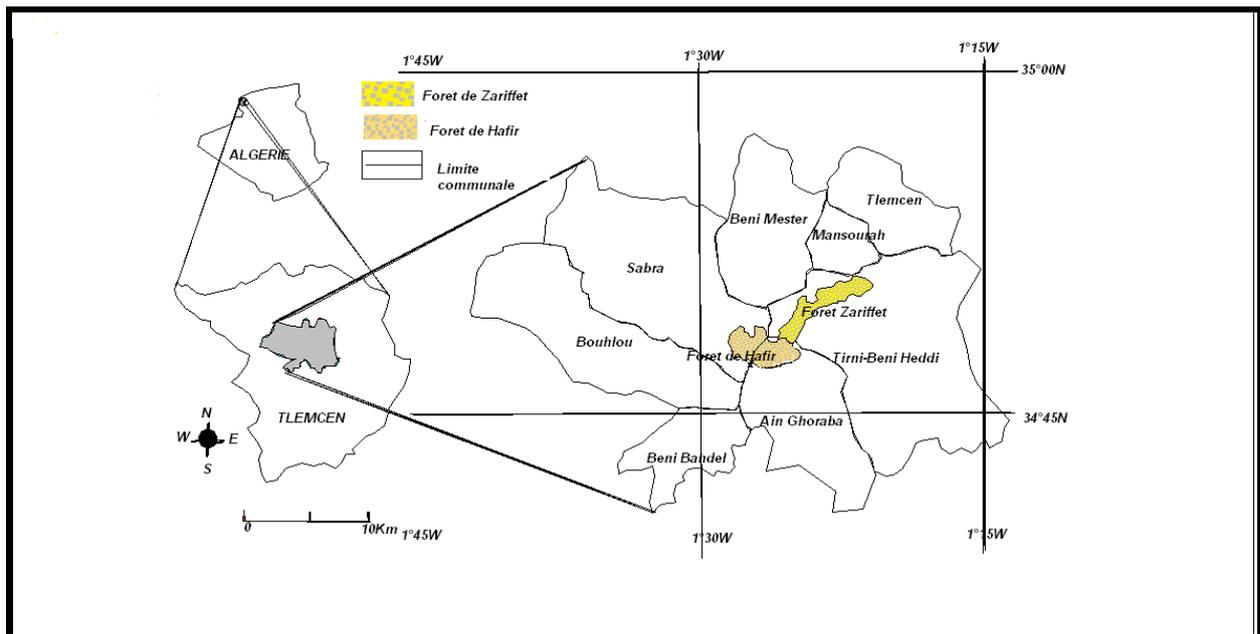


Figure 1 : Localisation de la forêt d'Hafir [23]

La station d'étude est située à une altitude de 1170m, à proximité d'un axe routier et représente un taux de recouvrement de 80%. Les vents les plus dominants dans la région sont ceux provenant du Nord Ouest.

2.2. Echantillonnage :

Quatre compartiments d'échantillonnage ont été définis, depuis le sol jusqu'aux eaux d'infiltration, en passant par les végétaux (feuilles de chêne Liège, aiguilles de Pin Pignon et la litière superficielle). Tous les échantillons (sols, litière, aiguilles de pin, feuilles et eau d'infiltration) ont été prélevés en fin de saison hivernale (début du mois de mars), afin de permettre le lessivage du sol et de la litière par les précipitations.

2.2.2 Les échantillons de sol :

Les prélèvements des échantillons de sol ont été effectués au niveau de deux réseaux.

-Réseau 1 : Au niveau résineux de la forêt, à une distance de 260 m d'un axe routier, localisé comme suit :

Altitude moyenne : 1270m

Situation géographique :

Latitude : 34°46'43,82'' N

Longitude : 1°26'1,06'' O

-Réseau 2 : Au niveau feuillu de la forêt à une distance de 600 m de l'axe routier, de relief montagnard accidenté, dont la localisation est :

Altitude moyenne : 1227 m

Situation géographique :

Latitude : 34°47'6,77 N

Longitude : 1°25'54,36'' O

Le terrain, situé dans ce 2^{ème} réseau d'échantillonnage, a la particularité d'avoir subi des dévastations sévères telles que la carbonisation, le surpâturage mais surtout la récurrence des incendies.

Dans chaque réseau et dans la même parcelle, un échantillonnage en zigzag en 5 points distants de 0,5m sur une profondeur de 0-20 cm, a été réalisé.

Au niveau de chaque point, un échantillon de 500g est prélevé. Chaque échantillon est ensuite placé dans un sac en polystyrène dûment identifié et conservé à l'obscurité, à 4°C. Des prélèvements de 250g de chaque échantillon sont séchés à l'étuve à 40°C pendant 18 h, ensuite tamisés séparément à 2mm avant d'être mélangé puis broyés dans un mortier en céramique. Les échantillons ont été ensuite soumis à une analyse physico chimique, selon des protocoles standardisés AFNOR [29], pour la mesure de l'humidité résiduelle, le pH, la conductivité électrique, la résistivité, le soufre, les sulfates, %C et particulièrement le taux de matière organique (%MO) et un dosage des HAP.

2.2.3. Echantillons d'aiguilles de Pin Pignon « *Pinus pinea L.* » et de litière superficielle

Le Pin Pignon a été choisi en raison de sa capacité à fixer les HAP dans la cire cuticulaire des aiguilles. Le prélèvement des échantillons d'aiguilles de Pin Pignon et de la litière superficielle est effectué aux points suivants, du réseau 1 :

Altitude moyenne : 1255 m

Situation géographique :

L'Altitude : 34°46'43,82'' N

Longitude : 1°26'1,06'' O

Une quantité de 500g d'aiguilles de pin ont été arrachées dès la racine, à hauteur de 2m de 4 arbres aérés et situés sur la diagonale de la parcelle. Quant aux échantillons de la litière superficielle de pin pignon, les aiguilles mortes et vertes sont prélevées jusqu'à une profondeur d'environ 7 cm, en évitant de prélever du sol. Les échantillons d'aiguilles de pin et de litière sont conservés séparément dans un sac en polystyrène dûment identifié, en vue du dosage des HAP.

2.2.4. Echantillons des feuilles de chêne liège « *Quercus suber L.* » et de litière superficielle

Les échantillons de feuilles de chêne liège et de la litière superficielle sont prélevés, au niveau du réseau 2, aux points suivants :

Altitude moyenne : 1227 m

Situation géographique :

L'Altitude : 34°47'6,77'' N

Longitude : 1°25'54,36'' O

Les feuilles de chêne liège ont été arrachées dès leur racine à hauteur de 2m de 4 arbres aérés et situés sur la diagonale de la parcelle. Les feuilles ainsi prélevées, de masse 500g, sont ensuite conservées à 4°C, dans un sac en polystyrène dûment identifié.

D'autre part, des échantillons de 500 g de la litière superficielle de chêne liège ont été prélevés, en ramassant des feuilles mortes à 2cm de profondeur et en évitant la couche superficielle du sol.

Les échantillons de feuilles de chêne liège et de litière ont été ensuite soumis à une analyse des HAP.

2.2.5. Les eaux karstiques d'infiltration

Les eaux d'infiltration, traversant des roches d'une épaisseur de 4 à 5m, ont été collectées dans une cavité de sub-surface, lieu dit : Ghar H'mam, situé sous une pente en haut de la forêt de chêne, d'altitude moyenne 1312 m et de situation géographique suivante:

Latitude : 34°47'39,91 N

Longitude : 1°26'41,53'' O

Une fois prélevées à l'aide d'un entonnoir, durant une durée de 24h, les eaux karstiques, d'un volume de 3 litres, ont été conservées dans des flacons en verre munis de bouchons en téflon, puis transportées dans une glacière à 4 °C et à l'abri de la lumière, en vue d'une analyse physico-chimique, selon des protocoles standardisés [30] et du dosage des HAP.

2.3. Analyse des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques :

L'analyse des HAP a été réalisée selon la norme NFT-90-115, qui consiste en un dosage des 6 hydrocarbures aromatiques polycycliques, par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un chromatographe GC Varian 3800 couplé à un spectromètre de masse Varian 2200.

Il est à noter que cette étude s'est focalisée sur les HAP les plus toxiques mais pas forcément les plus ubiquistes, en particulier ceux concernés par la directive européenne 200/60/EC et les Guidelines for drinking-water [31] relatives aux eaux destinées à la consommation humaine. Soient les HAP suivants: fluoranthène, benzo (a) pyrène, benzo (b) fluoranthène, benzo (g,h,i)pyrène, benzo (k) fluoranthène, indéno (1,2,3, cd) pyrène.

3. Résultats et discussion

L'examen des concentrations des 6 HAP, illustrés dans le tableau 1, permet de faire une évaluation comparative aux différents points de prélèvements, afin de cerner le transfert et le comportement des HAP, à différentes interfaces de l'écosystème forestier choisi. Les concentrations en HAP sont variables et dépendent du site de prélèvement et de la nature de l'échantillon analysé. La proximité d'une source d'émission paraît avoir une influence sur les teneurs en HAP.

Il apparaît que les HAP se retrouvent en concentrations très significatives dans le sol, comparées à celles observées dans les autres interfaces. En effet, les HAP pénètrent assez rapidement dans les horizons

superficiels du sol où ils sont retenus soit par insolubilisation, soit par fixation sur le complexe d'échange du sol. Ceci s'explique par le caractère hydrophobe des HAP qui limite leur lessivage vers les horizons inférieurs et aussi par le fait que les HAP s'accumulent dans la couche d'humus et la litière du sol, où l'activité biologique est maximale[32].

Tableau 1: Teneurs en HAP, aux différents points d'échantillonnage, de l'écosystème forestier choisi

HAPs	Concentration des HAP ($\mu\text{g/l}$)	Concentration des HAP ($\mu\text{g/kg}$ de matière sèche)					
	Eaux karstiques (d'infiltration)	Sol (0-20 cm)		Pin Pignon (Réseau1)		Chêne liège (Réseau 2)	
		Réseau1 (à 260m de l'axe routier)	Réseau2 (à 600m de l'axe routier)	Aiguilles de Pin Pignon	Litière superficielle	Feuilles de chêne liège	Litière superficielle
fluoranthène	0,011	199	269	2,8	33,3	19,6	0,96
benzo (a) pyrène	0,010	147	199	3,7	10,3	17,3	51,2
benzo (b) fluoranthène	0,014	608	399	8,4	20	42,3	10,0
benzo (g,h,i)pyrène	0,005	468	721	15,3	5,3	11,3	4,0
benzo (k) fluoranthène	0,010	399	568	16,2	41,3	38,8	26,4
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	0,015	279	694	6,2	19,3	10,2	31,2
Σ 6 HAP	0,065	2100	2850	52,6	129,5	139,5	123,8

Selon le référentiel de Coste et al [33], la concentration déterminée pour chacun des 6 HAP (fluoranthène, benzo (a) pyrène, benzo (b) fluoranthène, benzo (g,h,i)pyrène, benzo (k) fluoranthène, indéno (1,2,3, cd) pyrène) (voir tableau 1), dépasse largement la limite de détection de ces contaminants donc supérieure aux limites de quantification de ces HAP dans le sol, ce qui témoigne d'une pollution aux HAP du sol étudié.

De plus, les teneurs en fluoranthène, benzo (b) fluoranthène, benzo (g,h,i)pyrène, benzo (k) fluoranthène et indéno (1,2,3, cd) pyrène, dépassent largement les valeurs guides établies par l'Agency for Toxic substance and Disease Registry (ATSDR) [34], particulièrement pour le fluoranthène, le benzo (g,h,i)pyrène, le benzo (k) fluoranthène et l'indéno (1,2,3, cd) pyrène, dans les échantillons prélevés dans le réseau 2 (terrain à 600m de l'axe routier et qui a subi la récurrence des incendies).

En revanche, la teneur du benzo (a) pyrène déterminée dans le sol échantillonné dans les deux réseaux (147 $\mu\text{g/kg}$ et 199 $\mu\text{g/kg}$), est en dessous de la valeur guide de l'ATSDR (900 $\mu\text{g/kg}$) [34].

D'autre part, les résultats obtenus nous ont permis de corroborer les observations des travaux antérieurs de littérature sur le stockage des HAP au niveau du sol. Ce stockage est d'autant plus important que la teneur en matière organique du sol est importante.

L'évaluation comparative des concentrations en HAP dans le sol, en fonction de la distance de l'axe routier, montre qu'elles sont moins élevées à proximité du trafic automobile à l'exception du benzo (b) fluoranthène dont la teneur est plus élevée lorsqu'on s'éloigne de l'autoroute. Sachant, aussi, que le prélèvement au niveau du réseau 2 (à 600 m de la route) a été effectué sur un terrain accidenté ayant subi des dévastations sévères telle que la carbonisation, le surpâturage mais surtout la récurrence des incendies.

Nos observations sont en accord avec d'autres travaux [35] qui montrent que les HAP sont plus importants dans les sites situés sous les vents dominants et que les concentrations ne sont forcément maximum en bordure des voies autoroutières, mais à des distances variables selon la morphologie du site. En revanche, des études antérieures [36] montrent que les HAP de masse moléculaire importante tels que, fluoranthène, benzo (a) pyrène, benzo (g,h,i)pyrène, benzo (k) fluoranthène, indéno (1,2,3, cd) pyrène, ont tendance à se déposer près de la route.

D'autre part, les principales caractéristiques du sol, résumées dans le tableau 2, montrent que la quantité de matière organique reste dans le profil des sols forestiers, mais est plus importante (5.06%) dans le sol du réseau2, ce qui favorise le stockage des HAP (jusqu'à 721 µg/kg de sol sec, en benzo (g,h,i) pyrène).

Tableau 2 : Résultats de l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques dans les échantillons de sol, de l'écosystème forestier choisi

Paramètre Echantillon	pH (à 18,9°C)	χ (µS/Cm)		R (Ω)		Soufre (%)	Sulfate (%)	Sulfite (%)	C (%)	MO (%)	Texture
		χ	T (°C)	R	T (°C)						
Réseau 1	7,67	176,8	16,5	6000	16,3	2,84	0,89	0,4	1,02	1,76	Limon
Réseau 2	7,13	143,2	16,6	7000	16,2	2,43	0,62	0,6	2,94	5,06	Limon sableux

Par ailleurs, au niveau des végétaux et la litière, les concentrations en HAP sont variables. Elles sont plus importantes dans les feuilles de chêne liège que dans les aiguilles de pin (voir cinq fois plus élevé dans le cas du benzo (b) fluoranthène : 42,287 µg/kg de feuilles sèches de chêne). En revanche, les teneurs en HAP dans la litière superficielle au niveau des pins pignon sont globalement plus importantes, dans les cas fluoranthène, benzo (b) fluoranthène et benzo (k) fluoranthène. Alors que les teneurs du benzo (a) pyrène et l'Indéno (1,2,3-cd) pyrène, sont plus importantes au niveau de la litière superficielle dans le réseau de chêne liège (600m), soit 51,22 et 31,25 µg/kg de matière sèche, respectivement.

Les polluants provenant notamment des émissions routières sont déposés à la surface du sol et des végétaux par les mécanismes de dépôts gazeux, de dépôts secs de particules et de dépôts humides de particules. La contamination des végétaux par les polluants atmosphériques affecte surtout les parties aériennes des plantes. Après le dépôt sur le feuillage, les HAP peuvent se fixer sur la surface des feuilles, s'accumuler dans la cire cuticulaire ou diffuser à l'intérieure de la plante [21,22]. Le modèle de transfert des HAP développé par Simonich et Hites (1994) [37] montre que 44 ± 18 % de tous les HAP émis dans l'atmosphère sont déposés sur la végétation, et l'adsorption des HAP atmosphérique sur les cires de feuilles semble être le mécanisme le plus efficace de récupération des retombées. Le dépôt des polluants sur les surfaces végétales est une source de pollution latente car les éléments particuliers peuvent pénétrer après dissolution. Pour les HAP, le dépôt humide est limité du fait de leur lipophilicité élevée [38-40].

La contamination du chêne liège par les HAP est essentiellement induite par le dépôt atmosphérique des composés et plus précisément par le dépôt gazeux des polluants les plus volatils et par le dépôt particulaire des autres composés.

D'autre part, en ce qui concerne les eaux d'infiltration, les caractéristiques physico chimiques résumées dans le tableau 3, montrent qu'elles sont particulièrement calciques bicarbonatées magnésiennes, témoignant des caractéristiques des eaux karstiques.

Tableau 3 : Résultats de l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques des eaux karstiques

Paramètre Echantillon	pH (à 18.7°C)	χ (µS/Cm) (à 17.6 °C)	Turbidité (NTU)	TAC (mg/l CaCO ₃)	TH (mg/l CaCO ₃)
Eaux karstiques	7,68	779	1,72	743	271,5

Tableau 3 (suite): Résultats de l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques des eaux karstiques

Paramètre	Ca ²⁺ (mg/l CaCO ₃)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	P (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Cu (mg/l)
Echantillon											
Eaux karstiques	156	743	27,72	8,15	12	0,03	0,013	0,001	0,01	0,033	0,045

Il apparaît aussi que la teneur en HAP dans les eaux karstiques ne soit pas significative (voir tableau 1). En effet, la directive européenne 2000/60/EC relative aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles, impose une concentration inférieure à 0,1 µg/l pour la somme des quatre composés suivants : benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, alors que les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé [31] imposent une teneur limite de 0,7 µg/l pour le benzo(a)pyrène le plus toxique des HAP et 0,2 µg/l pour les 6 HAP, dans l'eau potable.

A la lumière des résultats obtenus il apparaît que, dans les eaux d'infiltration (voir tableau 1), la teneur en benzo(a)pyrène est de 0,01 µg/l soit inférieure à 0,7 µg/l, celle de la somme des 4 HAPs est de 0,044 µg/l soit inférieure à 0,2 µg/l ainsi que celle des 6HAPs de 0,065 µg/l soit inférieure à 0,2 µg/l soit des teneurs pour les 6 HAP et celle en benzo(a)pyrène, bien en dessous des limites préconisées par l'OMS [31] et CEE. Les teneurs en HAP détectées mais non significatives dans l'eau d'infiltration, peuvent s'expliquer par les caractéristiques de faible solubilité dans l'eau et de forte capacité d'adsorption dans les sols qui entraîne une faible mobilité des HAPs vers les eaux karstiques.

Conclusion

Il semblerait que la carbonisation du bois et les incendies que subit la zone forestière de Hafir ont eu pour conséquence le stockage des HAP au niveau des sols forestiers, dans les végétaux ainsi que dans la litière superficielle. Ils sont retrouvés à des teneurs significatives (jusqu'à 721 µg/kg de sol sec, en benzo (g,h,i) pyrène). Concernant les échantillons de végétaux et de litière superficielle, les concentrations en HAP sont variables, mais significatives. Elles sont plus importantes dans les feuilles de chêne liège que dans les aiguilles de pin. En effet, le chêne liège peuple un terrain accidenté ayant subi la récurrence des incendies et de la carbonisation. La région étant sous vent dominants, les concentrations en HAP ne sont pas maximales en bordure du trafic routier. Aussi, nous n'avons pas pu conclure à la mobilité des HAP vers les eaux karstiques puisque les teneurs correspondantes étaient très inférieures à la norme sanitaire. Cette dernière observation peut s'expliquer par la faible solubilité des HAP dans l'eau et par leur forte capacité d'adsorption dans les sols et les végétaux.

Références

- Desalme D., Binet, P., Bernard, N., Gilbert, D., Toussaint, M.L., Chiapusio G., *Environmental and Experimental Botany*. 71(2011) 146-151.
- Belpomme D., Irigaray, P., Hardell, L., Clapp, R., Montagnier, L., Epstein, S., Sascio, A.J., *Environmental Research*. 105(3) (2007) 414-429.
- Baek S.O., Field R.A., Goldstone M.E., Kirk P.W., Kester J.N., *Water, Air, and Soil Pollution*. 60 (1991) 279-300.
- Crespo A., *Thèse de doctorat, Université de Bordeaux*. 3981(2009) 458.
- Foan L.M., *Thèse de doctorat, INP Toulouse*. 2026 (2012) 337.
- Ferreira, M.M.C., *Chemosphere*. 44(2001) 125-146.
- Carrera, G., Fernández, P., Vilanova, R.M., Grimalt, J.O., *Atmos Environ*. 35(2000) 245-254.
- Jones, K.C., de Voogt, P., *Environmental Pollution*. 100(1999) 209-221.
- Ravindra, K., Bencs, L., Wauters, E., de Hoog, J., Deutsch, F., Roekens, E., Bleux, N., Berghmans, P., Van Grieken, R., *Atmospheric Environment*. 40(4) (2006) 771-785.

10. Dörr, G., Hippelein, M., Kaupp, H., Hutzinger, O., *Chemosphere*. 33(8) (1996) 1569-1578.
11. Marchand, N., *Thèse de doctorat, Université de Savoie*. (2003) 286
12. Menichini E., Monfredini, F., Merli, F., *Atmos Environ*. 33(1999) 3739–50.
13. Mantis, J., Chaloulakou, A., Samara, C., *Chemosphere*. 59(2005) 593–604.
14. Dvorská, A., Lammel, G., Klánová, J., *Atmospheric Environment*. 45 (2) (2011) 420-427.
15. Wild, S.R., Jones, K.C., *Environmental Pollution*. 88(1) (1995) 91-108.
16. Lichtfouse, E., Sappin-Didier, V., Denaix, L., Caria, G., Metzger, L., Amellal Nassr, N., Schmidt, J., *Environmental chemistry letters*. 3(3) (2005) 140-144.
17. Krauss, M., Wilcke, W., Zech, W., *Environmental Pollution*. 110(1) (2000) 79-88.
18. Belis C., Offenthaler I., Uhl M., Nurmi-Legat J., Bassan R., Jakobi G., Kirchner M., Knoth W., Kräuchi N., Levy W., Magnani T., Moche W., Schramm K., Simoncic P., Weiss P., *Environmental Pollution*. 157 (12) (2009) 3185-3191.
19. Wagrowski, D.M., Hites, R., *Environmental Science and Technology*. 31(1) (1997) 279-282.
20. McLachlan, M., Horstmann, M., *Environmental Science and Technology*. 32(3)(1998) 413-420.
21. Bakker, M.I., Casado, B., Koerselman, J.W., Tolls, J., Kolloffel, C., *Sci Total Environ*. 263(2000) 91-100.
22. Pichler, M., Guggenberger, G., Hartmann, R., Zech, W., *Environn Sci Technol Res*. 3(1996) 24-31.
23. Letreuch-Belarouci, A., Medjahdi, B., Letreuch-Belarouci, N., Benabdeli, K., *Acta Botanica Malacitana*. 34(2009 a) 77-89.
24. Gaouar A., *Revue Forêt méditerranéenne*. Tome 2 (1980) 131-146.
25. Bouhraoua T., *Thèse de Doctorat, Université de Tlemcen*. (2003) 220.
26. Pujade-Villar J., Boukris, F., Saimi, F., Bouhafs, F., Bouhraou, R.T., *Boln Asoc esp Ent*. 34(1-2)(2010) 183-198.
27. Bouhraoua T., *Journées d'Etude sur : La Réhabilitation des Subéraies Incendrées et Reboisements*, Tlemcen les 16 et 17 Janvier 2013.
28. Letreuch-Belarouci, A., Letreuch-Belarouci, N., Benabdeli, K., Medjahdi, B., *Forêt méditerranéenne*. 3(2009 b) 213-238.
29. Baize D., *Editions Quae*. (1995) 262
30. Rodier J., *Dunod, 7^{ème} édition, Paris*. (1984)
31. WHO. *Guidelines for drinking-water quality, third edition Chemical fact Sheets*. (2006) 429.
32. Berteigne M., Lefevre, Y., Rose, C., *Centre de recherches forestières*. (1988).
33. Coste J.M., Druelle, V., *Revue de l'institut français du Pétrole*. 52 (1997) 425-440.
34. CETE APAVENORD-OUEST., *Rapport d'étude code : 12427179/ EV0068*. 17 déc. 2012
35. Promeyrat S., *Thèse de doctorat, Université de Metz*. (2001) 206.
36. Hautala, E.L., Rekila, R., Tarhanen, J., Ruuskanen, J., *Environmental pollution*. 87(1995) 45-49.
37. Simonich, S.L., Hites, R.A., *Environmental Science and technology*. 28(5)(1994) 939-943.
38. Hofstra, G., Hall, G., Lumis, G-P., *J Arboric*. 5(2) (1979) 25-31.
39. Dimitri, L., *European journal of Forest Pathology*. 11 (1981) 137-152.
40. Paul, R., Rose, C., *Annales de Gembloux*. 95 (1989) 113-124

(2014) ; <http://www.jmaterenvirosci.com/>