



HAP atmosphériques à Port-Saint-Louis-du- Rhône : suivi intégré et sources

Mémoire de stage
Année 2019-2020
Master Gestion de l'Environnement

Auteur
Mathilde Reuillard
Structure d'accueil
Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions
Maître de stage
Annabelle Austruy
Tuteur universitaire
Nadine Bernard

Les données, les interprétations et les images présentes dans ce rapport sont la propriété de l'Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions, du Laboratoire Chimie de l'Environnement (LCE, Aix-Marseille Université, CNRS), d'Atmo-Sud et de l'Université de Bourgogne-Franche-Comté, libres d'accès et d'utilisation à condition de citer les références du rapport et d'indiquer la source des données, photos, et graphiques.

Il ne sera pas apporté, à la version originale du rapport, de modifications à des fins de diffusion.

L'Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions et les autres partenaires de ce travail ne pourront être tenus responsables de toute interprétation réalisée par un tiers et qui n'est pas explicitement détaillée dans ce rapport.

Pour citer ce rapport :

Mathilde Reuillard. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) atmosphériques à Port-Saint-Louis-du-Rhône : Suivi intégré et sources. Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions - LCE - Atmo-sud - Université de Bourgogne-Franche-Comté, 45 p.

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué au succès de mon stage et qui m'ont aidé lors de la rédaction de ce mémoire.

Dans un premier temps, je voudrais remercier Annabelle Austruy, chargée de mission « sols-écotoxicité » à l'Institut Écocitoyen, pour son encadrement, son implication et sa bienveillance. Au-delà du stage, merci pour ces recommandations qui vont beaucoup m'aider dans mon projet professionnel et pour tous ces conseils qui m'ont permis de découvrir la région.

Je remercie également Philippe Chamaret, directeur de l'Institut Ecocitoyen, de m'avoir permis de réaliser ce stage dans sa structure et pour son accueil chaleureux.

Mes remerciements vont également à tous les membres de l'équipe de l'Institut Ecocitoyen pour leur gentillesse. Merci à Sandra Alastra, Julien Dron, Marine Periot, Maxime Jeanjean, Gautier Revenko et Jocelyne Urban.

Merci à Nadine Bernard, ma tutrice universitaire, pour son accompagnement.

Mes remerciements vont également aux volontaires ayant mis à dispositions leurs terrains pour cette étude ainsi qu'à la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône.

Je remercie le Laboratoire Chimie-Environnement d'Aix-Marseille Université et AtmoSud, partenaires du projet HAPSIS. Merci notamment à Amandine Durand, ingénieur d'études au Laboratoire Chimie-Environnement, et à Adrien Gandolfo, ingénieur d'études à Atmo Sud, pour leur disponibilité et leur aide.

Pour finir, je remercie la DREAL PACA d'avoir financé ce projet dans le cadre du Plan Régional Santé Environnement (PRSE 3).

Résumé

De précédentes études réalisées par l'Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions ont mis en évidence une contamination aux HAP sur la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Cette commune est située dans le Golfe de Fos, territoire très industrialisé de par la présence de la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer (ZIP de Fos).

Ce travail propose une caractérisation de l'exposition aux HAP atmosphériques de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Pour cela, plusieurs approches ont été abordées telles que l'étude de l'évolution des concentrations de plusieurs polluants atmosphériques (PM10, PM1, BC et SO₂) associée à des dosages des teneurs en HAP sur filtres PM10. Deux campagnes d'échantillonnages (hivernale et estivale) ont également permis de mesurer les HAP dans les dépôts atmosphériques et dans les thalles de lichens (*X. parietina*). Ils ont été complétés par une cartographie de la contamination des sols en HAP permettant de mieux apprécier l'impact de cette exposition.

Les résultats ont permis de mettre en évidence le contexte particulier de cette ville avec une exposition marquée aux HAP atmosphériques. Cette contamination diffuse serait en partie liée aux émissions industrielles en provenance de la ZIP de Fos-sur-Mer. Ajouté à cela les fortes variations saisonnières observées dans le dosage des HAP et sur les différentes matrices environnementales prélevées (PM10, particules sédimentables et lichens) témoignant de l'influence de sources d'émissions locales telles que celles induites par le chauffage au bois.

Par ailleurs, la cartographie des sols a montré que tous les échantillons prélevés étaient contaminés aux HAP et a permis d'isoler les zones les plus contaminées. Il s'agit du Canal Saint-Louis, comportant de nombreuses friches industrielles, de la Presqu'île du Mazet et du centre-ville autour du stade notamment. Un gradient de concentration depuis ces friches est ainsi observable sur les échantillons de lichens et de sols. Cela témoignerait de la remise en suspension des HAP par l'envol des poussières de sols contaminés des friches industrielles situées en bordure du Canal Saint-Louis.

Les HAP atmosphériques observés au sein de cette commune auraient donc des sources diverses. Au fond urbain, issu notamment des activités portuaires et industrielles, viendrait s'ajouter des variations saisonnières liées au chauffage des ménages, ainsi que des envols de poussières des friches industrielles situées à proximité du centre-ville et, dans une moindre mesure, de la pratique de l'écobuage dans le secteur agricole en hiver. Une poursuite de ces mesures à long terme permettrait d'apprécier plus précisément les sources saisonnières d'HAP et leur contribution à l'exposition atmosphérique de la ville. Par ailleurs, des réflexions pourraient être envisagées pour réduire les sources d'émissions et notamment des travaux de revégétalisation des friches industrielles qui semblent induire un apport de HAP sur la ville par envol de poussières de sol contaminées.

Mots clés : HAP, pollution atmosphérique, biosurveillance lichénique, contamination des sols, friche industrielle.

Abstract

Previous studies carried out by the Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions have highlighted a PAH contamination in Port-Saint-Louis-du-Rhône. This city is located in the Gulf of Fos, a highly industrialized territory due to the presence of the industrial-port zone of Fos-sur-Mer.

This work proposes a characterization of exposure to atmospheric PAHs in Port-Saint-Louis-du-Rhône. For this, several approaches have been discussed such as the study of the evolution of the concentrations of several atmospheric pollutants (PM10, PM1, BC and SO₂) associated with assays of the PAH contents on PM10 filters. Two sampling campaigns (winter and summer) also performed to measure PAHs in atmospheric deposition and in thalli of *X.parietina*. They were supplemented by a mapping of soil contamination with PAHs to better assess the impact of this exposure on soil quality.

The results highlighted the particular context of this city with a marked exposure to atmospheric PAHs. This diffuse contamination is partly linked to industrial emissions from the industrial harbour of Fos. Add to this the strong seasonal variations observed in the assays of PAHs on the different environmental matrices sampled (lichens, PM10 and sedimentable particles), testifying to the influence of local emission sources such as those induced by wood heating.

In addition, soil mapping showed that all samples taken were contaminated with PAHs and made it possible to identify the most contaminated areas. This is the Canal Saint-Louis, comprising many industrial wastelands, the Mazet Peninsula and the city center around the stadium in particular. A PAH concentration gradient from these wastelands is thus observable on the lichen and soil samples. This would testify to the resuspension of PAHs by the soil dust lift-off from industrial wastelands located along the Canal Saint-Louis. The atmospheric PAHs observed within this city would therefore have various sources. To the urban background, resulting in particular from port and industrial activities, there would be added seasonal variations linked to household heating, as well as the soil dust lift-off from industrial wastelands located near the city center and, to a lesser extent, the practice of burning in the agricultural sector in winter. A continuation of these long-term measurements would allow a more precise appreciation of the seasonal sources of PAH and their contribution to the atmospheric exposure of the city. In addition, discussions could be considered to reduce the sources of emissions and in particular processes for the re-vegetation of industrial wastelands which seem to induce a PAH contribution to the city by the soil dust lift-off.

Keywords : PAH, air pollution, lichen biomonitoring, soil contamination, industrial wasteland.

Table des matières

I. Introduction.....	7
II. État de l'art.....	8
II.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	8
II.1.1. Sources de HAP.....	8
II.1.2. Propriétés physico-chimiques et transfert dans les différents compartiments de l'environnement.....	10
II.1.3. Présence dans l'environnement et seuils réglementaires.....	10
II.2. Biosurveillance lichénique.....	10
II.2.1. Principe de la biosurveillance environnementale.....	10
II.2.2. Utilisation des lichens en biosurveillance.....	11
II.2.3. Xanthoria parietina (L.).....	11
III. Matériels et méthode.....	12
III.1. Zone d'étude.....	12
III.1.1. Contexte géographique.....	12
III.1.2. Climat.....	13
III.1.3. Présentation de Port-Saint-Louis-du-Rhône.....	13
III.2. Station atmosphérique.....	14
III.3. Plan d'échantillonnage.....	14
III.4. Échantillonnage et pré-traitement.....	15
III.4.1. Jauges Owen.....	16
III.4.2. Lichens.....	16
III.4.3. Sols.....	17
III.5. Analyses des échantillons.....	18
III.5.1. Extraction.....	18
III.5.2. Analyse.....	18
III.5.3. Cas particulier des jauges Owen.....	18
III.6. Traitement des données.....	18
IV. Résultats.....	19
IV.1. Caractéristiques de la station Atmo de Port-Saint-Louis-du-Rhône.....	19
IV.2. Mesures atmosphériques.....	21
IV.3. Filtres.....	21
IV.3.1. Concentrations en HAP totaux.....	21
IV.3.2. Profil moyen des HAP.....	22
IV.3.3. Origine des PM10 lors de certains jours de prélèvements.....	22
IV.3.4. Comparaison avec la réglementation.....	23
IV.4. Jauges Owen.....	24
IV.4.1. Conditions météorologiques.....	24
IV.4.2. Quantité de HAP déposés.....	24
IV.4.3. Quantité de HAP dans les particules.....	25
IV.4.4. Profil des HAP dans les dépôts totaux.....	25
IV.5. Lichens.....	26
IV.6. Sols.....	28
V. Discussions.....	29
V.1. Exposition aux HAP atmosphériques.....	29
V.1.1. Exposition globale.....	29
V.1.2. Crise sanitaire.....	29
V.2. Origines des HAP atmosphériques.....	30
V.2.1. Chauffage.....	30
V.2.2. Ecobuage.....	30
V.2.3. ZIP de Fos-sur-Mer.....	31
V.3. Impact de la contamination des sols.....	31
VI. Conclusions.....	32
VII. Bibliographie.....	34
Annexe 1 : Carte du bassin ouest du port de Marseille Fos.....	40

Annexe 2 : Climat de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône.....	41
Annexe 3 : Conditions météorologiques présentes lors de la pose des jauges Owen.....	42
Annexe 4 : Profils HAP des échantillons de lichens.....	43
Annexe 5 : Profils HAP des échantillons de sols.....	44

Liste des Tableaux

Tableau 2.1 : Description des 16 HAP les plus fréquemment étudiés.....	4
Tableau 3.1 : Liste des équipements dont les mesures ont été utilisées dans le cadre de l'étude.....	10
Tableau 3.2 : Description et localisation des stations de prélèvements.....	11
Tableau 3.3 : Types de phorophytes.....	13
Tableau 4.1 : Statistiques descriptives des concentrations de PM10 et SO2 observées dans 4 stations Atmo du 16/01 au 16/02 et du 17/05 au 17/06/2020 (données Atmosud).....	15
Tableau 4.2 : Concentrations de dépôts secs arrivant sur le sol (en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$).....	21
Tableau 4.3 : Concentrations des HAP déposés sur le sol (en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$) via des dépôts secs et humides.....	21
Tableau 4.4 : Pourcentages des HAP totaux dans les dépôts secs et humides récoltés via des jauges Owen...	21
Tableau 4.5 : Concentrations de HAP dans les dépôts secs récoltés via des jauges Owen.....	22
Tableau 4.6 : Concentrations totales des 16 HAP mesurées dans les échantillons composites récoltés sur 10 sites de prélèvements.....	24

Liste des Figures

Figure 2.1 : Graphique présentant les sous-secteurs prépondérants dans les émissions de BaP, BbF, BkF et iPY en France en 2018.....	5
Figure 2.2 : Photo de <i>X. parietina</i>	7
Figure 3.1 : Situation géographique de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône.....	8
Figure 3.2 : Localisation des 10 stations et types de prélèvements.....	11
Figure 3.3 : Photo de la jauge Owen mise en place sur le site 2.....	12
Tableau 3.4 : Schéma de la méthode des prélèvements de sols.....	13
Figure 4.1 : Concentrations moyennes journalières de PM10, BC, SO2 et nombre de particules mesurées dans la station Atmo de Port-Saint-Louis-du-Rhône du 08/01 au 18/06/2020.....	16
Figure 4.2 : Evolution des concentrations en HAP totaux (sur filtres PM10) et en PM10 (moyennées à la journée) (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'air) du 07/01 au 17/06/2020 observées à la station Atmo de Port-Saint-Louis-du-Rhône.....	17
Figure 4.3 : Quantités de HAP contenus dans les PM10 (en μg HAP / g particules) du 07/01 au 17/06/2020 observées à la station Atmo de Port-Saint-Louis-du-Rhône.....	18
Figure 4.4 : Profil moyen des HAP récoltés sur les filtres PM10 du 07/01 au 17/06/2020.....	18
Figure 4.5 : Polarplots des concentrations en PM10, BC et SO2 ; Rose des vents et graphique d'évolution de la direction des vents ; réalisés à partir des données du 25/01/2020.....	19
Figure 4.6 : Polarplots des concentrations en PM10, BC et SO2 ; Rose des vents et graphique d'évolution de la direction des vents ; réalisés à partir des données du 01/03/2020.....	20
Figure 4.7 : Concentrations en BaP mesurées dans les filtres PM10 du 07/01 au 17/06/2020.....	20
Figure 4.8 : Profil des HAP contenus dans les dépôts totaux récoltés sur trois sites de prélèvements via des jauges Owen.....	22
Figure 4.9 : Concentrations totales des 16 HAP mesurées dans les thalles de <i>X.parietina</i> récoltées sur 7 sites de prélèvements.....	23
Figure 4.10 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre les compositions en HAP des échantillons de lichens hivernaux.....	24
Figure 4.11 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre les compositions en HAP des échantillons de lichens estivaux.....	24
Figure 4.12 : Concentrations totales des 16 HAP mesurées dans les échantillons composites récoltés sur 10 sites de prélèvements.....	25
Figure 4.13 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre les compositions en HAP des échantillons de sols.....	25

I. Introduction

Les activités anthropiques (industrielle, agricole, urbaine ...) sont à l'origine d'émissions de contaminants dans l'atmosphère (SIG, 2020). Parmi eux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, dits HAP. Cette famille comporte plus d'une centaine de composés différents (Rollin *et al.*, 2005). Leurs sources sont diverses, les principales étant les activités de transformation de l'énergie et la combustion incomplète des combustibles fossiles ou de biomasse (Air Breizh, 2008).

Il existe différentes voies d'exposition aux HAP. Les principales étant, pour les non-fumeurs, l'ingestion (contamination des aliments par dépôts atmosphériques, bioaccumulation dans la chaîne trophique ou préparation des aliments au charbon de bois) et l'inhalation (Tarantini, 2009 ; Centre Leon Berard, 2020). Or, certains représentent un danger sanitaire. Ainsi, 16 HAP couramment analysés sont classés comme polluants prioritaires par l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA). Parmi eux, le benzo(a)pyrène a été reconnu comme cancérigène avéré par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC - groupe 1) et le dibenzo(a,h,)anthracène comme cancérigène probable (groupe 2A). Enfin, 5 congénères HAP dits prioritaires, le benzo(a)anthracène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène, le chrysène et l'indéno(1,2,3,c,d)pyrène, sont classés comme cancérigènes possibles par le CIRC (groupe 2B) (OMS, 2020).

Les études des territoires industriels, dont l'activité entraîne l'émission importante de contaminants dans l'environnement, sont donc essentielles pour mieux comprendre les contaminations en présence et surveiller les risques sanitaires qui y sont liés ainsi que leurs impacts sur l'environnement. Ces missions sont celles de l'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions (IECP). Cette association œuvre depuis 2010 pour mesurer les impacts de ces émissions anthropiques sur l'environnement et ses effets sur la santé dans le Golfe de Fos et sur l'ensemble du territoire de la Métropole Aix-Marseille-Provence, qui comprend la Zone Industriale-Portuaire (ZIP) de Fos-sur-Mer, 1^{er} port de France et le 7^e européen (Marseille-Fos, 2020).

De nombreux travaux réalisés par l'IECP et ses partenaires, principalement sur le pourtour du Golfe de Fos, portent sur les contaminations de l'environnement (Austruy *et al.*, 2016 ; Sylvestre *et al.*, 2017 ; Ratier *et al.*, 2018 ; Austruy *et al.*, 2019) et les conséquences sur le vivant (Dron *et al.*, 2019 ; Lebaron *et al.*, 2019) et les populations (Goix *et al.*, 2017 ; Goix *et al.*, 2018).

Dans le cadre de ces actions et grâce à l'implication des jardiniers, volontaires de l'Observatoire citoyen de l'environnement (VOCE), l'Institut Écociroyen a mis en évidence une contamination aux HAP sur la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône, située au sud-ouest de la ZIP de Fos-sur-Mer (Austruy & Roulier, 2016 ; Ratier *et al.*, 2018 ; Khedim, 2018). Ces travaux ont notamment porté sur les sols des zones maraîchères (Roulier, 2015 ; Austruy & Roulier, 2016) présentant une pollution diffuse en HAP en surface consécutives à des apports atmosphériques issus principalement de sources pyrolytiques (Khedim, 2018).

Ce travail fait donc suite à ces études. Ses objectifs sont de caractériser l'exposition atmosphérique et la contamination des sols en HAP sur l'ensemble de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône, ceci afin de déterminer les influences et les sources de pollution (locales, régionales) impactant la ville. Les résultats de cette étude permettront (i) de consolider les données sanitaires et environnementales de ce territoire en indiquant les zones les plus exposées, (ii) d'agir sur la (les) source(s) et (iii) d'appréhender les conditions favorisant cette contamination, pour réduire ou limiter l'exposition des populations.

Pour répondre à ces objectifs, les évolutions des concentrations de certains polluants atmosphériques mesurées au sein de la ville ont été étudiées. Il s'agit des PM10, du Black Carbon, du SO₂ et du nombre de particules ultrafines (PM1). Elles ont été associées à des mesures de HAP sur filtres PM10 et complétées par un suivi météorologique. Plusieurs expérimentations ont également été réalisées telles que le prélèvement et

l'analyse des retombées atmosphériques grâce à la pose de jauges Owen, ainsi que des mesures de bio-imprégnation lichénique, cela en période hivernale et estivale. Pour finir, une cartographie de la contamination des sols en HAP a été effectuée.

Ce travail fait partie du projet HAPSIS, issu d'une convention de recherche entre l'IECP et la Métropole Aix-Marseille Provence. Il est soutenu par la Ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône. HAPSIS a été sélectionné par l'APSE 2019 et a bénéficié à ce titre d'une participation financière de la DREAL PACA. Ce projet s'inscrit dans les orientations du PRSE 3, dans l'objectif « consolider les données sanitaires et environnementales ».

Le projet HAPSIS réunit plusieurs partenaires : l'IECP, pour la coordination, la réalisation des campagnes d'échantillonnages et le prétraitement des échantillons, le Laboratoire Chimie-Environnement de Marseille pour les analyses de ces derniers et AtmoSud, pour l'obtention de données atmosphériques.

II. État de l'art

II.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont des composés organiques neutres, apolaires et constitués d'au moins deux cycles aromatiques. Au sens strict ils ne contiennent que des atomes de carbone et d'hydrogène. Actuellement, environ 130 HAP ont été identifiés et 16 sont retenus comme prioritaires par l'agence environnementale américaine (Environmental Protection Agency) en raison de leur potentiel toxicité. Ces 16 HAP sont les plus fréquemment recherchés et analysés dans les études de risque pour l'environnement (Tableau 2.1) (Rollin *et al.*, 2005 ; Girard *et al.*, 2011).

Tableau 2.1 : Description des 16 HAP les plus fréquemment étudiés

Nom	Symbole	Nombre de cycles	Formule chimique	Masse molaire moléculaire (g/mol)	
Naphtalène	Nap	2	C ₁₀ H ₈	128,2	HAP de faibles masses moléculaires
Acénaphtylène	Acy	3	C ₁₂ H ₈	152,2	
Acénaphène	Ace		C ₁₂ H ₁₀	154,2	
Fluorène	Fle		C ₁₃ H ₁₀	166,2	
Anthracène	Ant		C ₁₄ H ₁₀	178,2	
Phénanthrène	Phe		C ₁₄ H ₁₀	178,2	
Fluoranthène	FIA	4	C ₁₆ H ₁₀	202,3	HAP de masses moléculaires moyennes
Pyrène	Pyr		C ₁₆ H ₁₀	202,3	
Benzo(a)anthracène	BaA		C ₁₈ H ₁₂	228,3	HAP de hautes masses moléculaires
Chrysène	Chr	C ₁₈ H ₁₂	228,3		
Benzo(a)pyrène	BaP	5	C ₂₀ H ₁₂	252,3	
Benzo(b)fluoranthène	BbF		C ₂₀ H ₁₂	252,3	
Dibenzo(ah)anthracène	DBA		C ₂₂ H ₁₄	278,3	
Benzo(k)fluoranthène	BkF		C ₂₀ H ₁₂	252,3	
Benzo(ghi)pérylène	Bpe	6	C ₂₀ H ₁₂	276,3	
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	Ipy		C ₂₂ H ₁₂	276,3	

II.1.1. Sources de HAP

Les origines des HAP sont diverses et peuvent être regroupées en trois catégories

- **HAP pyrolytiques** : formation issue de la combustion incomplète de matière organique pouvant être d'origine naturelle (feux de forêts ou éruptions volcaniques) (Eva *et al.*, 2000) ou anthropique avec des émissions issues de l'utilisation de combustibles solides (bois, tourbe, charbon), de carburants automobiles et de certains procédés industriels (domaines de la fonte, métallurgie, production d'énergie, industries chimiques, production de coke, produits chlorés, pâte à papier, incinération des produits ménagers) (Brignon et Soleille, 2006).
- **HAP pétrogéniques** : formation à partir de produits pétroliers ou de leurs dérivés, avec des émissions localisées chroniques (activité portuaire, raffinerie, lessivage des infrastructures routières) ou accidentelles (marée noire) (Brignon et Soleille, 2006).
- **HAP diagénétiques** : formation par biosynthèse de la matière organique par les êtres vivants (Krauss, 2005).

Le Centre technique de référence en matière de pollution atmosphérique et de changement climatique

(CITEPA) étudie, en France, l'évolution des sources d'émissions des quatre HAP couverts par le Protocole Aarhus (adopté en 1998 et faisant suite à la Convention de Genève établie en 1979) (Figure 2.1). En 2018, il a été estimé que le résidentiel restait la source majoritaire de HAP dans l'environnement en France, du fait de la combustion de biomasse à des fins de chauffage (CITEPA, 2020).

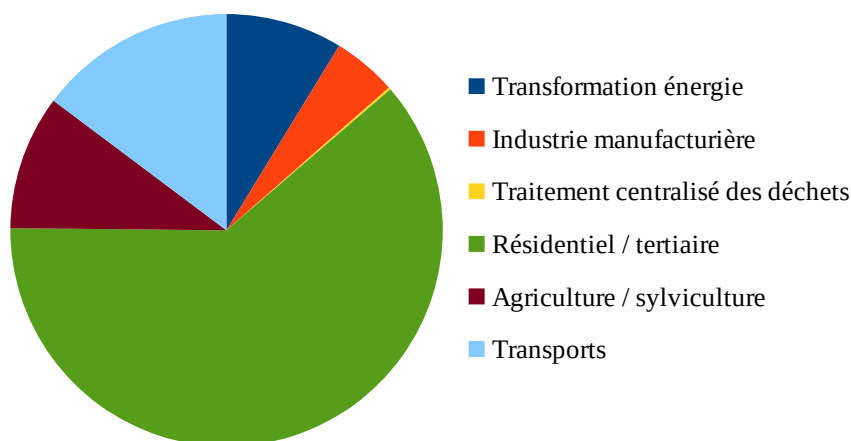


Figure 2.1 : Graphique présentant les sous-secteurs prépondérants dans les émissions de BaP, BbF, BkF et iPY en France en 2018 (total 17 t) (CITEPA, 2020)

C'est pour cela qu'un effet de saisonnalité est visible avec une augmentation des émissions lors de la saison hivernale, couplée à un ralentissement des processus de dégradation des HAP et une plus grande stabilité des basses couches de l'atmosphère, limitant les phénomènes de dispersion (LCSQA, 2003).

II.1.2. Propriétés physico-chimiques et transfert dans les différents compartiments de l'environnement

L'atmosphère joue un rôle majeur dans la distribution des HAP dans l'environnement. En effet, ces composés sont majoritairement émis dans l'atmosphère avant d'être distribués dans les autres compartiments environnementaux via des dépôts secs ou humides (Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, 2018).

Ainsi, dans l'atmosphère, les HAP peuvent être présents sous forme gazeuse ou particulaire. Cette répartition dépend majoritairement de la pression de vapeur saturante des composés puisqu'elle rend compte de leur volatilité (Goriaux, 2006). Les composés de faibles masses moléculaires, qui ont une pression de vapeur saturante plus importante (Allen, 1997), se trouvent plutôt sous forme gazeuse. A l'inverse, les HAP lourds seront prioritairement adsorbés sur la phase particulaire (Air Paris, 2013). De plus, la température et la concentration initiale des HAP vont également jouer un rôle dans cette répartition (Goriaux, 2006).

Aussi, plus les particules sont lourdes, plus elles auront tendance à se déposer à proximité de la source et auront un temps de présence dans l'atmosphère relativement court. En revanche les particules les plus fines peuvent être transportées sur de longues distances (Air Paris, 2013). La répartition des HAP dans l'atmosphère renseigne donc sur leurs origines et la distance à la source (Atmo Nord-Pas-de-Calais, 2016).

De manière générale, les 16 HAP considérés sont peu volatils et très peu solubles dans l'eau. Ils sont également peu mobiles dans les sols puisque facilement adsorbés (Rollin *et al.*, 2005).

Cependant ces propriétés sont à nuancer selon la masse moléculaire des composés. Ainsi, la pression de vapeur saturante et la solubilité dans l'eau diminuent à mesure que la masse moléculaire augmente. Les HAP de faible masse moléculaire sont donc plus volatils et plus solubles. Ils ont donc moins d'affinité pour le sol (Lemière *et al.*, 2001).

Par ailleurs, la migration des HAP vers les lipides (coefficient de partage octanol-eau, K_{ow}) et la propension des HAP à se lier à la matière organique des sols ou des sédiments (coefficient de partage octanol-C_{organique}, K_{oc}) sont proportionnelles à la masse moléculaire des composés (Rollin *et al.*, 2005). Les HAP de forte masse moléculaire seront donc plus facilement adsorbés sur les matrices solides. Or, cette fixation conduit à une

stabilisation et à une réduction de leur disponibilité (Girard *et al.*, 2011).

De plus, le vieillissement de la contamination conduit généralement à une diminution de la biodisponibilité et de la dégradabilité des HAP. Cette diminution étant due à ces interactions entre ces contaminants organiques et les constituants des sols (Scheunert *et al.*, 1992).

La répartition des HAP dans les sols apporte donc principalement des informations sur la temporalité de la contamination. En effet, une contamination historique présentera une plus forte proportion de HAP lourds qu'une contamination récente qui contiendra, elle, plus de HAP légers.

Par ailleurs, la migration, l'évolution et la biodégradabilité des HAP dans les sols varient également selon les conditions du milieu récepteur, notamment sa teneur, sa distribution en matière organique et sa granulométrie (Pepin *et al.*, 2002) mais aussi sur la diversité et l'abondance des populations microbiennes en présence (Haritash *et al.*, 2009 ; Girard *et al.*, 2011).

II.1.3. Présence dans l'environnement et seuils réglementaires

Atmosphère

Parmi cette famille de composés, seul le benzo(a)pyrène (BaP) est concerné par la réglementation en air extérieur puisqu'il est reconnu comme traceur du risque cancérigène lié aux HAP. Cette réglementation est issue de la directive 2004/107/CE visant à prendre en considération les concentrations de HAP dans l'environnement. Ainsi la valeur cible du BaP est fixée à une moyenne annuelle de 1 ng/m³ du contenu total de la fraction PM10 (Article R221-1 du Code de l'environnement).

En France, la surveillance de la qualité de l'air est confié à des Associations agréés pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA). En 2018, en France Métropolitaine, 57 stations de mesures de ce réseau surveillaient les concentrations en BaP (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020). Durant cette année, les concentrations annuelles ont été supérieures à 1 ng/m³ pour deux sites localisés à Passy (Haute-Savoie) et Florange (Moselle), les deux étant sous influence industrielle. Le reste des mesures étaient comprises entre 0,51 et 1 ng/m³ pour deux sites, et inférieures ou égales à 0,5 ng/m³ pour 92 % des sites (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020).

Sols

Dans les sols, les concentrations liées à des sources naturelles (incendies de forêt, synthèse par la végétation..) sont de l'ordre de 0,1 à 1mg/kg de sol pour la somme des 16 HAP (Rollin *et al.*, 2005).

A noter qu'il n'existe pas de réglementation limitant les concentrations de HAP dans les sols.

II.2. Biosurveillance lichénique

II.2.1. Principe de la biosurveillance environnementale

Les mesures physico-chimiques de surveillance de la qualité des milieux permettent d'apprécier les concentrations de divers polluants (PM10 et 2,5, HAP, métaux et métalloïdes, ...) en lien avec les valeurs réglementaires. Or, ces mesures peuvent également être complétées par les techniques de biosurveillance, définies comme étant l'utilisation des réponses biologiques (biochimique, moléculaire, physiologique ...) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et en suivre l'évolution (Van Haluwyn *et al.*, 2011). La biosurveillance peut être employée pour étudier la distribution spatiale et temporelle de certains polluants atmosphériques, pour identifier et suivre des sources ponctuelles de contamination ou pour évaluer d'éventuels impacts environnementaux. Ainsi, elle peut être intégrée aux méthodologies d'évaluation des risques et constituer un outil d'information et d'aide à la décision (Van Haluwyn *et al.*, 2011 ; Grand *et al.*, 2012 ; Agnan, 2013).

La biosurveillance présente de nombreux avantages tels que sa simplicité méthodologique, une plus grande souplesse du réseau de mesure et une densification des points de mesures permettant une meilleure représentativité spatiale en plus de la détection d'un ensemble de contaminants sur un même organisme ou encore son coût faible. La biosurveillance est donc un outil d'évaluation de la qualité de l'environnement et

est complémentaire des méthodes physico-chimiques. De plus, elle emploie différents modèles (végétaux, fongiques) traduisant des effets à plusieurs niveaux d'organisation biologique (Van Haluwyn *et al.*, 2011). Elle permet également une approche globale en prenant en compte l'ensemble des contaminants du milieu (Air Lorraine, 2014).

Cependant, son utilisation possède quelques limites notamment l'acquisition de données qualitatives et le manque de référentiels nationaux et internationaux pour l'interprétation des données (Grand *et al.*, 2012), les effets biologiques des contaminants sont encore relativement méconnus et il est parfois difficile de trouver du matériel biologique dans les zones les plus polluées (Air Lorraine, 2014).

II.2.2. Utilisation des lichens en biosurveillance

Les particularités anatomiques des lichens en font des organismes bien adaptés à l'étude des contaminants atmosphériques aussi bien gazeux que particulaires puisque ces végétaux sont très sensibles à la pollution de l'air (Tiévant, 2001). Ces organismes sont formés par la symbiose d'un champignon avec une algue ou une cyanobactérie. Ils ne possèdent ni cuticule cireuse, ni système racinaire, ni stomates tout en constituant des populations stables et pérennes ayant une grande longévité et une activité biologique quasi-annuelle puisqu'ils réalisent la photosynthèse en continu (Van Haluwyn et Asta, 2014). Ils ne sont donc pas capables de réguler leurs échanges gazeux avec l'atmosphère et sont donc naturellement exposés en continu aux contaminants présents dans l'air ambiant et à leurs retombées via les dépôts secs et humides (Boucheron et Martin, 2019).

Différentes méthodes de biosurveillance peuvent être appliquées aux lichens. Ceux-ci peuvent être utilisés en tant que bio-indicateurs renseignant, de par leur diversité et leur abondance, sur la qualité de l'air d'un environnement. Des mesures de bioaccumulation de divers composés peuvent aussi être employées sur différentes espèces, notamment les foliacées corticoles. Des prélèvements et analyses chimiques des thalles permettent ainsi de quantifier les concentrations en polluants présentes dans l'air (Agnan, 2013 ; Boucheron et Martin, 2019).

Dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air, en France, la norme NF X43-904 de l'AFNOR a été publiée. Celle-ci décrit une méthode d'échantillonnage et de préparation des échantillons de lichens *in situ*. Le but étant de mesurer la bioaccumulation des polluants atmosphériques par ces organismes afin de mettre en évidence une source locale de pollution et/ou de sa zone d'influence, ou cartographier des niveaux de pollution de fond à l'échelle nationale, voire internationale. Cette approche relative permet également de comparer différents sites entre eux. Une deuxième norme a été publiée (NF EN 16413), elle concerne la bio-indication par le lichen et la détermination d'indices biologiques à partir des données de diversité et d'abondance.

II.2.3. *Xanthoria parietina* (L.)



Figure 2.2 : Photo de *X. parietina*

Il s'agit de l'espèce utilisée lors de cette étude. C'est un lichen foliacé composé d'un thalle jaune se présentant sous la forme d'une fine plaque foliacée et circulaire d'environ un décimètre carré. Généralement, une confluence de nombreux thalles est observable, permettant à l'espèce de recouvrir des surfaces très importantes. Le thalle est jaune mais tend vers le vert lorsqu'il est à l'ombre et vers l'orange lorsqu'il est en plein soleil, sa couleur variant en fonction de sa teneur en parietine, un pigment synthétisé en présence de soleil (Figure 2.2) (Van Haluwyn et Asta, 2014).

Cette espèce est commune partout en France (Tiévant, 2001). Elle se développe en atmosphère humide. C'est une espèce nitrophile, basophile à subneutrophile, photophile ou héliophile (Van Haluwyn et Asta, 2014). Elle croît sur tout type de substrat riche en nutriments : arbres (pas de restriction concernant l'espèce) en bordure de route ou de culture, roches calcaire ou siliceuse ou encore sur des infrastructures... (Tiévant, 2001).

X. parietina a été utilisé dans de nombreuses études scientifiques (Augusto *et al.*, 2009 ; Vitali *et al.*, 2019) et est l'un des lichens les plus utilisés en biosurveillance de la qualité de l'air (Van Haluwyn et Asta, 2014). Dans le Golfe de Fos, des mesures de bioaccumulation sur cette espèce de HAP, dioxines-furanes, PCB et métaux ont montré l'impact de certaines activités industrielles locales sur les lichens (Dron *et al.*, 2016, Ratier *et al.*, 2018).

III. Matériels et méthodes

III.1. Zone d'étude

III.1.1. Contexte géographique

Située dans le département des Bouches-du-Rhône, sur le littoral méditerranéen, la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône est l'une des communes composant le Golfe de Fos (Figure 3.1). Ce dernier est fermé par l'embouchure du Rhône à l'ouest et par le Cap Couronne à l'est.

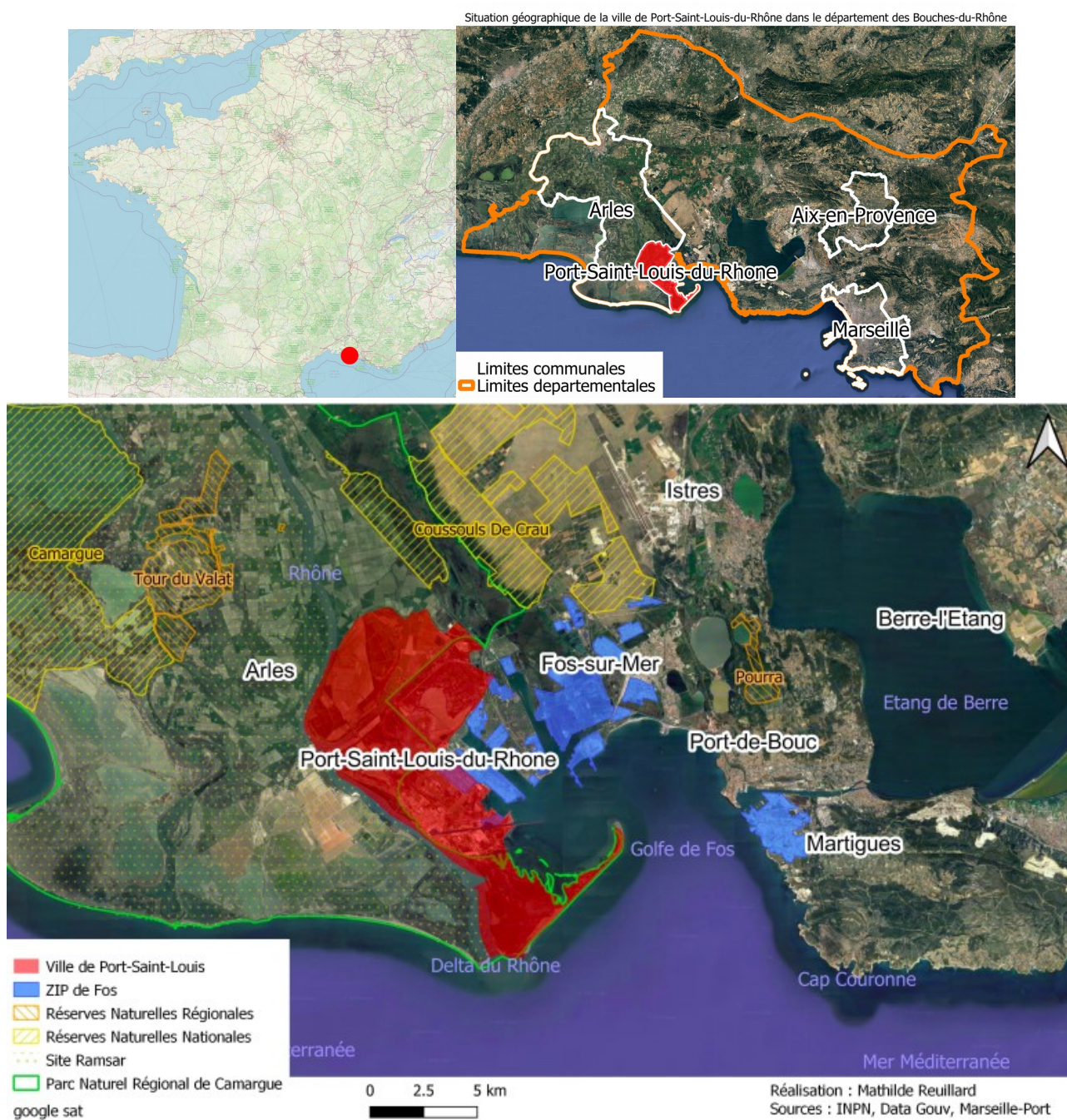


Figure 3.1 : Situation géographique de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône

Les paysages bordant ce golfe s'articulent entre les structures construites du port, les espaces urbains et industriels et les paysages naturels de Camargue et de la Crau.

En effet, le Golfe de Fos est environné par la Zone industrialo-portuaire (ZIP) de Fos-sur-Mer constituant le

bassin ouest du Port de Marseille Fos. Cette zone de 10 000 hectares est un port multi-filières accueillant des activités maritimes, logistiques et industrielles (Annexe 1). La ZIP traite ainsi différents types de trafics via des terminaux pétroliers, céréaliers, gaziers, vracs solides (minerais, ciment, charbon, coke, bauxite, engrais ...) et à conteneurs, ce qui a permis la circulation de 79 millions de tonnes de marchandises en 2019 grâce aux transports maritimes, routiers et ferroviaires. Elle dispose également de plate-formes logistiques dont 3 millions de m² d'entrepôts (Marseille Fos, 2020).

De plus, elle possède diverses activités industrielles telles que la sidérurgie, la pétrochimie ou l'industrie chimique avec plus de 40 sites opérationnels ce qui en fait le deuxième port le plus industrialisés d'Europe (ARII PACA, 2011 ; Marseille Fos, 2020).

Par ailleurs, ce territoire est bordé de zones naturelles dont cinq réserves naturelles (Figure 3.1) avec les réserves naturelles nationales de Camargue (la Capelière), des marais du Vigueirat et des Coussouls de Crau ainsi que les réserves naturelles régionales de la Tour du Valat et de Pourra (Réserves Naturelles de France, 2015).

Trois d'entre elles étant comprises dans le Parc Naturel Régional de Camargue, présent à l'ouest de la ZIP, (Figure 3.1) correspondant à un site Ramsar dont la convention a été signée le 1^{er} octobre 1986 (PNR de Camargue, 2020). Ce site, d'importance internationale, comporte de nombreuses zones humides caractérisées par leur salinité. Il possède ainsi une mosaïque d'habitats variée, accueillant de nombreux oiseaux nicheurs et hivernants. Elle est notamment composée de roselières, lagunes, sansouires, plages, marais d'eaux douces et salants. Des milieux cultivés sont également présents, ils sont en partie consacrés à la riziculture (PNR de Camargue, 2020).

III.1.2. Climat

La zone d'étude possède un climat méditerranéen caractérisé par un rythme à quatre saisons, bien contrastées, avec un été chaud et sec et un hiver marqué bien que doux (Annexe 2). Le printemps et l'automne sont parfois pluvieux, avec un net avantage pour l'automne, souvent sous forme d'orages (40% du total annuel de précipitations). L'ensoleillement y est également important et les vents violents fréquents (Météo France, 2020). Concernant la direction des vents en région méditerranéenne, plusieurs types de vents sont distingués (Météo France, 2020) (Annexe 2) provenant majoritairement du nord-ouest (Mistral), du sud-est (Marin) et de l'est (Levant).

III.1.3. Présentation de Port-Saint-Louis-du-Rhône

Cette commune est née il y a une centaine d'année, lors de l'ouverture du Canal du Rhône. Au 20^e siècle, ses activités industrielles étaient générées par le trafic maritime. Cependant, suite à la crise économique de 1974 et à l'arrivée de nouvelles techniques de transport, leurs transferts vers la ZIP de Fos-sur-Mer sont effectués. Depuis les années 90, le bassin central est réaménagé en port de plaisance (Mairie de Port-Saint-Louis, 2020).

Actuellement, la ville s'étend sur 73,4 km² et comptait environ 8500 habitants en 2017 (INSEE, 2020).

Plusieurs hypothèses peuvent être émises quant aux origines des HAP observées au sein de cette commune. D'abord, la ZIP de Fos-sur-Mer, située au nord-est de la ville, induit la présence d'une forte activité industrielle et d'un important trafic maritime et routier ; tous deux étant émetteurs de HAP dans l'atmosphère (Baumard *et al.*, 1998 ; Yang *et al.*, 2002 ; Rehwagen *et al.*, 2005 ; Contini *et al.*, 2011). Par ailleurs, les écobuages ou « feux pastoraux » sont source de HAP (Guillon *et al.*, 2013). Or cette pratique agricole est employée sur les cultures située au nord de la ville. Plus localement, le chauffage pourrait également être en cause, puisqu'il reste la source majoritaire de HAP dans l'air en France (CITEPA, 2020). Pour finir, l'activité industrielle passée de la ville, très dense au 20^e siècle et notamment orientée vers le stockage pétrolier et la pétrochimie, a laissé comme héritage de nombreuses friches industrielles aux abords du centre-ville. La pollution historique des sols sur ces terrains pourrait également provoquer une remise en suspension des HAP dans l'air (Crampon, 2015).

III.2. Station atmosphérique

Le centre ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône est équipé d'une station atmosphérique, opérée par AtmoSud, disposant de plusieurs appareils dont les mesures ont été utilisées lors de cette étude (Tableau 3.1).

Tableau 3.1: Liste des équipements dont les mesures ont été utilisées dans le cadre de l'étude

	Type de mesures	Unités de mesure	Fréquence de mesure	Indicateurs
BAM avec une tête PM10	Concentrations en PM10	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	15 min	Suivi de la pollution atmosphérique en particules
AE33 avec une tête PM2,5	Concentrations en Black Carbon	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	15 min	Traceur de combustion
DA80 avec une tête PM10	Concentrations des HAP dans les PM10	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 / 6 jours	Charge en HAP des particules PM10
CPC	Comptabilise l'ensemble des particules ultrafines inférieures à PM1	Nbre particules / cm^3	1 min	Suivi de la pollution atmosphérique en particules
Analyseur de SO ₂	Concentrations en SO ₂	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	15 min	Traceur de l'activité industrielle et du trafic maritime
Station météorologique	Vitesse et direction des vents	m/s	1 min	Suivi météorologique

Le BAM prélève les particules sur une bande filtrante et mesure ensuite leur masse grâce à une source interne de rayonnements de type bêta, traversant un spot qui a été exposé à volume d'air prédéfini (1 m³/h). Ici, il s'agit des concentration de PM10 c'est-à-dire des particules dont le diamètre est inférieur à 10 μm (Atmo Bourgogne-Franche-Comté, 2020).

L'aethalomètre (AE33) mesure les concentrations en Black Carbon (BC) ou carbone suie, il s'agit d'un composé primaire, inerte, issu d'une combustion incomplète des combustibles carbonés. Son fonctionnement repose sur l'absorption de l'intensité lumineuse du dépôt de BC sur une bande filtrante, mesurée par des détecteurs photométriques (Atmo Bourgogne-Franche-Comté, 2020). De plus, l'AE33 réalise une classification optique du BC qui va permettre de caractériser sa nature chimique en fonction de sa longueur d'onde. En effet, le BCff, provenant de la combustion de carburants fossiles, absorbe de 850 à 900 nm. Le BCwb, issu de la combustion de biomasse, absorbe lui autour de 400 nm (Atmo sud, 2018).

Le DA80 est un collecteur haut débit équipé d'une tête de prélèvement PM10. Ainsi, il prélève de l'air en continu et le dirige sur un filtre inséré dans la conduite (Atmo Bourgogne-Franche-Comté, 2020). Les particules PM10 et aérosols sont ainsi récoltés sur un filtre pendant 24h, tous les 6 jours, depuis le 7 janvier 2020. Une analyse des HAP contenus sur les filtres a ensuite eu lieu au Laboratoire Chimie-Environnement de Marseille.

Par ailleurs, les données météorologiques ont été complétées par celles de pluviométrie réalisées à la station atmosphérique de Fos-Carabins, appartenant à l'IECP. Puis elles ont été moyennées toutes les 15 minutes afin de pouvoir être comparées aux autres variables.

A noter que l'exploitation de toutes les mesures atmosphériques a été réalisée à partir de jeux de données encore non validées par Atmo-Sud. Leur tri, c'est-à-dire la suppression des valeurs aberrantes et négatives, a donc été réalisé dans le cadre de ce stage.

III.3. Plan d'échantillonnage

Afin de déterminer les origines des HAP retrouvés à Port-Saint-Louis-du-Rhône, deux campagnes d'échantillonnages ont été réalisées. Elles ont eu lieu en hiver et en été, et étaient composées de prélèvements de retombées atmosphériques (jauges Owen), de lichens et de sols (Tableau 3.2). Ceux-ci ayant été effectués au sein de 10 stations choisies préalablement (Figure 3.2).

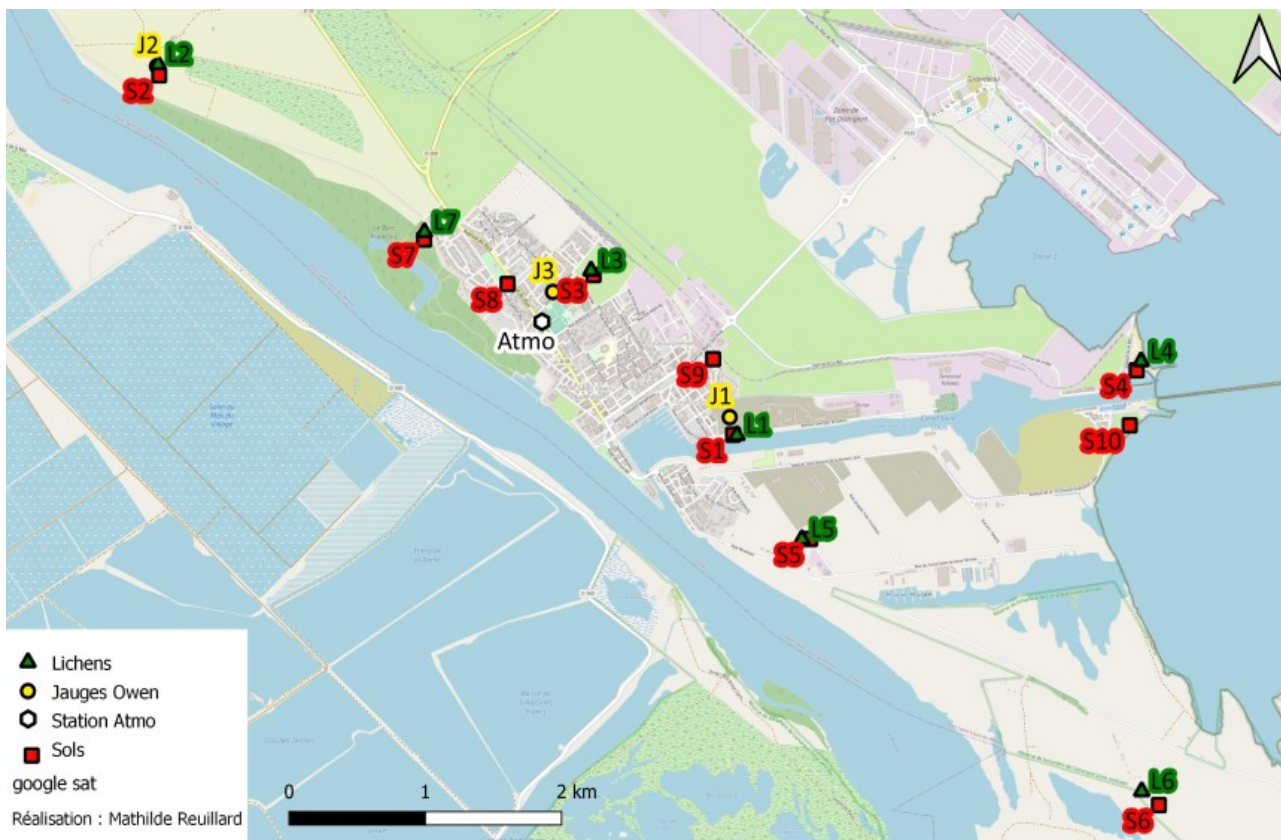


Figure 3.2 : Localisation des 10 stations et types de prélèvements

Tableau 3.2 : Description et localisation des stations de prélèvements

N° site	Nom site	Description site	Jauge Owen	Lichens	Sols
1	Friche industrielle	Usine déconstruite « Arthur Armand » Activités de raffinage et/ou stockage d'huiles minérales (BASIAS, 1998)	847164,3 6255949,1	847220,4 6255821,6	847163,1 6255870,6
2	Bois François	Terrain privé (à proximité du Rhône et de terrains agricoles) servant de pâturage continu pour chevaux	842905,5 6258363,1	842913,6 6258377,8	842894,2 6258346,3
3	Stade	Pelouse peu fréquentée du centre-ville présente aux abords d'un stade et d'habitations	845846,8 6256815,3	846122,5 6256973,5	846113,3 6256989,8
4	Plage Olga	Terrain entouré d'habitations et d'une plage, à proximité de la ZIP de Fos		850173,5 6256418,1	850114,2 6256400,6
5	Presqu'île Mazet	Terrain privé servant de pâturage continu pour chevaux		847714,4 6255087,9	847745,2 6255138,5
6	They Roustan	Zone humide d'eau salée		850250,8 6253342,4	850350,2 6253294,4
7	Entrée nord ville	Terrain à proximité des habitations, ripisylve du Rhône		844894,4 6257221,1	844863,5 6257215,5
8	Parc urbain	Parc situé dans le centre-ville			845483,3 6256911,2
9	Centre culturel	Terrain privé, jardin et potager			847003,8 6256408,4
10	Plage de Carteau	Terrain proche d'habitation et d'une plage			850072,1 6256006,0

III.4. Échantillonnage et pré-traitement

III.4.1. Jauges Owen

Principe



Figure 3.3 : Photo de la jauge Owen mise en place sur le site 2

Le dispositif utilisé dans cette étude est composé d'un support pied fixé avec des sardines sur lequel est posé une jauge Owen et un entonnoir en verre (Figure 3.3). Ce système permet de collecter les retombées atmosphériques qui entrent de façon gravitaire dans l'entonnoir puis dans la jauge.

Après une période d'exposition, ce système permet ainsi de quantifier les polluants présents dans les dépôts secs (particules) ou humides (précipitations). La quantité de dépôt recueillie va donc varier en fonction de certains paramètres météorologiques tels que les précipitations, lessivant l'atmosphère, ou le vent qui favorise la remise en suspension de particules (Scal Air, 2016).

Échantillonnage

Avant exposition, chaque jauge a été rincée une fois avec 250 mL d'acétone puis trois fois avec 250 mL d'eau ultrapure. Après ces rinçages, un blanc a également été réalisé par jauge, avec 250 mL d'eau ultrapure. Ce blanc a été conservé dans une bouteille en verre d'un litre ayant été préalablement rincée suivant le protocole précédent et recouverte de papier aluminium.

Sur le terrain, chaque jauge a d'abord été recouverte de papier aluminium et son fond a été rempli de 200 mL d'eau ultrapure. Elles ont ensuite été surmontées d'un entonnoir en verre puis placées sur un support pied fixé avec des sardines, à 1,80 m de hauteur.

Les jauges ont été installées pour une durée d'exposition de 30 jours. Ainsi, pour la période hivernale, elles ont été posées le 17/12/2019 et récupérées le 15/01/2020. Pour la période estivale, elles ont été posées le 20/05/2020 et récupérées le 19/06/2020.

Pré-traitement

Après exposition, chaque jauge a été pesée sans son entonnoir. Puis son contenu a été récolté dans une bouteille en verre d'un litre, rincée préalablement suivant le protocole précédent et recouverte de papier aluminium. La jauge a ensuite été rincée trois fois avec 250 mL d'eau ultrapure. Ces eaux de rinçage ont également été versées dans la bouteille. Ce processus a été répété pour chaque jauge Owen.

Afin de pouvoir quantifier l'ensemble des particules retombées dans une jauge Owen, l'eau de rinçage stockée dans chaque bouteille en verre a été filtrée par filtration sous vide à l'aide d'un filtre en quartz préalablement pesé et rincé à l'eau ultrapure. Ce filtre a ensuite été séché pendant 2h à l'étuve à 30°C. Sa pesée après filtration et séchage permettant ainsi de connaître la masse de particules atmosphériques récoltées.

La phase liquide, correspondant à la masse d'eau filtrée, a été récupérée, pesée et sera également analysée.

III.4.2. Lichens

Échantillonnage

Concernant les échantillons de lichens, deux campagnes d'échantillonnages ont eu lieu :

- Hivernale : le 26 février 2020

- Estivale : le 2 juin 2020

Des prélèvements ont été réalisés sur les différentes essences d'arbres feuillus présentes sur chaque station (Tableau 3.3).

Tableau 3.3 : Types de phorophytes

	Hiver	Ete
L1	7 <i>Morus sp.</i>	9 <i>Morus sp.</i>
L2	3 <i>Fraxinus sp.</i>	1 <i>Prunus sp.</i> 4 <i>Fraxinus sp.</i>
L3	5 <i>Tamarix sp.</i>	3 <i>Populus sp.</i> 4 <i>Tamarix sp.</i>
L4	1 <i>Populus sp.</i> 7 <i>Tamarix sp.</i>	4 <i>Populus sp.</i> 5 <i>Tamarix sp.</i>
L5	7 <i>Tamarix sp.</i>	9 <i>Tamarix sp.</i>
L6	6 <i>Tamarix sp.</i>	6 <i>Tamarix sp.</i>
L7	1 <i>Ficus sp.</i> 3 <i>Tamarix sp.</i> 1 <i>Quercus sp.</i>	7 <i>Tamarix sp.</i>

Ainsi des thalles de *X. parietina* ont été récoltés sur les troncs et les branches d'arbres, à au moins 1 mètre de hauteur afin de limiter l'influence du sol sur la composition de l'échantillon. Ces prélèvements ont été réalisés sur l'ensemble des orientations du tronc afin que l'échantillon soit le plus représentatif possible de la qualité globale de l'air du site.

Pour éviter toute contamination externe, les lichens ont été prélevés avec des gants, changés entre chaque station, et un couteau en céramique lavé à l'eau ultra-pure avant chaque utilisation. Ils ont ensuite été stockés dans des flacons en HPDE puis conservés à 4 °C.

Pré-traitement

Par la suite, un tri des lichens a été effectué avec une pince en PPCO et un couteau en céramique préalablement lavés à l'eau ultrapure. Ce tri consistait à retirer les poussières, les débris de végétaux, les écorces et les espèces non souhaitées. Aucun lavage n'a été appliqué afin d'éviter le lessivage potentiel d'éléments mobiles.

Au final, pour chaque station et par campagne, entre 5 et 8 g de lichens ont été triés puis congelés. Ils ont ensuite été lyophilisés pendant 72 h (-55 °C / 0,035 mbar, Christ-Alpha 1-4 LD) soit jusqu'à ce que la perte de masse de l'échantillon n'excède pas 5 % en 24h. Cette méthode a permis d'éliminer l'eau contenue dans les échantillons, elle a été préférée au séchage à l'étuve puisqu'elle limite la perte d'éléments volatils.

Ensuite, leur broyage a été effectué à l'aide d'un broyeur à billes équipé de capsules et billes en zirconium (Retsch MM 400) durant 2,5 min à une fréquence de 25 Hz afin d'obtenir une poudre très fine et homogène. Après le broyage, la poudre a été récupérée dans des flacons en PPCO, puis stockés à -30 °C en attendant la réalisation des analyses chimiques.

Entre chaque échantillon, les capsules et billes suivent un protocole de lavage comme suit : (i) lavage dans un bain acide 7 % puis (ii) à l'acétone, entre chaque lavage un rinçage à l'eau ultrapure est effectué. Elles sont ensuite séchées à l'étuve à 50 °C.

III.4.3. Sols

Échantillonnage

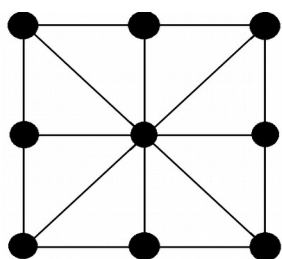


Figure 3.4 : Schéma de la méthode des prélèvements de sols

Concernant les échantillons de sols, une seule campagne d'échantillonnage a eu lieu, les 5 et 11 mars 2020.

A chaque station, une zone de 10 * 10 m de côté a été délimitée afin de réaliser 9 prélèvements localisés au centre de la parcelle, à chaque coin et au milieu de chaque côté (Figure 3.4). Chaque point correspond à un échantillonnage de sols en surface (0-15 cm) d'environ 250 cm³ effectué avec une tarière manuelle. Ils ont ensuite été réunis dans un échantillon composite, homogénéisés puis conservés à 4 °C.

Pré-traitement

Au laboratoire, par la méthode de quartage, environ 250g de chaque échantillon ont été sélectionnés pour les mesures de concentrations en HAP.

Les échantillons destinés aux analyses ont été introduits dans des flacons spécifiques et lyophilisés pendant 72 h (-55 °C / 0,035 mbar, Christ-Alpha 1-4 LD), c'est-à-dire jusqu'à ce que la perte de masse de l'échantillon de sols n'excède pas 5 % en 24 h. Par la suite, les échantillons ont été broyés au mortier en agate et tamisés à 2 mm avant d'être conditionnés dans des flacons en PPCO à -30 °C.

III.5. Analyses des échantillons

Une fois prétraités, les analyses des HAP contenus dans les échantillons des jauges Owen, lichens, sols et filtres ont été réalisées au Laboratoire Chimie-Environnement de Marseille. A noter que, pour les jauges Owen, les filtres issus du pré-traitement ont été analysés de la même manière que les filtres PM10.

Dans un premier temps, de l'anthracène d10, un étalon interne, a été ajouté sur chaque échantillon. Pour les sols, il a été complété par de la terre de diatomée afin d'augmenter l'efficacité d'extraction.

III.5.1. Extraction

Grace à un ASE 350 Dionex, une extraction solide/liquide a été réalisée. Celle-ci est faite sous haute pression (100 bars) et haute température (100 °C), avec un mélange dichlorométhane/acétone (1:1) pour les filtres et les sols, et uniquement avec du dichlorométhane pour les lichens.

Les extraits récupérés ont été évaporés à 500 µL puis transférés dans l'hexane. Cette manipulation a été exécutée une fois sur les extraits de filtres et sols, et deux fois sur les échantillons de lichens où elle a été alternée avec une purification sur cartouche de silice.

Les extraits de sols et lichens ont ensuite été filtrés sur filtre PRFE 0,45 µm.

III.5.2. Analyse

Pour les analyses, une chromatographie en phase gazeuse trace GC a été couplée à un spectromètre de masse Quantum XLS Thermo triple quadripôles (analyse GC-MS).

III.5.3. Cas particulier des jauges Owen

Pour les jauges Owen, les filtres issus du pré-traitement ont été analysés de la même manière que les filtres PM10. La phase liquide, issue de la filtration, a subi une extraction sur cartouche C18 puis a été éluée au dichlorométhane. L'extrait a ensuite été évaporé à 500 µL avant de suivre une analyse GC-MS comme les autres échantillons.

III.6. Traitement des données

Une fois les analyses réalisées, les données collectées ont été traitées avec les logiciels LibreOffice calc et Rx64 3.5.2 pour les calculs de coefficients de corrélation et le package OpenAir pour le traitement des données atmosphériques. Les cartographies ont été réalisées avec le logiciel QGIS 3.8.

IV. Résultats

IV.1. Caractéristiques de la station AtmoSud de Port-Saint-Louis-du-Rhône

Pour mieux comprendre l'exposition atmosphérique de Port-Saint-Louis-du-Rhône, les mesures réalisées au sein de cette station ont été mises en parallèle avec les données obtenues dans trois autres stations :

- 5 Avenue (centre-ville de Marseille), la station de référence fond urbain d'AtmoSud ;
- Port de Bouc, la station de référence fond industriel d'AtmoSud ;
- Fos - Carabins, une station périurbaine sous influence industrielle.

Ces quatre stations quantifient conjointement les concentrations de PM10 et SO₂ (en µg/m³), toutes les 15 minutes. Une observation de ces deux polluants a permis d'apprécier les différences d'expositions aux PM10 et l'influence de l'activité industrielle et du trafic maritime sur celles-ci, puisque le SO₂ en est un traceur (Bhanarkar *et al.*, 2005).

Les mesures de ces deux polluants réalisées du 16/01 au 16/02/2020 et du 17/05 au 17/06/2020 ont donc été résumées (Tableau 4.1) puis comparées.

Tableau 4.1: Statistiques descriptives des concentrations de PM10 et SO₂ observées dans 4 stations Atmo du 16/01 au 16/02 et du 17/05 au 17/06/2020 (données Atmosud)

	PM10				SO ₂			
	5AV	PDB	FOS	PSL	5AV	PDB	FOS	PSL
16/01 au 16/02								
Min	2,0	1,4	3,1	1,0	0,0	0,2	0,2	0,0
Médiane	8,5	11,8	11,9	14,6	1,3	2,8	1,8	0,9
Moyenne	9,9	12,8	13,3	17,2	1,4	3,5	1,9	1,3
Max	58,2	86,9	47,9	129,3	4,6	24,7	8,0	18,7
Nbre NA (sur 767)	4	0	193	3	269	30	242	137
17/05/ au 17/06								
Min	2,7	0,3		1,1	0,0	4,6	0,1	0,0
Médiane	11,6	2,3		11,3	1,2	14,7	2,5	1,0
Moyenne	12,6	3,1		12,9	1,4	16,8	2,7	1,3
Max	39,2	68,7		63,8	14,0	83,5	11,7	28,1
Nbre NA (sur 767)	3	41	767	4	78	5	158	129

(Avec 5AV = 5 Avenue ; PDB = Port-de-Bouc ; FOS = Fos-Carabins ; PSL = Port-Saint-Louis)

Dans un premier temps, des différences sont observables entre les deux périodes, les concentrations maximales en PM10 étant plus importantes du 16/01 au 16/02, contrairement au SO₂. Cependant, cette différence est à nuancer en fonction des stations.

La station de 5 Avenue (5AV) est une station urbaine, les émissions de PM10 sont relativement faibles, notamment en hiver, et principalement influencées par le trafic routier et les émissions domestiques. Ce qui explique que les concentrations en SO₂ retrouvées y sont plus faibles.

Les jeux de données de la station de Fos-Carabins (FOS) possèdent de nombreuses données manquantes. Malgré cela, les concentrations de PM10 retrouvées sont légèrement supérieures à celles de 5AV. Celles en SO₂ sont aussi plus élevées, montrant l'influence des activités industrielles sur cette station.

La station de Port-de-Bouc (PDB) possède les concentrations moyennes et maximales en SO₂ les plus

importantes au cours de ces deux périodes de mesures, ainsi que des concentrations en PM10 élevées avec des maximales élevées, notamment en hiver. Ceci montre les fortes influences industrielles auxquelles elle est soumise tout au long de l'année. C'est également une station située en bord de mer, les mesures de PM10 peuvent donc également être influencées par les embruns marins.

La station de Port-Saint-Louis-du-Rhône (PSL) se démarque de ces trois cas. En effet, c'est dans cette station que l'on retrouve les concentrations en PM10 moyennes les plus fortes, notamment en hiver. De même, des concentrations maximales élevées sont mesurées au cours des deux périodes, avec en hiver un maximum de $129,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, supérieur au seuil d'alerte de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (en moyenne journalière) présent dans la réglementation française (Air Paris, 2020). Quant aux mesures de SO_2 , elles ne semblent pas témoigner d'une importante influence industrielle avec des concentrations moyennes et médianes les plus faibles pour les deux périodes. Cependant, comme à la station PDB, des pics de concentrations élevés sont recensés sur les deux périodes de mesure, mettant en avant l'influence des émissions industrielles et maritimes sur la ville.

Cette comparaison décrit un contexte et une exposition aux polluants atmosphériques différents selon les stations. Ainsi la station de PSL ne semble pas correspondre aux trois profils présentés et possède des niveaux de PM10 particulièrement élevés avec des pics de SO_2 marqués au cours des deux périodes.

La suite de ce rapport propose d'étudier l'évolution des concentrations de différents polluants durant un semestre afin de mieux évaluer l'exposition atmosphérique de la ville dans le but de comprendre la dynamique de l'exposition aux HAPs de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône au cours du temps.

IV.2. Mesures atmosphériques

Différentes données ont été collectées au sein de la station AtmoSud. La Figure 4.1 présente l'évolution des moyennes journalières des concentrations de PM10, Black Carbon (BC), SO_2 (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et nombre de particules ultrafines (nombre particules/ cm^3) ; calculées à partir des données quart-horaire du 08 janvier au 18 juin 2020.

Sur le graphique du BC figure également les parts moyennes journalières mesurées de ses deux sources. Avec WB : BC issu de la combustion de biomasse et FF : BC issu de la combustion de carburants fossiles.

Des variations importantes ont été observées pour l'ensemble des paramètres avec des pics de concentrations. Pour les PM10, les mesures ont respecté la réglementation avec un pic maximal à $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le 18/03 et un deuxième pic le 30/01 avec $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$, cette période correspond également au moment où les concentrations en BC moyennes ont été les plus importantes avec plusieurs pics à $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (27/01), $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (30/01) et $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (31/01).

Dans l'ensemble, les moyennes journalières de ces deux polluants sont plus élevées en période hivernale. On peut également remarquer une hausse au début du confinement, suivie d'une baisse des concentrations à partir du mois d'avril qui s'est poursuivie jusqu'en juin.

Cette saisonnalité est aussi visible dans les sources de BC avec une part plus grande du BCwb, issu de la combustion de biomasse, en période hivernale et durant le début du confinement. Cette augmentation peut s'expliquer par l'utilisation du chauffage au bois dans les habitations et également par une utilisation moindre des moyens de transport durant le confinement.

Concernant les moyennes journalières de SO_2 , elles ne dépassent pas $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ce qui est très inférieur aux normes françaises. Cependant, leur évolution témoigne des impacts de la crise sanitaire avec une légère diminution des mesures dans la deuxième moitié du confinement due notamment au ralentissement des activités industrielles. Elle fut suivie d'une augmentation des moyennes journalières après le confinement.

Les effets de saisonnalité ainsi que ceux de la crise sanitaire seront donc à prendre en compte lors de l'exploitation des résultats des campagnes d'échantillonnage puisqu'ils ont induits des différences d'expositions aux polluants lors de ce semestre.

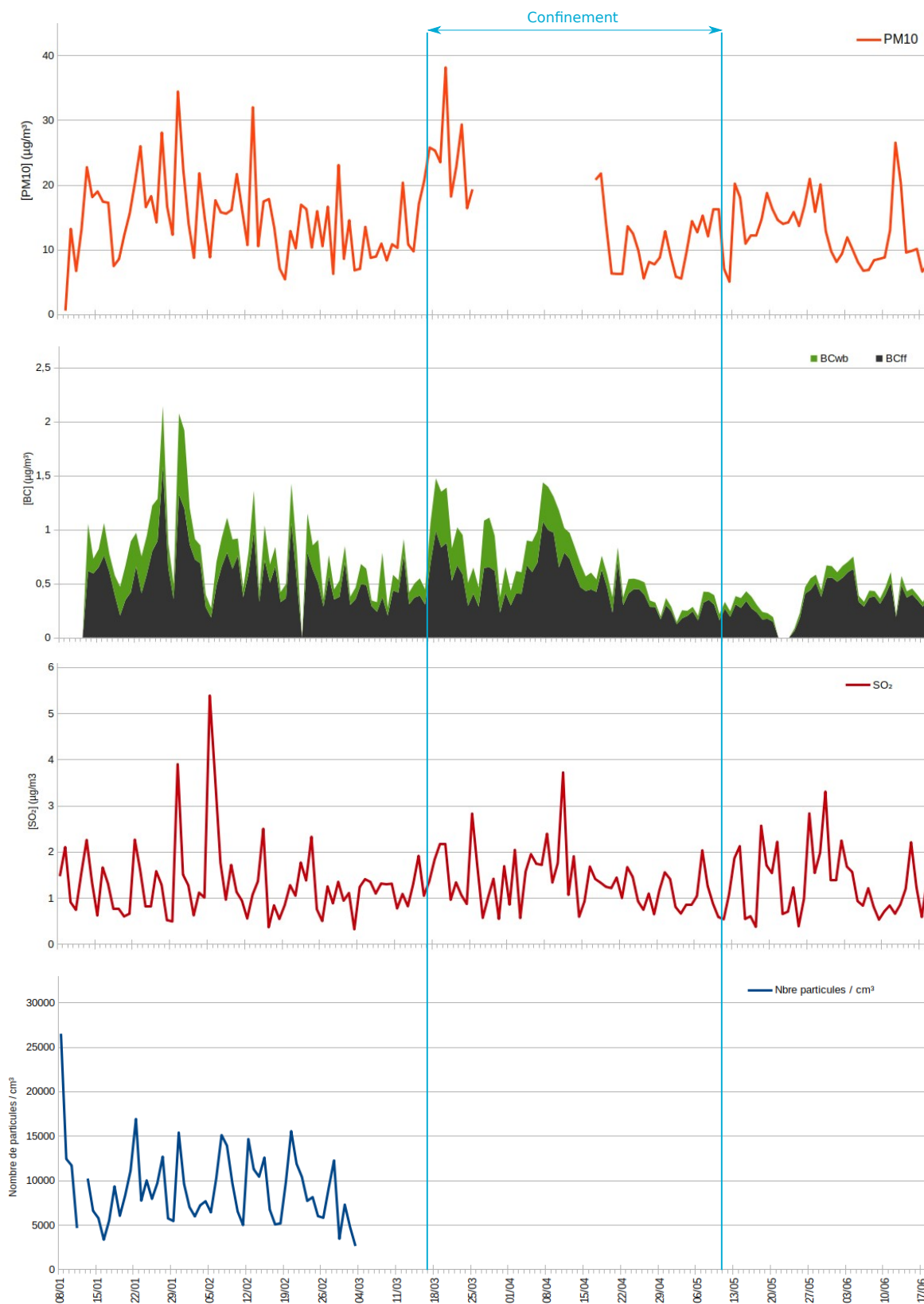


Figure 4.1 : Concentrations moyennes journalières de PM₁₀, BC, SO₂ et nombre de particules mesurées dans la station Atmo de Port-Saint-Louis-du-Rhône du 08/01 au 18/06/2020. Certaines données sont manquantes avec notamment un arrêt du compteur de particules à partir du 03 mars et une panne du BAM (mesure de PM₁₀) du 25 mars au 17 avril.

Réglementation (en moyenne journalière) (Air Paris, 2020)

PM₁₀ : 50 µg/m³ → Seuil d'information et de recommandation / 80 µg/m³ → Seuil d'alerte

SO₂ : 125 µg/m³ (à ne pas dépasser plus de 3 jours par an) → Valeurs limites

A noter que le comptage de particules ultrafines ($PM < 1 \mu m$) n'a été réalisé que pendant deux mois à cause de problèmes techniques, l'exploitation de ces données a donc été restreinte. Cependant, une corrélation est observée au cours de la période du 08/01 au 03/03 entre les teneurs en SO_2 et le nombre de particules ultrafines ($R=0,45$, $p < 0,01$) mettant en avant l'influence des émissions industrielles sur les apports de ces particules. Au contraire aucune corrélation n'est observée entre les teneurs en SO_2 et en PM_{10} sur l'ensemble de la période de mesure indiquant la faible influence de l'activité industrielle sur les apports en PM_{10} sur la ville ($R=0,26$, $p > 0,01$).

IV.3. Filtres

Durant cette étude, les concentrations des 16 HAP contenus dans les PM_{10} ont été mesurées. Cette donnée a permis d'évaluer l'exposition de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône aux HAP au cours du temps.

IV.3.1. Concentrations en HAP totaux

Des PM_{10} ont été prélevées sur filtres tous les six jours du 07/01 au 17/06/2020 sur lesquelles les HAP ont été analysés ; à l'exception des 13/01, 31/03, 06/04 et 30/05 où il y a eu une erreur du DA80 et donc un prélèvement tronqué ou absent. Le graphique présenté à la Figure 4.2 illustre les variations des teneurs en HAP (axe primaire) et des concentrations moyennes en PM_{10} (axe secondaire) mesurées au cours du temps.

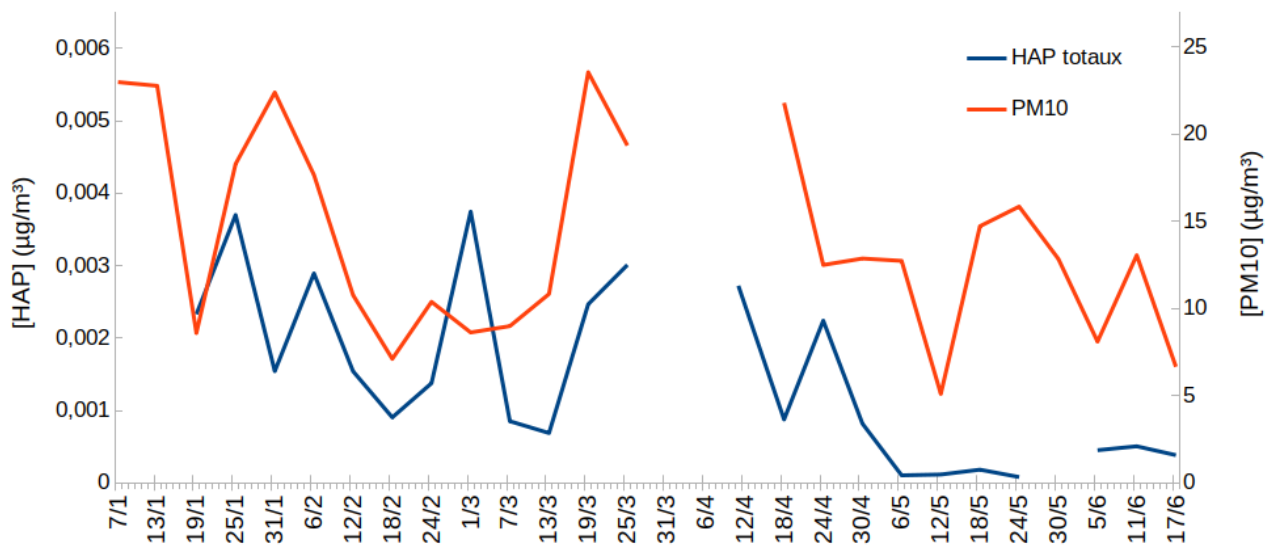


Figure 4.2 : Evolution des concentrations en HAP totaux (sur filtres PM_{10}) et en PM_{10} (moyennées à la journée) (en $\mu g/m^3$ d'air) mesurées du 07/01 au 17/06/2020 à la station AtmoSud de Port-Saint-Louis-du-Rhône

Dans un premier temps, ces résultats permettent de constater que les PM_{10} prélevées à Port-Saint-Louis ont transporté quasiment systématiquement des HAP, ce qui met en évidence une contamination diffuse de la ville.

Par ailleurs, les évolutions de ces deux concentrations montrent une saisonnalité. En effet, les mesures de HAP ont été plus importantes en période hivernale, de janvier à mars, avec des concentrations maximales de $3,7 \text{ ng}/m^3$ les 25/01 et 01/03/2020. De plus, les pics de concentrations en HAP ne sont pas forcément corrélés à ceux en PM_{10} semblant indiquer que les PM_{10} ne sont pas les seuls contributeurs des HAP atmosphériques. En effet, ceux-ci peuvent aussi être déposés via les particules ultrafines dont la masse reste négligeable par rapport au PM_{10} .

Cependant, afin de mieux apprécier la charge des particules, les concentrations de HAP (en $\mu g/m^3$) ont été divisées par les charges totales en PM_{10} correspondantes (mesurées par le BAM) (en g/m^3) afin d'obtenir la

quantité d'HAP totaux dans 1 g de particules (Figure 4.3).

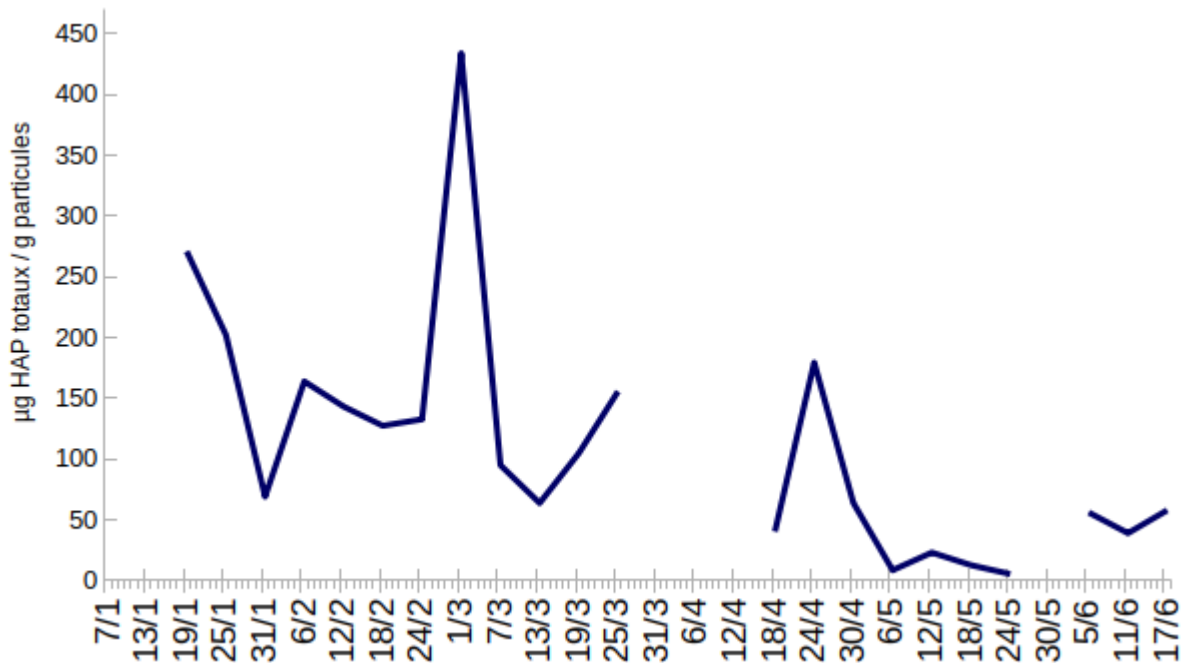


Figure 4.3 : Quantités de HAP contenus dans les PM10 (en µg HAP / g particules) du 07/01 au 17/06/2020 observées à la station AtmoSud de Port-Saint-Louis-du-Rhône

On retrouve également une saisonnalité dans la charge des particules puisque les PM10 possèdent une proportion plus importante de HAP de janvier à mars que d'avril à juin. La journée du 01/03 se distingue avec une mesure de 434 µg/g, les concentrations les plus fortes étant ensuite présentes durant le mois de janvier. Ceci semble ainsi mettre en évidence l'influence des sources locales, et plus particulièrement des émissions domestiques, dans les apports en PM10 chargées en HAP, observées essentiellement lors de la période hivernale.

IV.3.2. Profil moyen des HAP

Les concentrations moyennes des 16 HAP retrouvés dans les filtres (en µgHAP/gparticules) ont ensuite permis de réaliser un profil moyen des HAP donnant la part de chaque HAP (en %) dans les HAP totaux (Figure 4.4).

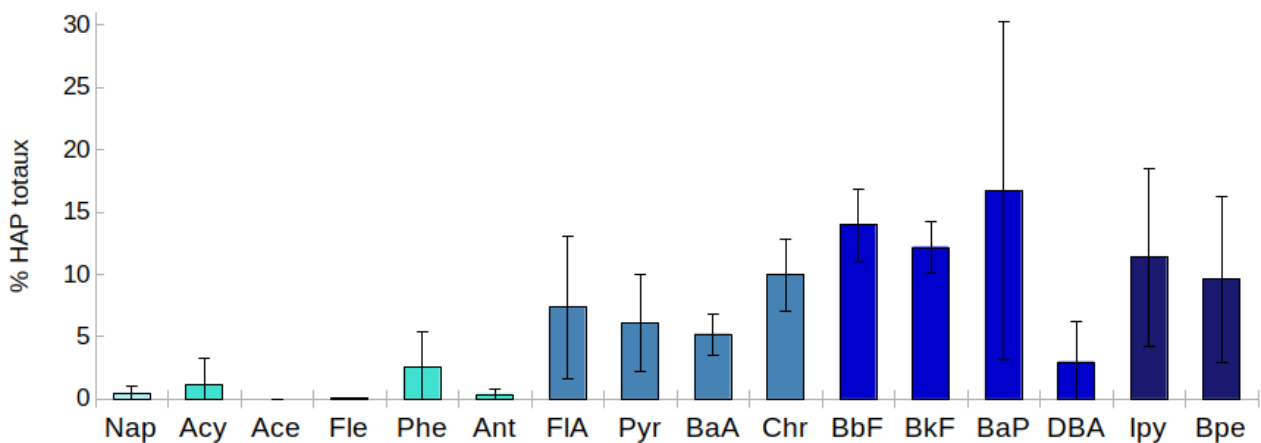


Figure 4.4 : Profil moyen des HAP en pourcentage d'HAP totaux récoltés sur les filtres PM10 du 07/01 au 17/06/2020

Ainsi, un grand nombre de congénères de HAP sont rencontrés. Les HAP lourds sont majoritaires avec notamment des HAP à 5 et 6 cycles aromatiques représentant respectivement 11 et 10 % des HAP totaux en moyenne. Cette répartition des HAP, avec une prédominance des HAP de 4 à 6 cycles, indique qu'ils proviendraient de la combustion de combustibles fossiles principalement (Vane *et al.*, 2007, Wang *et al.*, 2015). Toutefois, la faible présence des HAP à faible poids moléculaire peut être la conséquence de leur sensibilité aux agents atmosphériques et de leur solubilité aqueuse élevée (Marynowski *et al.*, 2011).

IV.3.3. Origine des PM10 lors de certains jours de prélèvements

Afin de mieux comprendre les origines des HAP retrouvés dans les filtres, les mesures atmosphériques ont été décrites sur les principaux jours d'exposition aux HAP observés précédemment par la réalisation de polar plot pour chacun des paramètres étudiés (PM10, SO₂, BC) et de la rose des vents à l'aide du package OpenAir sur R. Les jours sélectionnés sont le 25/01 et le 01/03 puisque les charges des filtres en HAP qui leurs étaient affiliés étaient particulièrement élevées.

Les graphiques présentés (Figure 4.5 et 4.6) permettent d'identifier l'orientation des apports de polluants en fonction des vitesses et direction des vents qui leurs sont associés.

25 janvier 2020

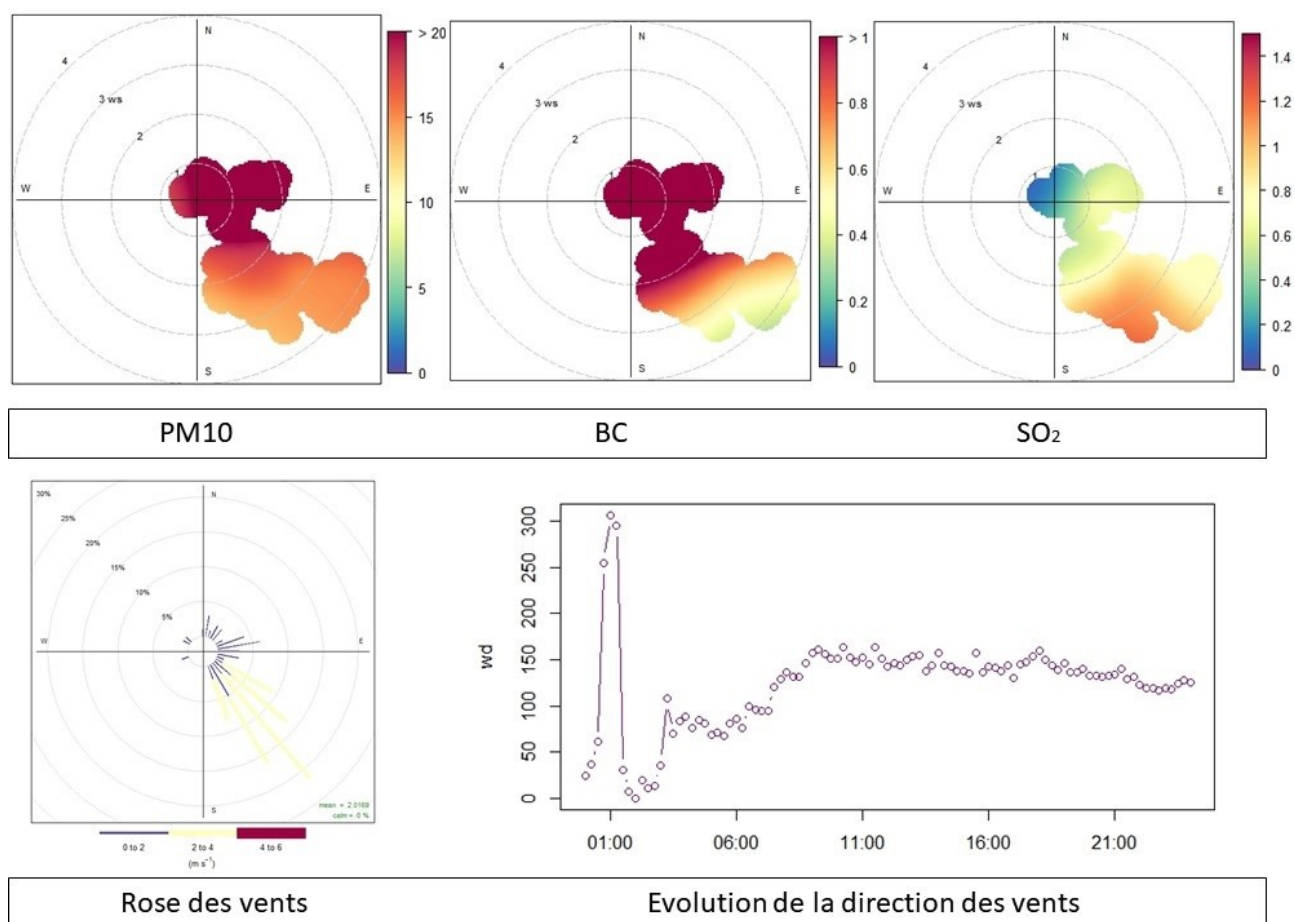


Figure 4.5 : Polarplots des concentrations en PM10, BC et SO₂ ; Rose des vents et graphique d'évolution de la direction des vents; réalisés à partir des données du 25/01/2020

Durant ce jour de prélèvement, les vents étaient faibles et majoritairement issus du sud-est tout au long de la journée. Malgré cela, les PM10 et le BC semblent être issus d'émissions locales et d'un apport nord-est/est et une légère contribution sud-est pour les PM10.

Ces polarplots mettent donc en évidence une influence locale pouvant être issue du chauffage et une influence de la ZIP de Fos présente au nord-est de la station. En effet, plusieurs études ont déjà mis en évidence la forte contribution des sources industrielles, en particulier les industries de l'acier et les cokeries, aux concentrations ambiantes de HAP (El Haddad *et al.*, 2011, 2013 ; Sylvestre *et al.*, 2017). Malgré les faibles teneurs en SO₂ mesurées ce jour là, son origine sud-est semble cibler les émissions du trafic maritime du Golfe de Fos dont les contributions en PM₁₀ sont relativement faibles.

1^{er} mars 2020

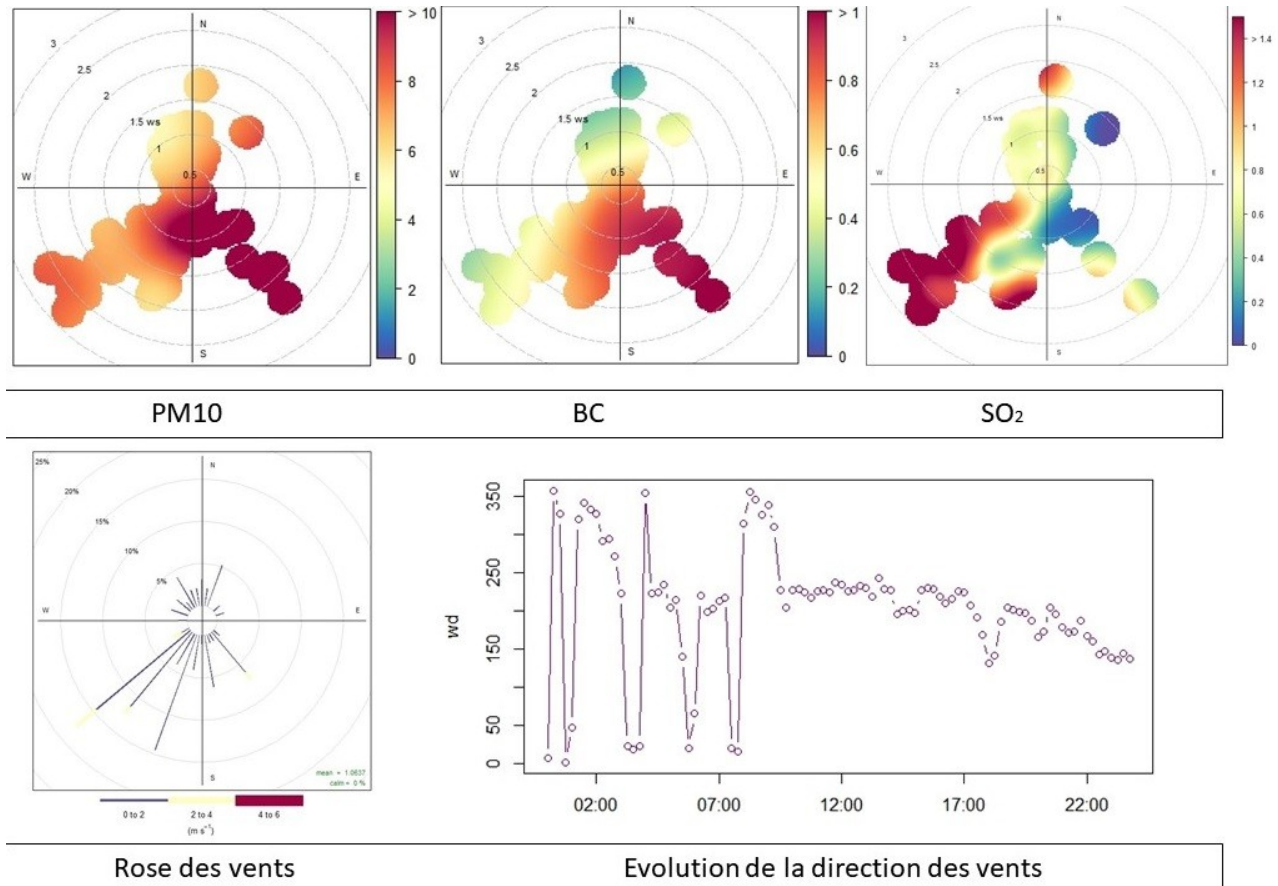


Figure 4.6 : Polarplots des concentrations en PM₁₀, BC et SO₂ ; Rose des vents et graphique d'évolution de la direction des vents; réalisés à partir des données du 01/03/2020

Ce jour de prélèvement est celui où les concentrations de HAP ont été les plus élevées dans les PM₁₀. Durant cette journée, la direction des vents a évolué. Les vents provenaient du nord/nord-ouest jusqu'à 9 h. Ils ont ensuite tournés par l'ouest pour provenir du sud à partir de 19 h. Malgré cela les concentrations importantes en PM₁₀ et BC semblent être issus du sud-est contrairement à celles en SO₂. Ces résultats semblent cibler plus spécifiquement le trafic maritime et la ZIP de Fos et Lavera comme contributeur principal des PM₁₀. Les contributions de SO₂ orientée sud-ouest pourraient être la conséquence du changement des régimes de vent. A noter cependant la présence de friches industrielles situées au sud-est de la station AtmoSud, en bordure du Canal Saint-Louis.

L'analyse des variations journalières et l'origine des contributions pour chaque polluant semble mettre en évidence, d'une part les émissions du trafic maritime et industrielles comme contributeurs de PM₁₀ riches en HAP, et d'autre part une source locale de HAP apportés par les PM₁₀ avec les émissions domestiques et du trafic routier dont l'axe routier principal se situe à une dizaine de mètre de la station AtmoSud.

IV.3.4. Comparaison avec la réglementation

La valeur cible du BaP est fixée à une moyenne annuelle de 1 ng/m³ du contenu total de la fraction PM10 selon l'article R221-1 du Code de l'environnement. Cette valeur n'a pas été dépassée lors de ce semestre d'observations (Figure 4.7). Les plus fortes concentrations sont mesurées en période hivernale avec plusieurs pics supérieurs à 0,4 ng/m³.

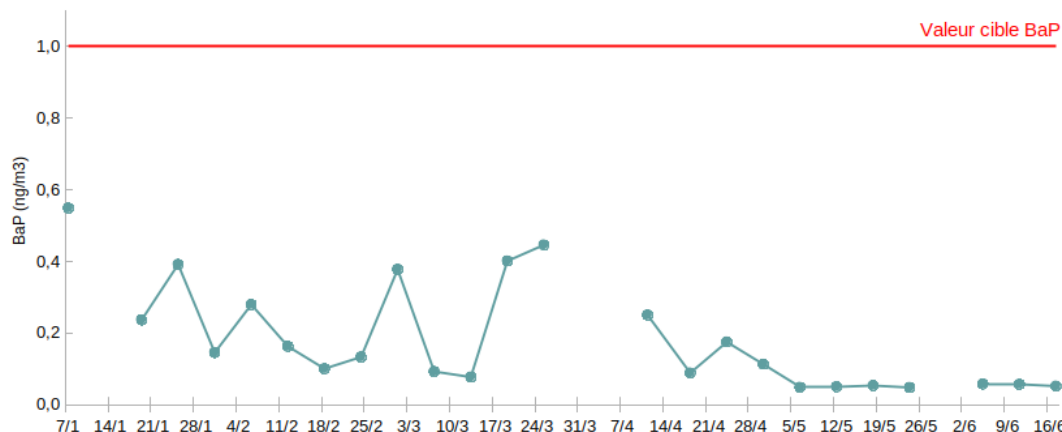


Figure 4.7 : Concentrations en BaP mesurées dans les filtres PM10 du 07/01 au 17/06/2020

IV.4. Jauges Owen

A la différence des filtres, la mise en place de jauges Owen a permis de comparer l'exposition atmosphérique aux HAP apportée par les particules sédimentables au niveau de trois points de prélèvements, en période hivernale et estivale.

IV.4.1. Conditions météorologiques

Durant la campagne hivernale, un cumul des précipitations de 28,5 mm a été enregistré à la station Météo France de Istres, ainsi qu'une température moyenne de 10,2 °C. Quant à la campagne estivale, il y a eu un cumul des précipitations de 36,8 mm et une température moyenne de 20,3 °C. Les vents étaient majoritairement issus du nord et du sud-est lors des deux campagnes (Annexe 3).

IV.4.2. Quantité de HAP déposés

Les résultats obtenus ont permis de connaître les quantités de dépôts secs (Tableau 4.2) et HAP totaux contenus dans les dépôts totaux (secs et humides) (Tableau 4.3) retombés sur le sol.

Tableau 4.2 : Concentrations de dépôts secs arrivant sur le sol (en µg/m²/j)

Quantités de dépôts secs (particules)	Campagne hivernale			Campagne estivale		
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 1	Site 2	Site 3
Dépôts secs (mg/m ² /j)	71,0	18,3	9,8	58,3		

Tableau 4.3 : Concentrations des HAP déposés sur le sol (en µg/m²/j) via des dépôts secs et humides

Quantités de HAP déposés sur le sol	Campagne hivernale			Campagne estivale		
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 1	Site 2	Site 3
HAP totaux (µg/m ² /j)	2,86	0,34	0,42	0,84	0,10	0,72

Les quantités de retombées atmosphériques relevées montrent un empoussièrément fort sur le site 1 en hiver avec une légère baisse observée en été, consécutive à un vent moins important sur cette période. Les sites 3 et, dans une moindre mesure, 2 présentent un faible empoussièrément en hiver. Des problèmes de mesures

sur les échantillons estivaux de ces deux sites ont été rencontrés, expliquant l'absence de données. Les quantités de HAP apportées par les particules sédimentables sont plus importantes en hiver qu'en été. Cela correspond aux observations réalisées lors de l'analyse des mesures atmosphériques. Les dépôts de HAP totaux en hiver sont élevés sur l'ensemble des sites, et particulièrement sur le site 1, au regard des mesures effectuées par AtmoSud sur le territoire des Bouches-du-Rhône comme à Tarascon à proximité d'une papeterie où les dépôts mesurés variaient de 0,04 à 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ de HAP totaux (AtmoSud, 2017). Lors de la campagne hivernale, le site 1 (friche industrielle) présente le plus important dépôt de HAP, plus de 6 fois supérieur aux autres sites. Malgré des apports en HAP moins importants en été cette différence est également visible mais avec un écart moindre entre les mesures réalisées sur les sites 1 et 3 (centre-ville). Quant au site 2 localisé en dehors du centre-ville, les concentrations observées sont largement plus faibles que celles observées sur le site 1, réduites d'un facteur 8 quelque soit la période.

Tableau 4.4: Pourcentages des HAP totaux dans les dépôts secs et humides récoltés via des jauges Owen

Type de dépôts	Campagne hivernale			Campagne estivale		
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 1	Site 2	Site 3
Dépôts secs	100	93	97	96	81	93
Dépôts humides	0	7	3	4	19	7

La répartition des HAP totaux dans les deux types de dépôts a été calculée (Tableau 4.4). La majorité des HAP contenus dans les jauges Owen est issue des dépôts secs, donc de la phase particulaire, ces molécules étant faiblement solubles dans l'eau.

On peut noter une différence entre les sites avec une part des dépôts humides plus importante au niveau du site 2. Cela reste en cohérence avec le contexte de ce point de prélèvement puisqu'il est situé en dehors du centre-ville et à proximité du Rhône, en pleine zone agricole. De même, la part de HAP en solution est plus importante lors de la campagne estivale pour le site 1.

IV.4.3. Quantité de HAP dans les particules

Afin d'étudier la charge des particules, les concentrations de HAP totaux contenus dans 1 g de dépôt sec ont été calculées (Tableau 4.5).

Tableau 4.5: Concentrations de HAP dans les dépôts secs récoltés via des jauges Owen

HAP totaux dans les dépôts secs	Campagne hivernale			Campagne estivale		
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 1	Site 2	Site 3
(μg HAP / g particules)	40,29	18,13	42,24	14,36		

Lors de la campagne hivernale, les retombées atmosphériques recueillies présentaient une charge importante en HAP sur les sites 1 et 3 avec respectivement une concentration de 40,3 et 42,2 $\mu\text{gHAP}/\text{g}$. Le site 2, situé en zone agricole, ne présentait qu'un faible apport de particules (18,3 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{j}$) faiblement chargées en HAP (18,1 $\mu\text{g}/\text{g}$).

En période estivale, la charge des particules récoltées au sein du site 1 est faible et inférieure à celle mesurée en période hivernale sur l'ensemble des sites. Cette différence peut être consécutive à une saison moins exposée au période de vent fort comme mesuré sur la période hivernale et plus généralement lors des hivers dans cette région.

Ces résultats semblent indiquer une source locale de HAP via les retombées atmosphériques de particules sédimentables sur le pourtour du centre-ville et le Canal Saint-Louis plus particulièrement en hiver, dont les sources d'émissions peuvent être routière, domestique ou les poussières de sol.

IV.4.4. Profil des HAP dans les dépôts totaux

La répartition des congénères HAP dans les dépôts de particules sédimentables en été et en hiver est présentée dans la Figure 4.8.

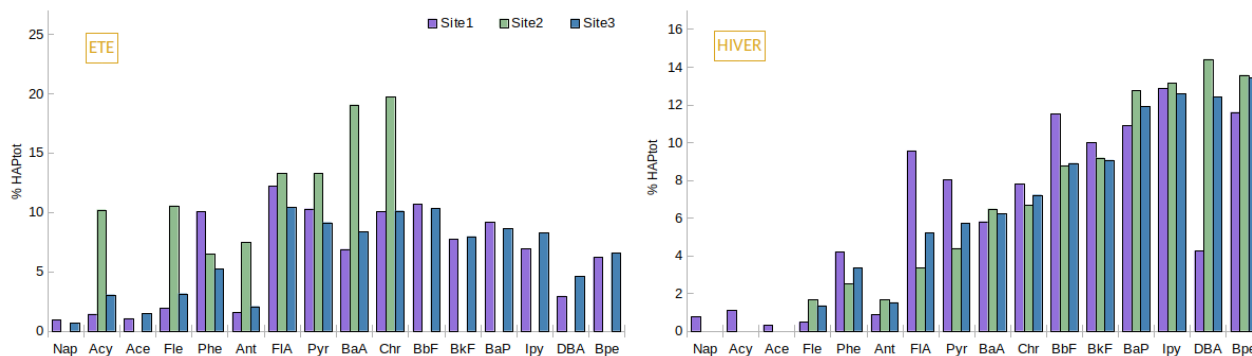


Figure 4.8: Profil des HAP contenus dans les particules sédimentables récoltées avec des jauges Owen sur les trois sites de prélèvements en été et en hiver.

Les variations de composition entre les deux campagnes d'échantillonnage sont beaucoup plus importantes au niveau du site 2 avec une majorité de HAP lourds (5 à 6 cycles) présente en hiver suivie d'une majorité de HAP légers en été. Cette répartition des congénères HAP sur ce site met en avant deux sources distinctes de HAP en fonction des saisons. La prédominance des HAP lourds en hiver semble cibler une source pyrolytique tel que les phénomènes d'écobuage (Sylvestre *et al.*, 2017). Les faibles concentrations observées en été ne permet pas de conclure sur le profil HAP déterminé sur cette période.

Les répartitions des HAP au sein des sites 1 et 3 sont semblables pour les deux campagnes. Elles ont également subi les mêmes variations avec une diminution de la part des HAP les plus lourds et une augmentation de la part des HAP légers en été. Cette similitude dans la composition des dépôts pourrait indiquer une origine commune. Par ailleurs, la présence majoritaire de HAP lourds semble confirmer que la ou les sources de contamination sont situées à proximité des points de prélèvements.

IV.5. Lichens

Des prélèvements de thalles de *X.parietina* ont permis d'analyser les HAP bio-accumulés dans les lichens lors des deux campagnes d'échantillonnage (Figure 4.9).

Dans un premier temps, les concentrations observées témoignent d'une exposition continue aux HAP puisque les lichens ont bio-accumulés en quantité et ce durant les deux périodes observées. Ce phénomène a été plus marqué en hiver, ce qui correspond à la période où les mesures de HAP atmosphériques ont été les plus importantes.

La répartition de ces concentrations est très hétérogène, celles-ci ont varié entre 173 µg/kg (L2) à 1363 µg/kg (L1) en été, et 222 µg/kg (L2) à 2459 µg/kg (L1) en hiver. Les teneurs en HAP mesurées dans les lichens sont ainsi élevées sur l'ensemble de la commune, excepté sur le site 2 et, dans une moindre mesure, le 7 au regard des teneurs mesurées sur le reste du territoire métropolitain par l'Institut Ecocitoyen (Ratier *et al.*, 2018) ou dans le cadre d'autres travaux de recherche menés sur des zones industrialo-portuaires (Augusto *et al.*, 2010).

Le site 1 présente les lichens les plus imprégnés. Il est suivi du site 5, qui est la zone de prélèvement la plus proche du site 1. Quant au site 3, situé en plein centre-ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône, malgré les différences saisonnières d'exposition, les concentrations retrouvées n'ont quasiment pas varié d'une campagne à l'autre et sont restées élevées par rapport aux quatre sites restants. Pour finir, les mesures les plus faibles ont été réalisées au niveau du site 2, lors des deux campagnes de mesures, localisé en zone agricole de riziculture.

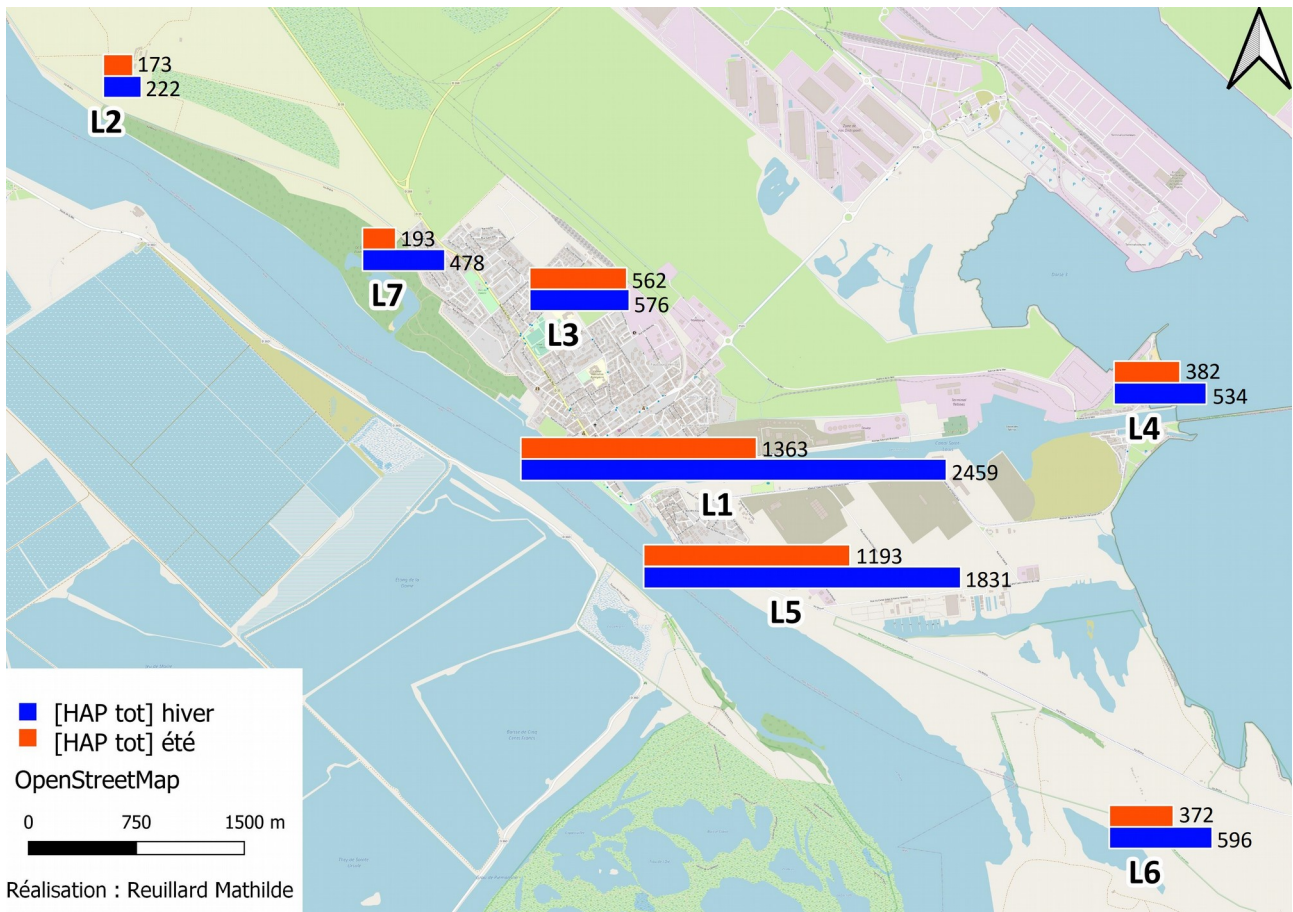


Figure 4.9 : Concentrations totales des 16 HAP mesurées dans les thalles de *X.parietina* récoltées sur 7 sites de prélèvements

Les profils des HAP observés au sein des échantillons de lichens sur les différents sites sont détaillés en Annexe 4.

Sur le site 1 et 5 et dans une moindre mesure le 3, la répartition des congénères HAP varie peu entre l'été et l'hiver, les lichens de ces zones ont donc été soumis à des influences similaires lors des deux saisons. Les profils des HAP sur ces sites montrent une dominance des HAP lourds en été comme en hiver. Sur les sites 2, 4, 6 et 7, le profil HAP présentent une proportion plus importante de congénères légers et semble confirmer l'existence d'une source d'exposition différente aux 3 autres sites.

Des coefficients de corrélations de Pearson ont été calculés à partir des pourcentages de chaque HAP dans les HAP totaux, pour les deux campagnes d'échantillonnage (Figure 4.10 et 4.11).

Ces coefficients de corrélations indiquent une corrélation positive des différents sites ($R > 0,6$, $p < 0,05$) et permettent de mettre en évidence les échantillons de lichens ayant une répartition des HAP semblable et les variations de ces corrélations en fonction des saisons.

Ainsi, les coefficients sont plus élevés en été. Notamment entre les sites 2, 4, 6 et 7 qui sont les plus éloignés du centre-ville. Cela montre que la répartition des HAP dans ces échantillons était relativement proche en période estivale, leur concentrations plus faibles sur ces sites pourraient déterminer le bruit de fond influencé par des sources locales d'émission en HAP (biomasse, émissions domestiques, ZIP de Fos). Par ailleurs, le site 2 se démarque des trois autres en hiver, ce qui pourrait être la conséquence de l'influence de l'écobuage.

La forte corrélation entre L1 et L5 et, dans une moindre mesure, L3, montre que la répartition des HAP est semblable sur ces sites et qu'elle a subi les mêmes influences au cours du temps.

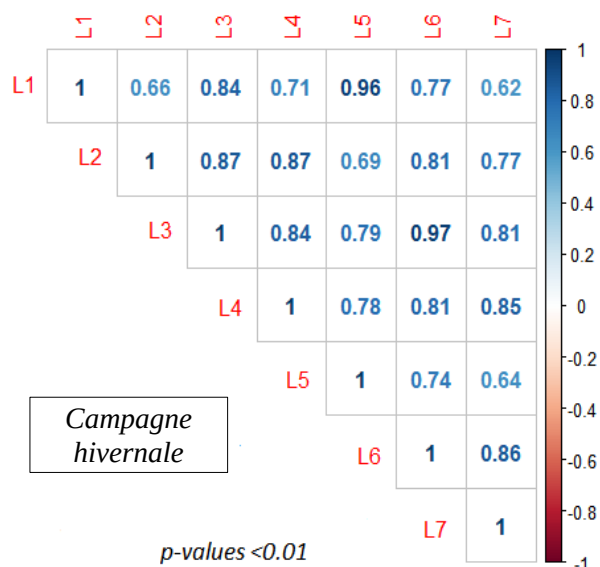


Figure 4.10 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre les compositions en HAP des échantillons de lichens hivernaux

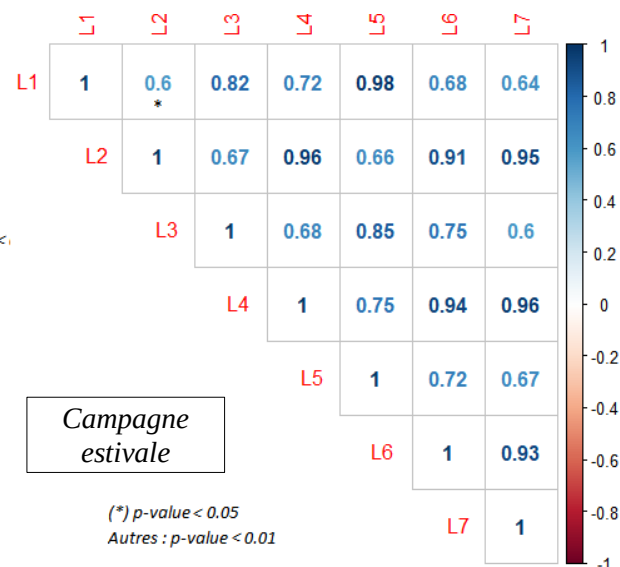


Figure 4.11 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre les compositions en HAP des échantillons de lichens estivaux

IV.6. Sols

Un dosage des HAP a été réalisé en hiver, dans 10 prélèvements de sols en surface (Tableau 4.6) (Figure 4.12).

Tous les sols de la ville contiennent des HAP mais les concentrations rencontrées y sont très hétérogènes. Elles vont de 222 µg/kg (S2) à presque 31 000 µg/kg (S1). Sachant que les teneurs naturelles des sols en HAP varient de 100 à 1 000 µg/kg, ces résultats mettent donc en évidence une contamination importante des sols sur plusieurs sites. Par ailleurs, la cartographie met en exergue un gradient de concentrations décroissants depuis la friche industrielle (S1).

Les profils des HAP observés au sein des échantillons de sols sont présentés en Annexe 5.

Globalement, la répartition des HAP est semblable, notamment la proportion des congénères ayant 4 et 5 cycles aromatiques. Ainsi, l'ensemble des échantillons de sols présente une majorité de HAP lourds, témoignant d'une contamination historique. En effet, les processus de vieillissement tels que la lixiviation (solubilisation), l'évaporation, la volatilisation et la biodégradation peuvent modifier la distribution des HAP (Wilcke, 2000) avec notamment des HAP de faible poids moléculaire plus volatils et plus sensibles à la dégradation microbienne.

De possibles apports atmosphériques peuvent s'y ajouter. En effet, les sites les plus proches de la ZIP (site 4 et 10, Annexe 5) montrent une part des HAP légers plus importantes que dans les autres sites, pouvant témoigner d'un impact de l'activité industrielle actuelle sur les sols de la ville.

Tableau 4.6: Concentrations totales des 16 HAP mesurées dans les échantillons composites récoltés sur 10 sites de prélèvements

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
[HAP] (µg/kg)	30 747,4	401,6	3 270,3	692,5	10 901,9	3 143,6	558,8	2 746,2	14 531,4	1 255,0

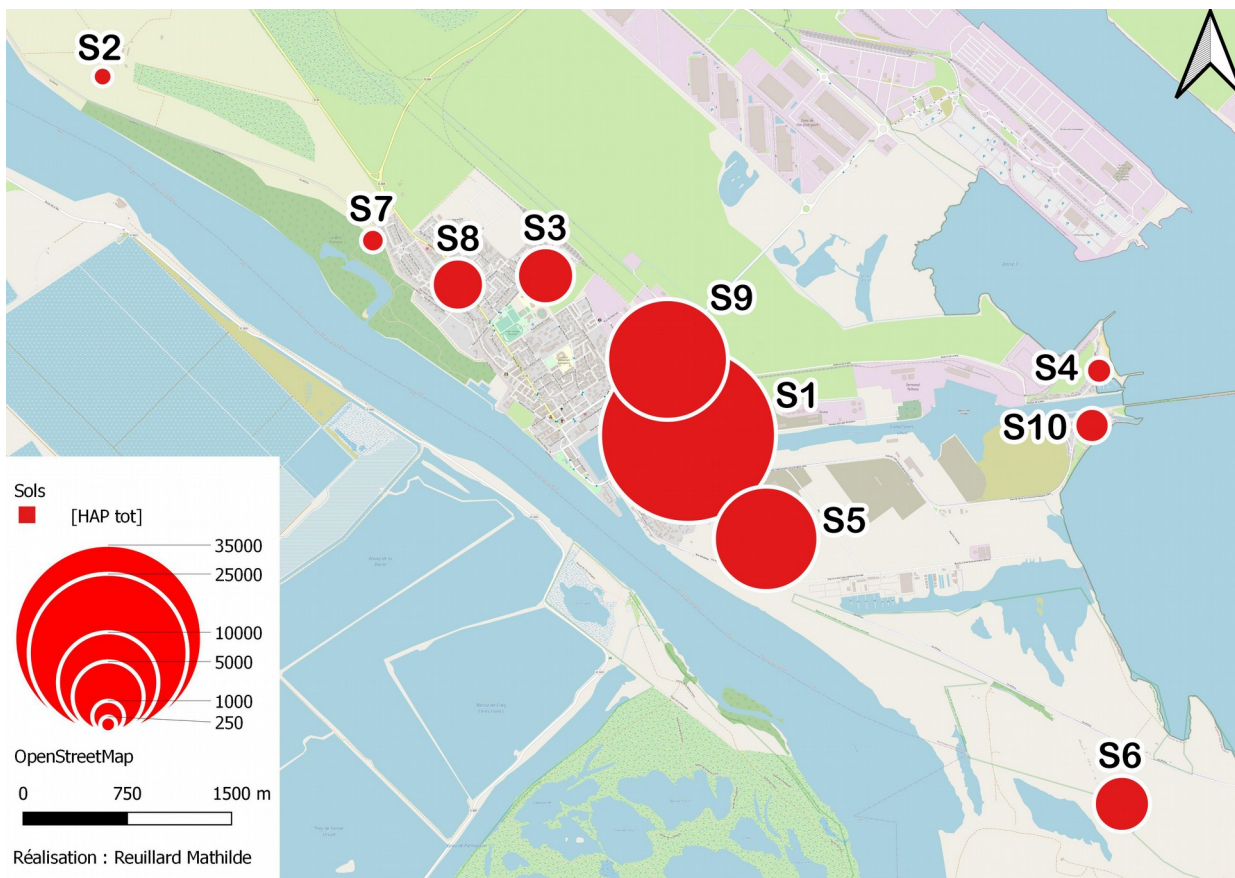


Figure 4.12 : Concentrations totales des 16 HAP mesurées dans les échantillons composites récoltés sur 10 sites de prélèvements.

Comme pour les lichens, afin de mieux comprendre les liens entre les différents profils de HAP des sols, des coefficients de corrélations de Pearson ont été calculés à partir des pourcentages de chaque HAP dans les HAP totaux (Figure 4.13).

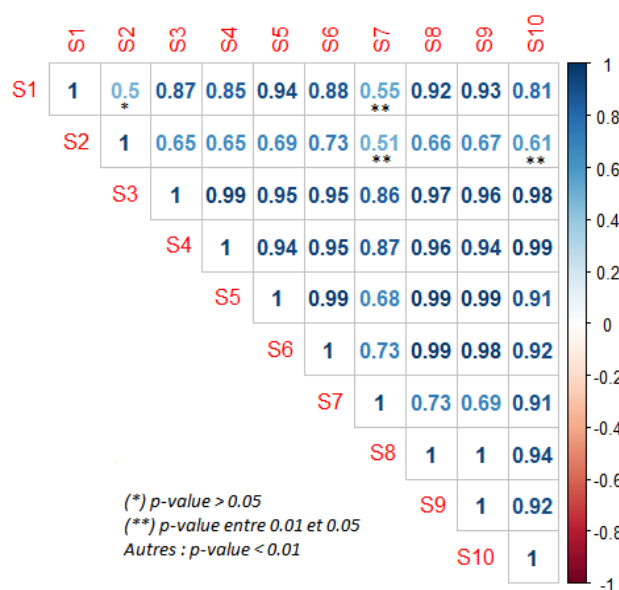


Figure 4.13 : Coefficients de corrélation de Pearson calculés entre les compositions en HAP des échantillons.

Les coefficients de corrélation retrouvés entre les sites correspondent au gradient de concentrations observés sur la cartographie. En effet, pour le site de la friche industrielle (S1), les valeurs les plus hautes observées illustrent les corrélations avec S5, S9 et S8 (en rouge). A noter également que les corrélations avec S3, S4,

S6 et S10 restent élevées indiquant une répartition des congénères HAP commune dans les sols des différents sites.

Le site 2 et dans une moindre mesure le 7, localisés au nord de la ville et les plus éloignés du site 1, présentent les coefficients de corrélations les plus faibles, la similitude avec les autres profils est donc la plus faible.

A l'exception des sites 1, 7 et 2, les autres lieux de prélèvements ont tous les coefficients de corrélations supérieurs à 0,8, synonyme d'une forte correspondance dans les profils de congénères HAP.

V. Discussions

V.1. Exposition aux HAP atmosphériques

V.1.1. Exposition globale

Les mesures de polluants atmosphériques réalisées à Port-Saint-Louis-du-Rhône ont permis de mettre en évidence le contexte particulier de cette ville.

En effet, les concentrations en PM10 qui y ont été observées lors du premier semestre de l'année 2020 sont largement supérieures à celles d'autres stations présentes autour du Golfe de Fos et notamment à celle de la station de Port-de-Bouc, qui est la station de référence fond industriel d'AtmoSud. Au contraire, les niveaux de SO₂ mesurés sur la commune sont relativement faibles en comparaison à ceux mesurés en milieu industriel. Cependant, de nombreux pics de concentrations en SO₂ sont identifiés à Port-Saint-Louis-du-Rhône démontrant l'influence des émissions industrielles et du trafic maritime du Golfe de Fos.

Alors que l'analyse des HAP sur les PM10 recueillies sur filtre n'a pas permis de clairement souligner une sur-exposition de la ville aux HAP atmosphériques, les mesures de bioimprégnation lichénique effectuées dans le cadre de cette étude ont mis en évidence une exposition marquée de la commune aux HAP atmosphériques, avec des niveaux élevés des teneurs en HAP dans les lichens et supérieurs aux niveaux relevés dans le reste du territoire métropolitain (Ratier et al., 2018) ou sur d'autres zones industrielles en Europe (Augusto et al., 2010).

Les zones les plus exposées de la commune se concentrent autour du Canal Saint-Louis, regroupant un grand nombre d'anciennes friches industrielles non réhabilitées. Ainsi que sous les vents dominants en provenance de ces zones, sur le centre ville qui jouxte celles-ci, et sur la Presqu'île du Mazet au sud de la ville.

Ces niveaux élevés de HAP dans les lichens se déclinent au niveau des sols avec des concentrations élevées au nord du Canal Saint-Louis ainsi que sur la Presqu'île du Mazet, qui sont des territoires fortement urbanisés où se concentrent une densité de population importante. Ce travail a ainsi confirmé l'exposition atmosphérique importante aux HAP de Port-Saint-Louis-du-Rhône qui se concentre principalement sur le centre-ville et le pourtour du Canal Saint-Louis et impacte la qualité des sols.

V.1.2. Crise sanitaire

Les évolutions des moyennes journalières de PM10, BC et SO₂ ont mis en exergue plusieurs phénomènes influençant leur évolution avec notamment la crise sanitaire liée à la pandémie de Covid-19. Celle-ci a entraîné un confinement de la population française du 17 mars au 11 mai 2020. L'évolution des paramètres atmosphériques mesurés ont permis, dans une certaine mesure, d'observer les effets du confinement. Ainsi, alors qu'une augmentation des moyennes de BC est enregistrée jusqu'au 15 avril, elle est suivie d'une diminution des teneurs en BC et SO₂ jusqu'à la fin du confinement. Celle-ci pouvant être consécutive de la réduction de l'activité industrielle du Golfe de Fos pendant cette période (mise à l'arrêt d'un haut fourneau d'Arcelor Mittal, chômage partiel dans de nombreuses usines en réponse à la réduction de l'activité de production à partir de mi-avril). Concernant les PM10, si une hausse est également visible à partir du 17 mars, l'absence de données du 25 mars au 17 avril en freine la compréhension. Cependant, un niveau de PM10 relativement faible est mesuré à partir de fin avril jusqu'à la fin du confinement. Il est suivi d'une augmentation des concentrations journalières moyennes après le déconfinement semblant là aussi souligner les effets de la réduction du trafic routier et, plus généralement, des activités anthropiques sur les niveaux de PM10 dans l'air pendant le confinement. Enfin, la diminution des niveaux de HAP mesurés dans les lichens en période estivale pourrait également être la conséquence d'une diminution des émissions de HAP sur le secteur consécutive à la réduction de l'activité industrielle et du trafic routier.

V.2. Origines des HAP atmosphériques

Les résultats obtenus montrent de fortes variations saisonnières des mesures atmosphériques et des concentrations en HAP. Le suivi temporel des concentrations en HAP dans les PM10 souligne que cette exposition aux HAP est permanente et semble moindre en période estivale. Il y a donc une contamination diffuse de la ville, due à de multiples sources.

La distribution des HAP peut renseigner sur l'origine pyrolytique ou pétrogénique des HAP dans un échantillon (Tobiszewski et Namiesnik, 2012). Par exemple, le calcul du ratio $\sum\text{LMW} / \sum\text{HMW}$ est ainsi proposé (avec LMW : HAP à 2 et 3 cycles et HMW : HAP à 4 et 5 cycles) pour déterminer les sources pyrolytiques ou pétrogénique des HAP (Zhang *et al.*, 2008 ; Tobiszewski et Namieśnik, 2012).

Ainsi, les concentrations des congénères enregistrées dans les échantillons de filtres, de jauges Owen et de sols donnent toutes des ratios inférieurs à 1. Leurs origines seraient donc majoritairement pyrolytique, c'est-à-dire issus de combustion incomplète de matière organique pouvant être d'origine naturelle (feux de forêt) ou anthropique (procédés industriels, utilisation des combustibles solides ou de carburants).

Cependant, l'utilisation de ce ratio ne donne pas une indication certaine de l'origine de ces HAP. Dans le cas des filtres et des jauges Owen, il a été calculé à partir des mesures de HAP réalisées dans la phase particulaire. Or les HAP d'origine pétrogéniques possèdent une masse moléculaire plus faibles et ont donc tendance à être plus sous forme gazeuse (Chen et Chen, 2011).

V.2.1. Chauffage

La différence d'exposition saisonnière s'explique, d'une part, par les modifications de paramètres météorologiques, tels que la température et l'humidité relative, qui ont des effets sur la pollution de l'air (Qiu *et al.*, 2013). En effet, en hiver, les processus de dégradation sont ralentis et les basses couches de l'atmosphère sont plus stables, ce qui favorise l'accumulation des polluants (LCSQA, 2003).

D'autre part, les émissions de HAP sont plus élevées en hiver à cause du chauffage au bois (CITEPA, 2020). En effet, en 2018, en France, après le gaz naturel (41 %), le bois était la 2^e source d'énergie utilisée pour le chauffage des ménages (28 %) suivi du fioul domestique (13 %) (CEREN, 2018).

Cette source d'émission est d'autant plus présente que la densité de logement est importante, son influence est donc plus marquée au niveau des centres urbains. Par ailleurs, les processus de combustion à basses température tels que la combustion de bois forment généralement des HAP à faibles masses moléculaires contrairement à la combustion de carburants fossiles (Mostert *et al.*, 2010). Les appareils à combustion de bois émettent notamment, en priorité, des FlA, Pyr, Phe, Ace et Nap (Tissari *et al.*, 2007). Ces congénères sont principalement relevés dans les échantillons de lichens en hiver sur les sites du centre ville (sites 1, 3, 5) mettant ainsi en évidence l'influence des émissions domestiques dans l'exposition atmosphérique en HAP sur la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône.

Afin de mieux comprendre l'influence du chauffage sur les émissions de HAP, il serait donc intéressant de réaliser une étude de consommation d'énergie du parc résidentiel.

V.2.2. Ecobuage

Le site de prélèvement n°2, et dans une moindre mesure le site 7, étaient placés à proximité des zones agricoles dominées par la riziculture où est pratiqué l'écobuage en période hivernale. Or ces points sont ceux où les concentrations en HAP totaux sont les plus faibles quelque soit la matrice étudiée. Leurs distributions au sein des échantillons de sols présentent les plus faibles coefficients de corrélation avec les celles rencontrées en zone urbaine, mettant ainsi en avant une origine différente que les contaminations diffuses observées dans les sols urbains. Dans les lichens, notamment en hiver, le profil des congénères relevé montre une dominance des HAP à 4 cycles et une plus forte proportion d'HAP à faible poids moléculaire (Phe, Acy, Fle) semblant cibler la combustion de biomasse comme principale origine pyrolytique des apports en HAP (Chen et Chen, 2011). Cela pourrait se combiner aux écobuages dont les influences seraient locales puisqu'elle ne sont pas visibles au niveau du reste de la ville et dont les apports semblent faibles au regard

des concentrations enregistrées sur ces deux sites notamment dans les lichens et dans les sols.

Ces distributions des congénères HAP sont moins perceptibles dans les particules sédimentables recueillies dans les jauges Owen sur le site 2. En effet, l'installation des jauges Owen en hiver avait été effectuée entre mi-décembre et mi-janvier. Or, les écobuages ont débuté début janvier. Les jauges hivernales ont donc pris en compte seulement une partie de l'exposition atmosphérique due aux écobuages rendant plus difficile l'interprétation.

V.2.3. ZIP de Fos-sur-Mer

L'étude de la provenance des PM10, lorsqu'elles étaient les plus chargées, couplée aux mesures de SO₂, ont permis de montrer les influences de la ZIP de Fos-sur-Mer sur les émissions de HAP.

Par ailleurs, les profils des HAP dans les sols des sites 4 et 10, les plus proches de la ZIP, possèdent une part plus importante de HAP légers que les autres sites, témoignant d'une contamination récente de ceux-ci (Wu *et al.*, 2006). Cependant, alors que dans les PM10 une faible charge en HAP, notamment l'été, était souvent mesurée, les résultats obtenus en bioaccumulation lichénique montrent une forte exposition de la ville aux HAP atmosphériques en hiver comme en été. Ces différences relevées entre les types de prélèvements semblent indiquer que les PM10 ne sont pas la principale phase particulaire à l'origine des apports en HAP. Il serait donc pertinent de réaliser des dosages sur des filtres de particules ultrafines (PM1) ainsi que de prélever des PM2,5 pour obtenir une vision globale des apports atmosphériques des HAP via la phase particulaire.

De même les teneurs en HAP mesurées dans les lichens peuvent être influencées par la proximité de la ZIP de Fos-sur-Mer au nord-est de la ville. En effet, Dron *et al.* (2016) et Ratier *et al.* (2018) avaient montré que les teneurs en contaminants, dont les HAP, augmentaient fortement avec la proximité industrielle. Réalisées à partir de la même méthodologie que celle employée pour ce travail, ces études ont montré que les mesures dans les villes au voisinage de la ZIP étaient élevées et variaient de 237 à 620 µg/kg. Cela correspond à la plupart des mesures lichéniques effectuées lors de cette étude (hors points 1 et 5) et peut être considéré comme le fond urbain de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les activités liées à la présence de la ZIP de Fos-sur-Mer seraient donc responsables d'émissions continues de HAP, dont le transport vers Port-Saint-Louis-du-Rhône serait facilité par la prédominance des vents issus du nord.

V.3. Impact de la contamination des sols

Comme indiqué précédemment, la contamination diffuse des sols de surface est observée à Port-Saint-Louis-du-Rhône avec des concentrations atteignant 31 000 µg/kg au niveau de la friche industrielle. Selon BASIAS, cette friche était un lieu de raffinage, distillation et rectification du pétrole et/ou stockage d'huile minérale responsable de cet contamination ponctuelle sur le site 1. Sa date de fin d'activité n'est pas précisée.

Un gradient de concentrations depuis cette friche industrielle est nettement visible et ce, malgré la faible mobilité des HAP dans les sols (Rollin *et al.*, 2005). Or, l'influence de cette contamination historique se retrouve dans les lichens, notamment sur les sites 1 et 5 considérés comme de très bons indicateurs de la qualité de l'air (Boucheron et Martin, 2019). Une remise en suspension des poussières de sols, riches en HAP, présentes dans les sols du site 1, contaminés historiquement, est donc à supposer. D'autres résultats sont en accord avec cette hypothèse. En effet, les prélèvements des PM10 sur filtres montrent que celles-ci sont les plus chargées en HAP lorsque les vents sont orientés sud-est. Cela correspond à la position de la friche industrielle par rapport à la station AtmoSud. Par ailleurs, les résultats de jauges Owen permettent de constater que la distribution des HAP au niveau des sites 1 et 3 est proche, avec une majorité de HAP lourds témoignant d'une contamination historique et dont l'envol de poussières de sol pourrait être identifié comme une source de contribution importante aux HAP sur le centre ville.

Il serait donc pertinent d'étudier la possibilité de revégétaliser les sols contaminés nus des friches industrielles situées sur le pourtour du Canal Saint-Louis afin de limiter les envols de poussières de sol contaminées (Heckenroth, 2017) et faciliter la dégradation des HAP (Denys *et al.*, 2006).

De plus, les prélèvements de sols ont été réalisés en partie sur des terrains privés. Il est donc important d'informer et de sensibiliser les populations. En effet, bien que le transfert sol-plantes des HAP soit faible par voie racinaire (Kipopoulou *et al.*, 1999 ; Austruy et Roulier, 2016), les travaux tels que le jardinage peuvent remettre en suspension ces HAP présents dans les sols de surface et faciliter les envols de poussières et ainsi favoriser l'exposition par voie aérienne.

La présence de ces HAP représente également un risque pour l'environnement. En effet, les HAP sont des produits qualifiés de xénobiotiques puisqu'ils sont défavorables à la vie des micro-organismes du sols et de la végétation (Duchaufour, 2001).

Dans le cadre de la prévention des risques de pollution, la compréhension des mécanismes impliqués dans le devenir des HAP présents dans les sols est donc nécessaire afin de prévenir leurs transferts vers d'autres compartiments (Girard *et al.*, 2011). Pour cela, la mesure de certains paramètres physico-chimiques des sols serait à réaliser tels que le taux de matière organique (C_{org}), l'azote, la CEC, le pH et la granulométrie ; ces paramètres faisant varier la disponibilité des HAP dans les sols (Barnier, 2009). Ces analyses n'ont pu être effectuées dans le temps imparti pour ce rapport suite au confinement et aux restrictions d'accès au laboratoire universitaire mais seront réalisées prochainement sur les échantillons de sols prélevés.

VI. Conclusions

Le large champ d'application obtenu grâce aux différents types de prélèvements réalisés lors de cette étude et leur complémentarité, ont permis de mieux comprendre l'exposition aux HAP atmosphériques de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône. En effet, une contamination diffuse aux HAP dans les différentes matrices environnementales prélevées. Un fond urbain, relativement élevé a été mesuré sur l'ensemble du territoire communal, notamment dans le centre-ville. Les émissions des activités industrielles recensées dans la ZIP de Fos-sur-Mer située à proximité ont impacté les niveaux de HAP mesurés sur le territoire dont les mesures sont semblables à celles retrouvées lors d'autres études réalisées dans le Golfe de Fos

De fortes variations saisonnières sont également observables sur l'ensemble des résultats avec des mesures plus élevées en période hivernale. Cela peut être la conséquence des changements de propriétés de l'atmosphère et de l'influence des émissions domestiques sur les émissions de HAP, notamment en centre-ville.

Associé à la cartographie de la contamination des sols en HAP, ces données ont permis de consolider les données sanitaires et environnementales de la ville et d'identifier les zones les plus exposées. Il s'agit du Canal Saint-Louis, qui regroupe un grand nombre d'anciennes friches industrielles non réhabilitées, de la presqu'île du Mazet au sud de la ville et du centre-ville.

De plus, un gradient de concentrations des HAP dans les sols est visible à partir de ces friches. La faible mobilité des HAP dans les sols ainsi que les mesures de bioimprégnation lichénique permettent de supposer qu'il y aurait une remise en suspension des HAP contenus dans les poussières de sols. La revégétalisation de ces friches industrielles présentant souvent des sols nus pourrait limiter cet envol de poussières et donc l'influence des friches industrielles sur l'exposition aux HAP atmosphériques de la ville.

Cette exposition représente un risque sanitaire. Il est donc important d'informer et sensibiliser la population, notamment les propriétaires des terrains où ont été réalisés les prélèvements de sols.

A l'avenir, il serait intéressant de comparer les apports de HAP via les particules en réalisant des dosages dans d'autres phases particulaires (PM_{2,5} et PM₁) mais également de compléter la cartographie des sols. De plus, l'exposition atmosphérique générale de l'année 2020 étant particulière du fait de la crise sanitaire et du confinement du pays, il serait pertinent de continuer à acquérir les données de bioimprégnation lichénique et de dosage de HAP sur filtre, afin de vérifier les variations saisonnières observées sur un laps de temps plus long.

Bibliographie

AFNOR. (2013, Janvier). Norme NF X43-904 portant sur la biosurveillance passive de la qualité de l'air à l'aide des lichens autochtones, de la récolte à la préparation des échantillons.

AFNOR. (2014, Mars). Norme NF EN 16413 portant sur l'évaluation de l'impact d'une activité anthropique (notamment les effets de la pollution atmosphérique) à partir d'une étude de la diversité des lichens épiphytes.

Agence Régionale pour l'Innovation et l'Internationalisation des entreprises de Provence-Alpes-Côte-d'Azur (ARII PACA). (2011). *Fiche : Zone industrialo-portuaire de Marseille Fos*.

Agnan, Y. (2013). *Bioaccumulation et bioindication par les lichens de la pollution atmosphérique actuelle et passée en métaux et en azote en France: sources, mécanismes et facteurs d'influence* (Doctoral dissertation).

Air Breizh. (2008, Février). *Mesure des HAP en milieu urbain à Rennes*.

Air Lorraine. (2014, Novembre). *Biosurveillance de l'environnement par les lichens dans les Réserves naturelles nationales de la Tourbière de Machais et du Massif du Grand Ventron*.

Air Paris. (2013, Juillet). *Pollution atmosphérique au benzo(a)pyrène et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : cas de la région Île de France*.

Air Paris (2020). *Réglementation : Norme française* (consulté le 24/04/2020)

Disponible sur : <<https://www.airparif.asso.fr/reglementation/normes-francaises>>

Allen, J. O. (1997). *Atmospheric partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and oxygenated PAH* (Doctoral dissertation, Massachusetts Institute of Technology).

Association Calédonienne de Surveillance de la Qualité de l'Air (Scal Air). (2016, Février). *Mesure des retombées atmosphériques à Nouméa et dans le Sud en 2014*.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes. (2018, Février). *Amélioration des connaissances sur les transferts Air-Eau des HAP*.

Atmo Bourgogne-Franche-Comté. (2020, Mai). *Fiche technique : l'aethalomètre*.

Atmo Bourgogne-Franche-Comté. (2020, Mai). *Fiche technique : le BAM*.

Atmo Bourgogne-Franche-Comté. (2020, Mai). *Fiche technique : le préleveur haut débit*.

Atmo Nord-Pas-de-Calais. (2016, Juin). *Etude sur les HAP : bilan 2014 et évolution depuis 2010*.

Atmo Sud. (2018, Mai). *Bilan 2017 des mesures de Black Carbon*.

Atmo Sud. (2017, Mars). *Mesure de retombées atmosphériques dans les environs de Tarascon en juillet 2016*

Augusto, S., Máguas, C., & Branquinho, C. (2009). *Understanding the performance of different lichen species as biomonitors of atmospheric dioxins and furans: potential for intercalibration*. *Ecotoxicology*, 18(8), 1036-1042.

Augusto, S., Maguas, C., Matos, J., Pereira, M.J., Branquinho, C., (2010). *Lichens as an integrating tool for monitoring PAH atmospheric deposition: A comparison with soil, air and pine needles*. Environmental Pollution, 158, 483-489.

Austruy, A., Dron, J., Charbonnier, E., Babaguela, N., Miche, H., Keller, C., Chamaret, P. (2016). *Teneurs naturelles et apports anthropiques en éléments traces dans les sols à l'ouest de l'étang de Berre*. Étude et gestion des sols, 23, 125-141.

Austruy, A., & Roulier, M. (2016). *Qualité des sols et végétaux produits sur le Territoire Istres-Ouest-Provence: Évaluation des risques environnementaux et sanitaires*. Rapport d'étude, Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions, 66 p.

Austruy, A., Yung, L., Ambrosi, J. P., Girardclos, O., Keller, C., Angeletti, B., Dron, J., Chamaret, P., Chalot, M. (2019). *Evaluation of historical atmospheric pollution in an industrial area by dendrochemical approaches*. Chemosphere, 220, 116-126.

Bhanarkar, A.D., Rao, P.S., Gajghate, D.G., Nema, P. (2005). *Inventory of SO₂, PM and toxic metals emissions from industrial sources in Greater Mumbai, India*. Atmospheric Environment, 39(21), 3851-3864.

BASIAS. 14/08/1998. *Fiche détaillée PAC1301933 : Arthur Armand* (consulté le 27/03/2020)
Disponible sur : <<https://fiches-risques.brgm.fr/georisques/basias-detaillee/PAC1301933>>

Baumard, P., Budzinski, H., Michon, Q., Garrigues, P., Burgeot, T., Bellocq, J. (1998). *Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 47(1), 77-90.

Boucheron, C., & Martin, N. (2019). *Estimation de la qualité de l'air par l'étude des lichens épiphytes bio-indicateurs sur le Pays du Bocage Vendéen*. CPIE Sèvre et Bocage, 102 p.

Brignon, J. M., & Soleille, S. (2006). *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France: HAP*. Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris).

Centre Léon Berard. (2020). *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques* (consulté le 25/03/2020)
Disponible sur : <<https://www.gouvernement.fr/risques/pollution-de-l-air>>

Chen, C. W., & Chen, C. F. (2011). *Distribution, origin, and potential toxicological significance of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan*. Marine pollution bulletin, 63(5-12), 417-423.

CITEPA. (2020). *Rapport SECTEN : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques* (consulté le 12/04/2020)
Disponible sur : <<https://www.citepa.org/fr/2020-hap/>>

Code de l'environnement. Article R221-1 portant sur la surveillance de la qualité de l'air ambiant.

Contini, D., Gambaro, A., Belosi, F., De Pieri, S., Cairns, W. R. L., Donato, A., ... & Citron, M. (2011). *The direct influence of ship traffic on atmospheric PM_{2.5}, PM₁₀ and PAH in Venice*. Journal of Environmental Management, 92(9), 2119-2129.

Crampon, M. (2015). *Influence des facteurs biogéochimiques et de l'ajout de biosurfactant sur la biodégradation des HAP dans des sols contaminés de manière diffuse* (Doctoral dissertation, Rouen).

- Denys, S., Rollin, C., Guillot, F., & Baroudi, H. (2006). *In-situ phytoremediation of PAHs contaminated soils following a bioremediation treatment*. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 6(3-4), 299-315.
- Dron, J., Austruy, A., Agnan, Y., Ratier, A., Chamaret, P. (2016). *Utilisation de la biosurveillance lichénique sur la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer: retour sur trois ans de suivi à l'échelle d'un territoire intercommunal*. 2268-3798.
- Dron, J., Revenko, G., Chamaret, P., Chaspoul, F., Wafo, E., & Harmelin-Vivien, M. (2019). *Contaminant signatures and stable isotope values qualify European conger (Conger conger) as a pertinent bioindicator to identify marine contaminant sources and pathways*. *Ecological Indicators*, 107, 105562.
- Duchaufour, P. (2001). *Introduction à la science du sol. 6ème édition de l'Abrégé de pédologie*. Paris: DUNOD Editeur, 203-206.
- El Haddad, I., Marchand, N., Dron, J., Temime-Roussel, B., Quivet, E., Wortham, H., ... & Gille, G. (2009). *Comprehensive primary particulate organic characterization of vehicular exhaust emissions in France*. *Atmospheric Environment*, 43(39), 6190-6198.
- Eva, L. G., & Direction des Risques Chroniques. (2000). *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans l'air ambiant (HAP)*, Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris).
- Goix, S., Dron, J., Raucau, A., & Chamaret, P. (2017). *Lancement de l'étude de biosurveillance des populations exposées aux émissions atmosphériques à proximité de la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer (INDEX)*. *Pollution Atmosphérique*, 233, 1-3.
- Goix, S., Periot, M., Douib, K., (2018). *Etude d'imprégnation de la population aux polluants atmosphériques de la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer*. Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions, 296 p.
- Goriaux, M. (2006). *Etude des artefacts de prélèvement et de la distribution gaz-particules des HAP* (Doctoral dissertation).
- Grand Port Maritime de Marseille. *Présentation du port* (consulté le 14/05/2020)
 Disponible sur : <<https://www.marseille-port.fr/fr/Page/16404>>
- Girard, M. C., Walter, C., Rémy, J. C., Berthelin, J., & Morel, J. L. (2011). *Sols et environnement-2e édition*. Dunod.
- Grand, C., Faure, O., Harris-Hellal, J., Hedde, M., Le Guédard, M., Pauget, B., ... & De Vaufleury, A. (2012, Octobre). *Quels bioindicateurs, pour quels besoins en sites contaminés?*. Journées Techniques Nationales Bioindicateurs & Phytotechnologies (pp. 1-22).
- Guillon, A., Le Menach, K., Flaud, P. M., Marchand, N., Budzinski, H., & Villenave, E. (2013). *Chemical characterization and stable carbon isotopic composition of particulate Polycyclic Aromatic Hydrocarbons issued from combustion of 10 Mediterranean woods*.
- Haritash, A. K., & Kaushik, C. P. (2009). *Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review*. *Journal of Hazardous Materials* 169(1): 1-15.
- Heckenroth, A., Rabier, J., Monsara, P., Pecheux, L. L. M., Prudent, P., Sastre-Conde, M. I., & Laffont-Schwob, I. (2017). *Mise en place d'une approche intégrée pour la restauration écologique des milieux*

pollués du Parc national des Calanques.

INSEE. (29/06/2020). *Commune de Port-Saint-Louis-du-Rhône (13078)* (consulté le 18/08/2020)
Disponible sur : <<https://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=COM-13078>>

Khedim, N. (2018). *Contamination aux HAP d'un sol de culture et phytodégradation*. Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions. 45 p.

Krauss, M., Wilcke, W., Martius, C., Bandeira, A. G., Garcia, M. V., & Amelung, W. (2005). *Atmospheric versus biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a tropical rain forest environment*. *Environmental Pollution*, 135(1), 143-154.

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA). (2003, Décembre). *Programme pilote national de surveillance des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques*.

Lebaron, K., Mechiri, L., Richard, S., Austruy, A., Boudenne, J.L., Coupé, S., (2019). *Assessment of individual and mixed toxicity of bromoform, tribromoacetic-acid and 2,4,6 tribromophenol, on the embryonic-larval development of Paracentrotus lividus sea urchin*. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(20), 20573-20580. doi:10.1007/s11356-019-05279-8.

Lemière, B., Seguin, J. J., Le Guern, C., Guyonnet, D., Baranger, P., Saada, A., ... & Hubé, D. (2001). *Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes*. BRGM éditions, 300, 132p.

Loppi, S., Pozo, K., Estellano, V. H., Corsolini, S., Sardella, G., & Paoli, L. (2015). *Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by lichen transplants: comparison with gas-phase passive air samplers*. *Chemosphere*, 134, 39-43.

Mairie de Port-Saint-Louis-du-Rhône. (2020). *100 ans d'histoire* (consulté le 18/08/2020)
Disponible sur : <<http://www.portsaintlouis.fr/100-ans-d-histoire>>

Marynowski, L., Kurkiewicz, S., Rakociński, M., & Simoneit, B. R. (2011). *Effects of weathering on organic matter: I. Changes in molecular composition of extractable organic compounds caused by paleoweathering of a Lower Carboniferous (Tournaisian) marine black shale*. *Chemical Geology*, 285(1-4), 144-156.

Météo Blue. *Climat de Port-Saint-Louis-du-Rhône : Rose des vents* (consulté le 11/05/2020)
Disponible sur : <https://www.meteoblue.com/fr/meteo/historyclimate/climatemodelled/port-saint-louis-du-rh%c3%b4ne_france_2985934>

Météo France. *Données climatiques de la station de Istres* (consulté le 11/05/2020)
Disponible sur : <<http://www.meteofrance.com/climat/france/istres/13047001/normales>>

Météo France. *Le climat en métropole* (consulté le 18/05/2020)
Disponible sur : <<http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/climat-en-france/le-climat-en-metropole#>>

Météo France. *Phénomènes météo: Les vents régionaux* (consulté le 11/05/2020)
Disponible sur : <<http://www.meteofrance.fr/prevoir-le-temps/phenomenes-meteo/les-vents-regionaux#>>

Ministère de la Transition écologique et solidaire. *Fiches thématiques : La pollution de l'air par les HAP* (consulté le 15/04/2020).

Disponible sur : <https://ree.developpement-durable.gouv.fr/themes/risques-nuisances-pollutions/pollution-de-l-air-exterieur/qualite-de-l-air/article/la-pollution-de-l-air-par-les-hydrocarbures-aromatiques-polycycliques-hap>

Ministère de la Transition écologique et solidaire. *Fiches thématiques : Le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France* (consulté le 15/04/2020).

Disponible sur : <<https://ree.developpement-durable.gouv.fr/themes/risques-nuisances-pollutions/pollution-de-l-air-exterieur/dispositif-de-surveillance/article/le-dispositif-de-surveillance-de-la-qualite-de-l-air-en-france>>

Mostert, M. M., Ayoko, G. A., & Kokot, S. (2010). *Application of chemometrics to analysis of soil pollutants*. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 29(5), 430-445.

Organisation Mondiale de la Santé (OMS). (2020, Juin). *Agents Classified by the IARC. Monographs, Volumes 1-127* (consulté le 25/08/2020)

Disponible sur : <<https://monographs.iarc.fr/agents-classified-by-the-iarc/>>

Parc Naturel Régional de Camargue. *Le site Ramsar* (consulté le 15/05/2020)

Disponible sur : <<http://www.parc-camargue.fr/ramsar.html>>

Parc Naturel Régional de Camargue. *Découvrir la Camargue : carte touristique* (consulté le 15/05/2020)

Disponible sur : <http://www.parc-camargue.fr/visitez_la_camargue.html>

Pepin, G., Baroudi, H., & Nomine, M. (2002, Décembre). *Incertitudes liées à la caractérisation des sols pollués: l'interaction polluant-matrice*.

Qiu, H., Yu, I. T. S., Wang, X., Tian, L., Tse, L. A., & Wong, T. W. (2013). *Season and humidity dependence of the effects of air pollution on COPD hospitalizations in Hong Kong*. *Atmospheric environment*, 76, 74-80.

Ratier, A., Dron, J., Revenko, G., Austruy, A., Dauphin, C. E., Chaspoul, F., & Wafo, E. (2018). *Characterization of atmospheric emission sources in lichen from metal and organic contaminant patterns*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(9), 8364-8376.

Rehwagen, M., Müller, A., Massolo, L., Herbarth, O., & Ronco, A. (2005). *Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas*. *Science of the total Environment*, 348(1-3), 199-210.

Réserves Naturelles de France. (2015, Juin). *Carte des réserves naturelles* (consulté le 14/04/2020)

Disponible sur : <<http://www.reserves-naturelles.org/carte-des-reserves>>

Rollin, C., Quiot, F., & Denys, S. (2005). *Hydrocarbures aromatiques polycycliques – Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transfert dans les sols et les eaux souterraines : Guide méthodologique*, Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris).

Roulier, M. (2016). *Qualité des sols et végétaux produits sur le Territoire Istres-Ouest-Provence : Evaluation des risques environnementaux et sanitaires*. Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions. 66 p.

Scheunert, I., Mansour, M., & Andreux, F. (1992). *Binding of organic pollutants to soil organic matter*. *International journal of environmental analytical chemistry*, 46(1-3), 189-199.

Service d'Information du Gouvernement (SIG). 2020. *Prévention des risques majeurs : pollution de l'air* (consulté le 25/03/2020)
Disponible sur : <<https://www.gouvernement.fr/risques/pollution-de-l-air>>

Sylvestre, A., Mizzi, A., Mathiot, S., Masson, F., Jaffrezo, J. L., Dron, J., ... & Marchand, N. (2017). *Comprehensive chemical characterization of industrial PM_{2.5} from steel industry activities*. *Atmospheric Environment*, 152, 180-190.

Tarantini, A. (2009). *Modulation de la génotoxicité des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) en mélanges* (Doctoral dissertation, Université Joseph-Fourier-Grenoble I).

Tiévant, P. (2001). *Guide des lichens*. Delachaux et Niestlé.

Tissari, J., Hytönen, K., Lyyräinen, J., & Jokiniemi, J. (2007). *A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion*. *Atmospheric Environment*, 41(37), 8330-8344.

Tobiszewski, M., & Namieśnik, J. (2012). *PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources*. *Environmental pollution*, 162, 110-119.

Van Haluwyn C, Cuny D, Garrec J-P. 2011. *Introduction générale – Définitions, concepts et enjeux généraux de la biosurveillance de la qualité de l'air*. *Pollution Atmosphérique*, Numéro spécial : 7-13.

Van Haluwyn, C., & Asta, J. (2014). *Guide des lichens de France. Lichens des arbres*. Belin.

Vane, C. H., Harrison, I., & Kim, A. W. (2007). *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments from the Mersey Estuary, UK*. *Science of the Total Environment*, 374(1), 112-126.

Vitali, M., Antonucci, A., Owczarek, M., Guidotti, M., Astolfi, M. L., Manigrasso, M., ... & Protano, C. (2019). *Air quality assessment in different environmental scenarios by the determination of typical heavy metals and Persistent Organic Pollutants in native lichen Xanthoria parietina*. *Environmental Pollution*, 254, 113013.

Wang, Y. B., Liu, C. W., Kao, Y. H., & Jang, C. S. (2015). *Characterization and risk assessment of PAH-contaminated river sediment by using advanced multivariate methods*. *Science of the Total Environment*, 524, 63-73.

Wu, S. P., Tao, S., & Liu, W. X. (2006). *Particle size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in rural and urban atmosphere of Tianjin, China*. *Chemosphere*, 62(3), 357-367.

Yang, H. H., Lai, S. O., Hsieh, L. T., Hsueh, H. J., & Chi, T. W. (2002). *Profiles of PAH emission from steel and iron industries*. *Chemosphere*, 48(10), 1061-1074.

Zhang, W., Zhang, S., Wan, C., Yue, D., Ye, Y., & Wang, X. (2008). *Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy throughfall*. *Environmental Pollution*, 153(3), 594-601.

ANNEXE1 : Carte du bassin ouest du port de Marseille Fos



Source : https://www.marseille-port.fr/fr/Content/Documents/2015/Cartes%20Bassins/ Carte_bassin_OUEST_HD.pdf

ANNEXE2 : Climat de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône

Description des vents



Le **mistral** est un vent de sud-est soufflant sur toute la zone littorale méditerranéenne accompagné généralement de fortes pluies.

En région marseillaise, le mistral vient du nord-ouest.



Le **marin** est un vent de sud-est soufflant sur toute la zone littorale méditerranéenne accompagné généralement de fortes pluies.

Il s'agit d'un vent fort et régulier, très humide et doux, plus fréquent au printemps et en automne.



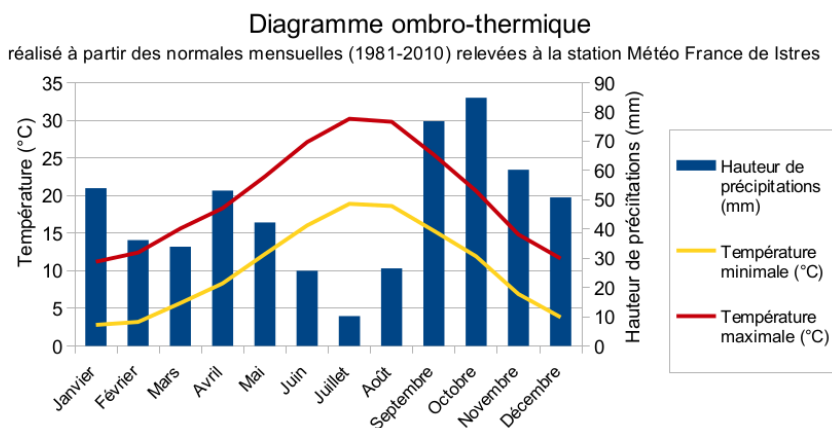
Le **levant** est un vent pouvant être modéré à fort, généralement doux, très humide, associé à un ciel nuageux et un temps pluvieux.

Il est plus fréquent en fin d'automne, en hiver et au printemps.

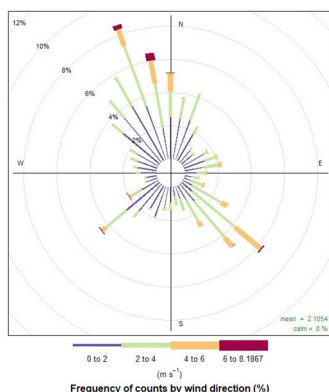


Le **sirocco** est un vent venant du sud, chaud et sec, accompagnant les températures caniculaires. Assez rare, en France il ne souffle généralement pas plus que quelques heures d'affilées. Il provient du Sahara et transporte donc du sable.

Diagramme ombro-thermique annuel moyen (station Météo France de Istres)



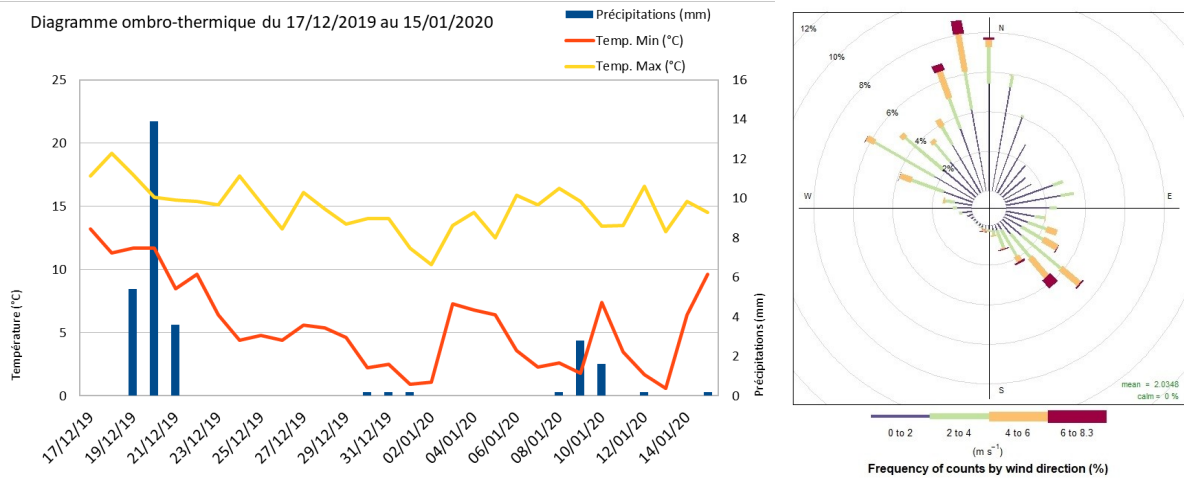
Roses des vents (station Atmo de Port-Saint-Louis) réalisées à partir des données du 08/01 au 18/06/2020



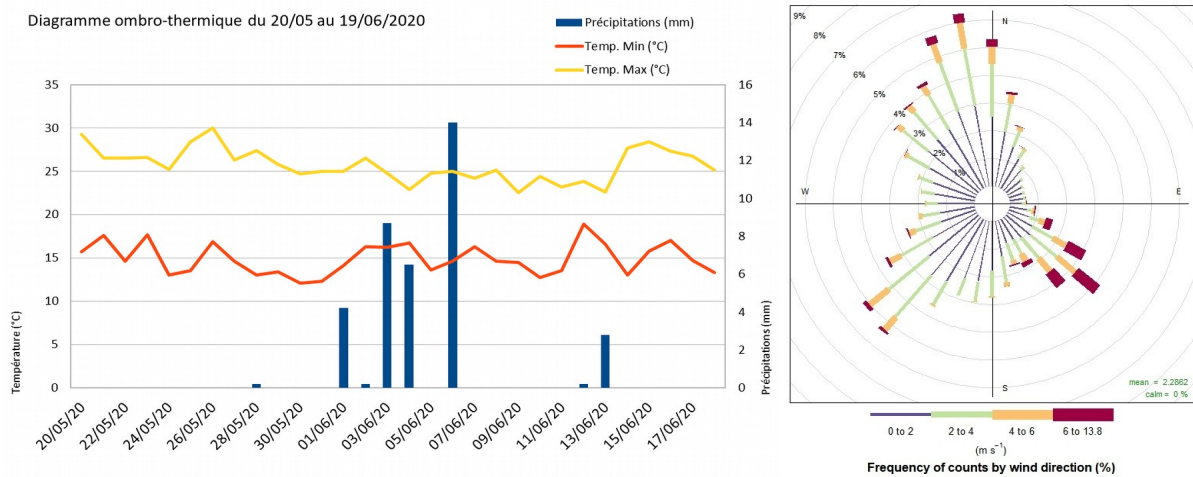
ANNEXE 3: Conditions météorologiques présentes lors de la pose des jauges Owen

Diagrammes ombro-thermiques et roses des vents

Campagne hivernale (17/12/2019 – 15/01/2020)



Campagne estivale (20/05/20 - 19/06/20)



ANNEXE 4 : Profils HAP des échantillons de lichens



ANNEXE 5 : Profils HAP des échantillons de sols

