

Biosurveillance atmosphérique de la Métropole Aix-Marseille-Provence

Campagne lichens 2021

- 2023 -



Remerciements

L'Institut Écociroyen adresse ses remerciements amicaux à Amandine Durand (Laboratoire Chimie Environnement, Aix-Marseille Université), ainsi qu'à Emmanuel Wafo et Florence Chaspoul (Faculté de Pharmacie, Aix-Marseille Université) pour leurs accompagnements techniques dans les analyses chimiques,

L'Institut Écociroyen remercie également l'ensemble des villes qui ont accueilli les prélèvements, ainsi que la Réserve Naturelle des Marais du Vigueirat, le Parc Naturel Régional de Camargue, et le Grand Port Maritime Marseille-Fos.

Les travaux présentés dans ce rapport ont été réalisés avec le soutien financier de la Métropole Aix-Marseille-Provence, l'ADEME (dans le cadre du projet EVALVIE), la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône (dans le cadre du projet CARE) et la ville de Fos-sur-Mer.

Le présent rapport est publié sous licence CC-BY-ND



Les données, les interprétations et les images présentes dans ce rapport sont la propriété de l'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions, libres d'accès et d'utilisation à condition de citer les références du rapport et d'indiquer la source des données, photos et graphiques ("Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions - Fos sur Mer").

Il ne sera pas apporté, à la version originale du rapport, de modifications à des fins de diffusion. L'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions ne pourra être tenu responsable de toute interprétation réalisée par un tiers et qui n'est pas explicitement détaillée dans ce rapport.

Pour citer ce rapport :

Mathilde Reuillard. Biosurveillance atmosphérique de la Métropole Aix-Marseille-Provence : Campagne lichens 2021. Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions, 2023.

SYNTHÈSE

Présentation de l'étude

Depuis 2011, l'Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions (IECP) a mis en place un vaste suivi de l'évolution de la qualité de l'air autour du golfe de Fos et de la Métropole Aix-Marseille-Provence ; le territoire étudié allant de Port-Saint-Louis-du-Rhône à Aix-en-Provence, en passant par la zone industrialo-portuaire (ZIP) de Fos-sur-Mer, Martigues, Marseille ou encore Saint-Martin-de-Crau. Afin de pouvoir caractériser les multiexpositions sur cette large zone d'étude, ce suivi repose sur l'utilisation de la biosurveillance lichénique. En effet, les lichens sont des bioindicateurs dépendant presque exclusivement des apports atmosphériques. Ils sont donc très utilisés pour évaluer la qualité de l'air, notamment pour déterminer les concentrations en polluants atmosphériques qu'ils ont bioaccumulés.

Pour cela, plusieurs campagnes de prélèvements de *Xanthoria parietina* ont déjà eu lieu en 2011, 2012, 2013, 2014 et 2017. Les résultats obtenus ont fourni une quantité importante de données, révélant des disparités d'accumulation de contaminants dans les lichens et permettant de définir différentes catégories d'exposition selon l'emplacement géographique des sites étudiés.

Dans cette continuité, une nouvelle campagne a été réalisée en 2021, où 41 sites ont été échantillonnés entre le 4 et le 15 octobre 2021, afin d'y mesurer les concentrations de 20 métaux et métalloïdes, 17 congénères de dioxines (PCDD) et furanes (PCDF), 40 congénères de polychlorobiphényles (PCB), 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), 43 pesticides et de lévoglucosan ; soit un total de 137 composés et éléments. Ces mesures vont permettre d'évaluer l'impact de la qualité de l'air en fonction de l'exposition des sites étudiés, mais également de suivre l'évolution des teneurs depuis 2011 par catégories de polluants.

Métaux et métalloïdes

Une surexposition aux métaux et métalloïdes est visible à proximité des activités industrielles, les teneurs mesurées étant plus importantes dans les environnements industriels que dans les milieux ruraux. Cette influence s'étend dans les centres urbains proches de complexes industriels, tels que Fos-sur-Mer, Martigues, Port-Saint-Louis-du-Rhône et Gardanne, où l'on constate des concentrations globalement plus élevées que dans des villes comme Marseille, Aix-en-Provence ou encore Vitrolles, bien que celles-ci soient fortement urbanisées et donc potentiellement exposées.

Très globalement, l'évolution de ces concentrations tend vers une légère baisse, avec des niveaux mesurés en 2021 légèrement inférieurs à ceux trouvés sur la période 2011-2017.

Dioxines et furanes (PCDD/F)

La répartition des concentrations en dioxines et furanes est très hétérogène sur l'ensemble des échantillons analysés. Les sites catégorisés comme industriels présentent tout de même la concentration moyenne la plus élevée, à l'opposé des sites ruraux. De plus, c'est en milieu industriel que l'on trouve les I-TEQ (International Toxic Equivalents) les plus importants, notamment sur les sites de Goulevielle et Caban qui encadrent les deux incinérateurs de déchets et le complexe sidérurgique de la ZIP, soit les principaux émetteurs de PCDD/F dans la région. Par ailleurs, les résultats montrent l'influence des apports industriels sur les autres catégories de sites, notamment les sites ruraux, qui malgré les faibles concentrations mesurées présentent un I-TEQ moyen relativement élevé et une proportion de furanes proche de celle des sites industriels.

Enfin, une augmentation globale des concentrations totales mesurées dans les lichens est observable en 2021 par rapport à 2017, ce qui va à l'encontre des émissions dans l'air déclarées dans le registre des émissions polluantes (IREP) des Bouches-du-Rhône.

Polychlorobiphényles (PCB)

La répartition des PCB totaux, PCB_i et PCB-DL est relativement homogène sur le territoire, avec des concentrations moyennes totales par catégorie de sites semblables, à l'exception des sites ruraux où elles sont légèrement plus faibles, suggérant une influence, bien que limitée, des sources urbaines et industrielles. Cette influence se retrouve dans la distribution des PCB selon leur nombre de chlore, avec une proportion plus importante de PCB légers au sein des sites ruraux, et inversement au sein des sites industriels. Or, les PCB lourds sont les principaux composants des produits industriels commercialisés qui, avec le temps, peuvent se dégrader en PCB légers. On peut ainsi suspecter une pollution « primaire » aux PCB sur les sites industriels et urbains, et une « secondaire » plus diffuse en zone rurale.

Suite à une nette augmentation en 2017, les concentrations en PCB ont diminué en 2021, mais restent supérieures aux teneurs rencontrées auparavant en 2014.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

La distribution géographique des concentrations en HAP totaux, tout comme les moyennes de celles-ci selon les catégories de sites, montre qu'elles sont plus élevées en milieu industriel et notamment sur les sites situés à proximité de la ZIP de Fos-sur-Mer. Cependant, la source industrielle n'est pas la seule émettrice de HAP. En effet, la répartition des congénères HAP montre également la contribution du chauffage au bois sur les émissions de ces composés dans l'air.

Après une augmentation continue des concentrations en HAP depuis 2013, une diminution globale est observable en 2021, mais les niveaux observés restent supérieurs à ceux de la période 2011-2013. Par ailleurs, l'évolution des concentrations depuis 2011 n'est pas en adéquation avec les émissions déclarées dans le registre des émissions polluantes (IREP), ce qui confirme la contribution d'autres sources (sources industrielles non-contrôlées ou diffuses, sources non-industrielles comme le chauffage ou les transports).

Lévoglucosan

La distribution des concentrations en lévoglucosan est relativement homogène sur le territoire. Les sites urbains présentent une concentration moyenne légèrement plus importante, notamment à Aix-en-Provence, Marseille et Vitrolles, marquant ainsi l'influence du chauffage résidentiel en zone urbaine.

Pesticides

À l'exception de quelques sites, les concentrations en pesticides totaux sont relativement homogènes sur le territoire. Les teneurs les plus importantes ont été relevées sur les sites de Caban et Goulevielle, situés dans la ZIP de Fos-sur-Mer, et sur le site d'Entressen, situé à l'est de la Plaine de la Crau. Pour ce dernier, situé en milieu rural, les activités maraîchères et l'arboriculture alentours peuvent expliquer les niveaux importants retrouvés en insecticides. Les sites de Caban et Goulevielle sont surtout marqués par une exposition aux herbicides et insecticides, potentiellement liée à leur utilisation autour de voies ferrées et d'installations industrielles.

Table des matières

SYNTHÈSE.....	3
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	7
CONTEXTE.....	9
1. Biosurveillance lichénique.....	9
2. Sites de mesures.....	10
3. Conditions météorologiques.....	13
MÉTHODOLOGIE.....	15
1. Prélèvements des échantillons de <i>Xanthoria parietina</i>	15
2. Préparation des échantillons.....	15
3. Métaux et métalloïdes.....	15
4. Dioxines et furanes (PCDD/F).....	16
5. Polychlorobiphényles (PCB).....	16
6. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	17
7. Traceurs de la combustion de biomasse (lévoglucosan).....	17
8. Pesticides.....	18
RÉSULTATS.....	21
1. Métaux et métalloïdes.....	21
1.1. Niveaux de concentrations.....	21
1.2. Variations inter-annuelles.....	24
2. Dioxines et furanes (PCDD/F).....	26
2.1. Niveaux de concentrations.....	26
2.2. Variations inter-annuelles.....	28
3. Polychlorobiphényles (PCB).....	31
3.1. Niveaux de concentrations.....	31
3.2. Variations inter-annuelles.....	33
4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	35
4.1. Niveaux de concentrations.....	35
4.2. Variations inter-annuelles.....	38
5. Lévo-glucosan.....	40
6. Pesticides.....	41
RÉFÉRENCES.....	43
ANNEXES.....	45

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le territoire de l'ouest des Bouches-du-Rhône est marqué par une forte pression anthropique, du fait de la présence d'industries lourdes telles que la sidérurgie, la pétrochimie, le raffinage, l'industrie chimique ou encore l'incinération de déchets (zones industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer, de Martigues-Lavera, Châteauneuf-La Mède et Berre l'Étang, notamment). En outre, ces activités industrielles et portuaires induisent des flux logistiques, exposant une zone déjà très urbanisée aux émissions atmosphériques issues des transports maritime et routier. L'étude du territoire de la Métropole Aix-Marseille-Provence, dont l'activité entraîne des émissions importantes et diversifiées dans l'environnement, est donc essentielle afin de connaître les contaminations en présence et leur conséquence en matière d'exposition des populations. Ce travail contribue ainsi à mieux orienter les politiques de réduction des émissions atmosphériques.

Pour répondre à ce type de problématique, la biosurveillance est de plus en plus utilisée. En effet, cette méthode permet de compléter les mesures physico-chimiques atmosphériques, afin de caractériser les multiexpositions sur une large zone d'étude. Elle se base sur l'utilisation d'organismes sensibles au milieu qui les entoure et donc pouvant faire état de ce dernier. Parmi eux, les lichens, qui sont particulièrement utilisés pour évaluer la qualité de l'air. De fait, ce sont des bioindicateurs qui dépendent presque exclusivement des apports atmosphériques. Ce sont également des organismes pérennes, dont la morphologie reste uniforme dans le temps du fait de leur croissance lente (Agnan, 2013).

Depuis 2011, l'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions (IECP) a mis en place un programme environnemental d'envergure, basé sur la biosurveillance lichénique, et portant sur l'évolution de la qualité de l'air autour de l'étang de Berre et du golfe de Fos (Dron *et al.*, 2016 ; Ratier *et al.*, 2018 ; Dauphin et Dron, 2020 ; Dron *et al.*, 2021). En plus de 10 ans, ce suivi a fourni une quantité conséquente d'informations, mettant en évidence d'importants contrastes d'accumulation de contaminants dans les lichens et différentes catégories d'exposition suivant la localisation géographique des sites étudiés (industrielle, urbaine-industrielle, urbaine, rurale).

En assurant la continuité des campagnes depuis 2011, le programme « LICHENS » a permis de mesurer les concentrations de divers polluants atmosphériques (métaux, PCDD/F, PCB, HAP et pesticides) sur 41 sites répartis sur l'ensemble du territoire, ainsi qu'étudier leurs variations dans le temps ; tout en offrant la possibilité de mieux comprendre les caractéristiques des sources d'émissions auxquelles ce territoire est soumis.

Aussi, en 2021, ce programme était en synergie avec deux autres études menées par l'IECP, ce qui a permis à cette campagne de bénéficier des soutiens additionnels de la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône (projet CARE) et de l'ADEME (projet EVALVIE). De plus, le partenariat de l'IECP avec le Laboratoire Chimie Environnement d'Aix-Marseille Université permet aujourd'hui d'analyser de nouvelles familles de composés (pesticides, lévoglucosan) dans les lichens.

CONTEXTE

1. Biosurveillance lichénique

La biosurveillance concerne toute utilisation d'un organisme, ou d'un ensemble d'organismes, sensible au milieu environnant et donc pouvant faire état de ce dernier (Van Haluwyn *et al.*, 2011), soit par prélèvement direct depuis le milieu (bioindication passive) soit par transplantation d'échantillons (bioindication active) (Agnan, 2013). Ainsi, la biosurveillance repose sur l'idée que les organismes vivants réagissent de manières différentes aux variations de leur environnement et donc en reflètent les changements et les altérations. Elle se décline en plusieurs outils de diagnostic environnemental :

- **Biointégration** : observation de changements structurels au niveau d'une population/communauté en réponse à un stress environnemental ;
- **Bioindication** : observation des réponses biologiques (morphologiques, physiologiques, tissulaires...) d'un ou plusieurs organismes vivants en réponse à un polluant ;
- **Biomarqueur** : utilisation de marqueurs au niveau de la biologie structurelle ou fonctionnelle (enzyme, physiologie, protéine...) indiquant une influence du milieu environnant sur les fonctions biologiques ;
- **Bioaccumulation** : détermination des teneurs en éléments chimiques bioaccumulés dans un ou plusieurs organismes vivants en réponse à une exposition plus ou moins diffuse.

La biosurveillance, en terme de bioaccumulation, présente de nombreux avantages. Sa simplicité méthodologique permet de réduire considérablement les coûts d'une étude, tout en offrant une plus grande souplesse du réseau de mesure, et donc une meilleure représentativité géographique ; en plus de permettre la détection d'un ensemble de contaminants sur un même organisme. Elle permet également d'attester d'un impact des pollutions humaines sur le vivant à travers les mesures de bioindication.

Le développement de techniques de biosurveillance est donc en plein essor. Dans le domaine de la qualité de l'air, de nombreux végétaux sont utilisés, soit parce qu'ils présentent des réactions biologiques caractéristiques en réponse à certains polluants, soit parce qu'ils accumulent des polluants de l'air environnant dans leurs tissus. On peut, par exemple, citer l'évaluation de l'impact de l'ozone par le tabac (Gombert *et al.*, 2006), l'observation du mercure atmosphérique par les Ray Grass (De Temmerman *et al.*, 2007) ou encore l'évaluation de la qualité de l'air par les lichens (Gibson *et al.*, 2013 ; Loppi, 2014 ; Dron *et al.*, 2016 ; Ratier *et al.*, 2018).

La détermination des concentrations de polluants atmosphériques que les lichens ont bioaccumulés s'est démocratisée depuis une vingtaine d'années (Nimis *et al.*, 2002). Concernant les lichens, ce sont leurs particularités physiologiques qui en font des organismes extrêmement bien adaptés à l'étude des contaminants atmosphériques. En effet, ils ne possèdent ni cuticule, ni système racinaire, ni système d'excrétion ; tout en ayant une activité tout au long de l'année. Ils ne sont donc pas capables de réguler leurs échanges gazeux avec l'atmosphère, ce qui les expose continuellement aux polluants atmosphériques sans influence de leur support. Ainsi, l'ensemble des éléments chimiques présents dans l'air sont susceptibles d'être adsorbés par les lichens. Et, si les concentrations dans l'atmosphère changent, ces variations seront répercutées dans les lichens progressivement avec un délai de plusieurs mois (temps d'intégration). Le processus de bioaccumulation résulte d'un équilibre entre les concentrations atmosphériques et lichéniques, ce qui permet aux lichens d'être très représentatifs de la qualité de l'air. C'est sur ces particularités que se base le programme LICHENS de l'IECP.

La méthodologie de prélèvement et de traitement des échantillons de lichens pour y mesurer la bioaccumulation de polluants fait l'objet d'une norme, la NF X43-904 (AFNOR, 2013), intitulée « Biosurveillance de l'air - Biosurveillance passive de la qualité de l'air à l'aide des lichens autochtones : de la récolte à la préparation des échantillons ». Par ailleurs, la longue expérience de l'IECP et ses travaux de recherche dans le domaine ont permis de consolider certains aspects de la méthodologie (Ratier et Dron, 2018), d'évaluer la portée de sa fiabilité, ou encore de préciser la durée d'intégration des lichens en fonction des conditions climatiques (Dron *et al.*, 2021).

2. Sites de mesures

Situé entre la mer Méditerranée, le Rhône, les Alpilles et la Sainte-Victoire, le territoire étudié couvre une grande partie de la Métropole Aix-Marseille-Provence et combine un paysage industriel marqué avec une urbanisation importante et des zones présentant un fort intérêt écologique, dont 5 réserves naturelles. Il est donc au cœur de nombreux enjeux environnementaux et sanitaires.

Ainsi, la plupart des sites de mesures sont situés autour de l'étang de Berre et du golfe de Fos, où se trouvent les installations de l'une des plus importantes zones industrielles et portuaires de France et d'Europe. Parmi les industriels présents dans cette zone, on retrouve Total et Esso (pétrochimie), ArcelorMittal et Ascométal (sidérurgie), Lyondell Basell, KemOne et Naphtachimie (chimie), Imerys (ciment), ainsi que deux incinérateurs de déchets (Evere et Solamat-Merex). Couvrant 10 000 hectares sur la seule ZIP de Fos-sur-Mer, ce port multi-filières permet d'alimenter un réseau de communication maritime, routier, ferroviaire, fluvial et aérien, via différents terminaux (pétroliers, céréaliers, gaziers, vracs solides, conteneurs).

Cette concentration d'industries lourdes est fortement émettrice de rejets atmosphériques. C'est pourquoi, depuis 2011, l'Institut Écocitoyen mène une biosurveillance lichénique complète sur ce territoire, afin d'avoir une vision intégrée de la pollution de l'air à l'aide des lichens. Les résultats ont été rapportés dans plusieurs documents écrits ces dernières années (Dron *et al.*, 2016 ; Ratier, 2015 ; Ratier et Dron, 2018 ; Ratier *et al.*, 2018 ; Dauphin et Dron, 2020 ; Dron *et al.*, 2021).

Concernant la campagne de 2021, 41 sites ont été échantillonnés en une dizaine de jours, grâce à l'implication de l'ensemble de l'équipe scientifique de l'IECP, entre le 4 et le 15 octobre 2021 (Figure 1). Ces sites ont été catégorisés selon leur distance par rapport à une installation industrielle en activité et leur placement en zone urbaine (centre-ville) ou rurale (Tableau 1) :

- 10 sites industriels (à moins de 5km d'un site industriel, hors zone urbanisée) ;
- 12 sites urbains-industriels (à moins de 5km d'un site industriel, en zone urbanisée) ;
- 15 sites urbains (à plus de 5km d'un site industriel, en zone urbanisée) ;
- 4 sites ruraux (à plus de 5km d'un site industriel, hors zone urbanisée).

Le choix des sites a été réalisé de façon à maintenir une cohérence territoriale à l'échelle du golfe de Fos et de la Métropole Aix-Marseille-Provence, et temporelle en conservant un maximum de sites déjà étudiés auparavant dans le programme « LICHENS » (années 2011-2012-2013-2014 et 2017). Par ailleurs, la synergie avec les projets CARE et EVALVIE a permis d'enrichir le maillage sur les communes concernées : Port-Saint-Louis-du-Rhône, Saint-Martin-de-Crau, Marseille et Fos-sur-Mer.

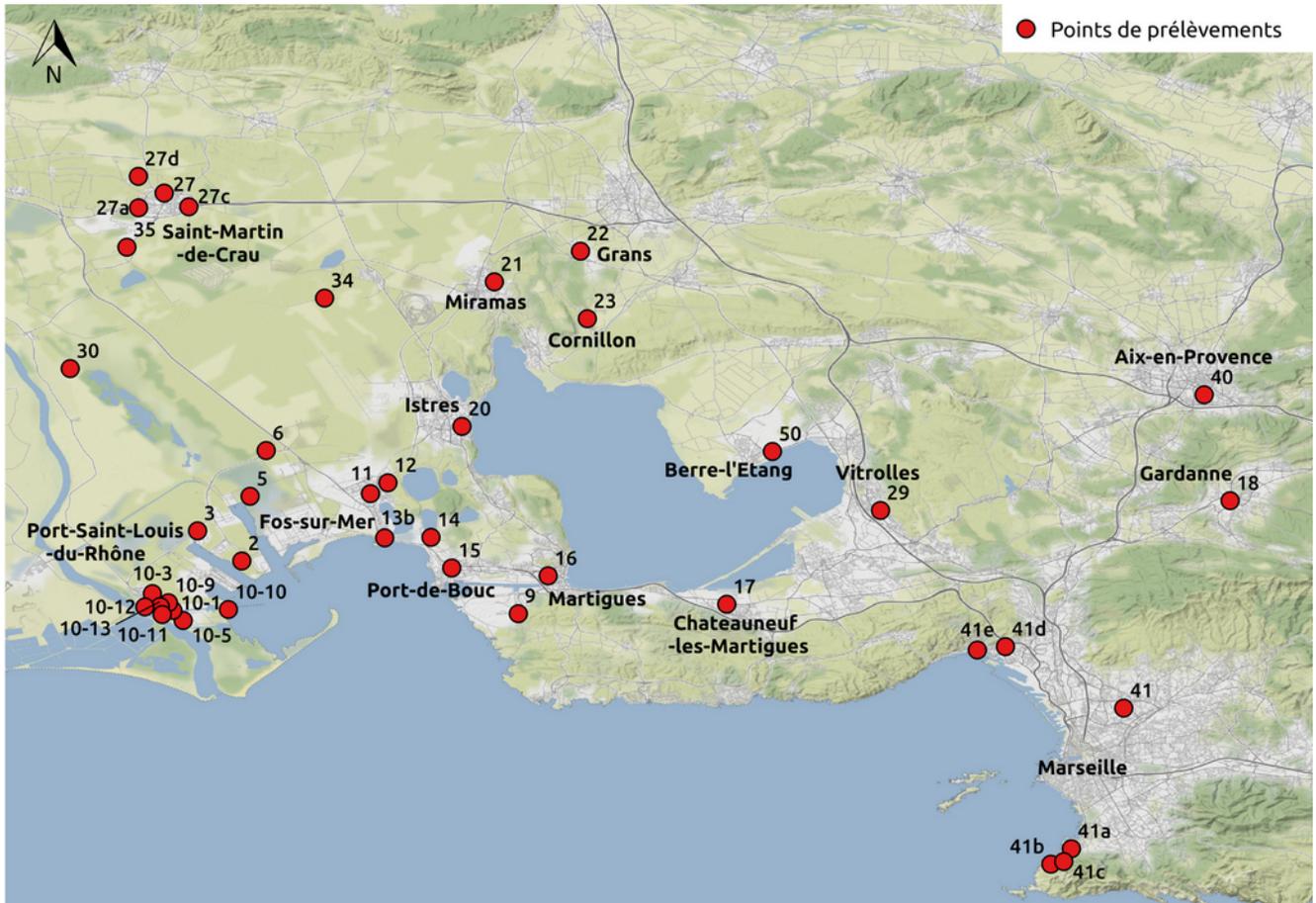


Figure 1 : Localisation des sites de prélèvements

*Tableau 1 : Caractéristiques de l'ensemble des sites de prélèvements.
La « distance industrie » représente la distance par rapport au centre industriel le plus proche.*

	Nom station	Code	Distance industrie	Commune	Catégorie du site
2	Goulevielle	GOU	0,5	Fos-sur-Mer	Industriel
3	Caban	CAB	0,5	Fos-sur-Mer	
5	Tonkin	TON	1,5	Fos-sur-Mer	
6	La Fossette	LAF	4,5	Fos-sur-Mer	
9	Lavera	LAV	1	Martigues	
10-1	PSL - Friche	PSL-1	5	Port-Saint-Louis-du-Rhône	
10-5	PSL - Mazet	PSL-5	5	Port-Saint-Louis-du-Rhône	
10-10	PSL - Carteau	PSL-10	4	Port-Saint-Louis-du-Rhône	
14	Engrenier	ENG	4	Fos-sur-Mer	
50	Berre	BER	0,5	Berre	
10-3	Port-Saint-Louis	PSL-3	4,5	Port-Saint-Louis-du-Rhône	Urbain-Industriel
10-9	PSL - Ilotopie	PSL-9	4,5	Port-Saint-Louis-du-Rhône	
10-11	PSL - Résidentiel Mazet	PSL-11	5,5	Port-Saint-Louis-du-Rhône	
10-12	PSL - Rhône	PSL-12	6	Port-Saint-Louis-du-Rhône	
10-13	PSL - Port	PSL-13	5	Port-Saint-Louis-du-Rhône	
11	Fos - Carabins	FOC	1,5	Fos-sur-Mer	
12	Fos - Mazet	FOM	2,5	Fos-sur-Mer	
13b	Fos - Arènes	FOA	2	Fos-sur-Mer	
15	Port-de-Bouc	PDB	3	Port-de-Bouc	
16	Martigues	MAR	3,5	Martigues	
17	Châteauneuf	CHF	4,5	Châteauneuf-les-Martigues	
18	Gardanne	GAR	0,5	Gardanne	
20	Istres	IST	8	Istres	Urbain
21	Miramas	MIR	17	Miramas	
22	Grans	GRA	16	Grans	
23	Cornillon	COR	12	Cornillon-Confoux	
27	St-Martin Nord	SMN	22	Saint-Martin-de-Crau	
27a	St-Martin Ouest	SMO	22	Saint-Martin-de-Crau	
27c	St-Martin Est	SME	21	Saint-Martin-de-Crau	
29	Vitrolles	VIT	7	Vitrolles	
40	Aix	AIX	7	Aix-en-Provence	
41	Marseille	MRS	10	Marseille	
41a	Marseille - Sud - 1	MS1	16	Marseille	
41b	Marseille - Sud - 2	MS2	18	Marseille	
41c	Marseille - Sud - 3	MS3	17	Marseille	
41d	Marseille - Estaque - 1	MN1	21	Marseille	
41e	Marseille - Estaque - 2	MN2	22	Marseille	
27d	Caphan	CPH	24	Saint-Martin-de-Crau	Rural
30	Vigueirat	VIG	14	Arles	
34	Entressen	ENT	14	Istres	
35	La Dynamite	TNT	21	Saint-Martin-de-Crau	

3. Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques observées en 2021 (Figure 2) correspondent à un climat méditerranéen classique, avec quatre saisons bien contrastées. Le printemps a été relativement frais et pluvieux jusqu'au mois de mai 2021. Il a été suivi un été très chaud et sec, puis par un automne pluvieux accompagné d'une baisse des températures à partir de septembre, pour finir sur un hiver marqué, bien que doux. Concernant la direction des vents, les vents majoritaires provenaient du nord/nord-ouest (Mistral) et du sud-est (Marin) et, dans une moindre mesure, de l'est (Levant).

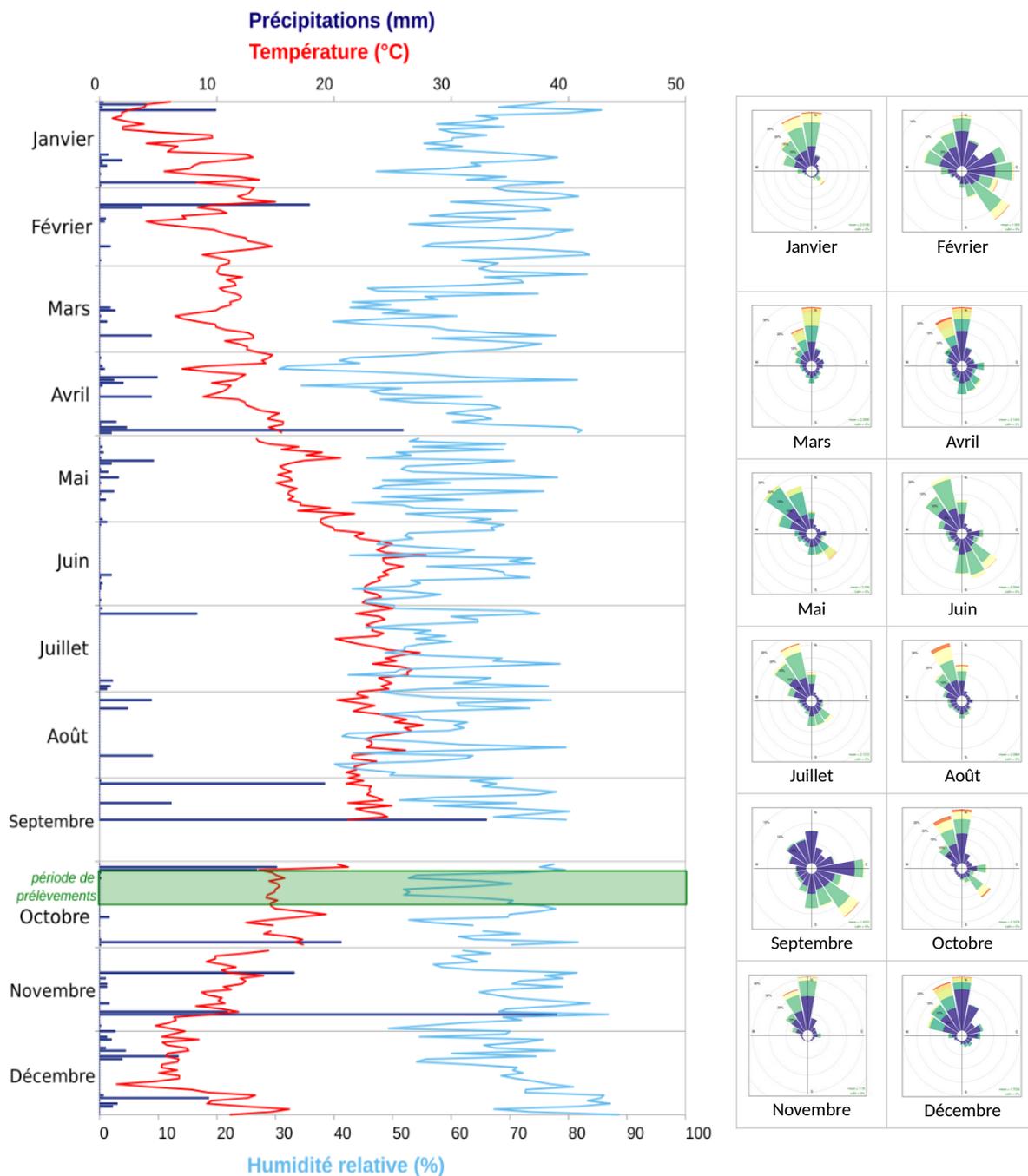


Figure 2 : (à gauche) Moyennes journalières des températures et de l'humidité relative, cumuls journaliers des précipitations ; (à droite) Roses des vents mensuelles (données issues de la station Fos-Carabins de l'IECP)

MÉTHODOLOGIE

1. Prélèvements des échantillons de *Xanthoria parietina*

Pour chaque site, l'échantillonnage a été réalisé sur une parcelle d'une surface de 200 m² environ, allant jusqu'à 500 m² lorsque les lichens étaient peu abondants.

Ainsi, des thalles de *Xanthoria parietina* ont été prélevés sur des troncs d'arbres à au moins 1 m de hauteur, afin de s'affranchir de l'influence des poussières de sols sur la composition de l'échantillon. La totalité du thalle lichénique a été prélevée du fait de l'incapacité à dater tout ou partie du thalle, le taux de croissance étant très variable même au sein d'une même espèce (Amstrong & Bradwell, 2011). Les prélèvements d'échantillons ont été réalisés sur différentes espèces d'arbres phorophytes (principalement des peupliers, des frênes, des tamaris et des chênes verts...), ce choix permettant d'augmenter la représentativité naturelle du milieu en s'affranchissant de la possible dépendance due à l'espèce considérée. Aussi, l'ensemble des orientations du tronc ont été prélevées afin que l'échantillonnage soit représentatif de la qualité de l'air globale sur le site.

Les lichens ont été prélevés avec des gants de protection et un couteau en céramique (non métallique) pour éviter toute contamination externe. Le couteau a été lavé à l'eau ultra-pure après chaque utilisation. Les échantillons de 10 à 15 g ainsi obtenus ont ensuite été placés en glacière réfrigérée (environ 4 °C) et amenés jusqu'au laboratoire de préparation de l'IECP dans des flacons en plastique préalablement étiquetés, où ils ont été immédiatement conservés à 4 °C en attendant leur préparation.

2. Préparation des échantillons

Au laboratoire, les échantillons de lichens ont été triés dans les 3 jours après leur prélèvement, avec du matériel non métallique préalablement lavé à l'eau ultra-pure (pince en plastique et couteau en céramique), en retirant délicatement les poussières, les débris de végétaux, les espèces non souhaitées et les écorces. Au minimum 4 g d'échantillon sec (soit 6 à 10 g humide) de chaque site ont été ainsi triés, puis congelés à -42 °C pendant au moins 24 h. Ils ont ensuite été lyophilisés (-55 °C / 0,035 mbar, Christ-Alpha 1-4 LD) pendant 72 h. Cette méthode a été préférée au séchage à l'étuve puisqu'elle permet de limiter la perte d'éléments volatils. Par la suite, leur broyage a été effectué via un broyeur à billes (capsules et billes en zirconium, Retsch MM 400) durant 90 secondes à une fréquence de 25 Hz, afin d'obtenir une poudre très fine et homogène, sans échauffement et sans contamination externe. Entre chaque échantillon, les capsules et billes ont été lavées dans un bain acide 7 %, rincées à l'eau ultra-pure, lavées à l'acétone puis à nouveau rincées à l'eau ultra-pure. Elles ont ensuite été séchées à l'étuve à 40 °C, et refroidies à température ambiante avant d'être réutilisées. Après le broyage, la fine poudre a été récupérée dans des flacons NALGENE® préalablement étiquetés, puis stockés à -42 °C en attendant la réalisation des analyses chimiques.

3. Métaux et métalloïdes

Au total, 20 éléments métalliques et métalloïdes (Ag, Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl, Ti, V et Zn) ont été analysés dans les lichens, au Laboratoire d'Analyses Chimiques de la Faculté de Pharmacie de la Timone à Marseille, de la même manière qu'en 2014 et 2017 (Ratier et Dron, 2018). Pour chaque échantillon, 300 mg de lichens ont été mis en solution dans de l'acide nitrique à 65 % (7,5 mL) et de l'acide chlorhydrique à 37 % (2,5 mL). La minéralisation a été réalisée à l'aide d'un système micro-ondes (Ethos advanced μ -wave labstation) pendant 20 min à 180 °C.

Les échantillons ont ensuite été dilués 5 fois dans de l'eau ultra-pure et analysés par ICP/MS (spectrométrie de masse, détection par plasma induit par couplage).

À noter que le mercure a été minéralisé différemment des autres éléments : environ 300 mg d'échantillon sec ont été mis en solution dans de l'acide nitrique 65 % (5 mL) et une solution d'or (100 µL) afin de créer un complexe Hg-Au permettant d'éviter toute perte de mercure par volatilisation. Cette solution a été laissée au repos pendant 72 h à température ambiante avant d'être analysée par ICP/MS. L'analyse d'un échantillon de lichen certifié (IAEA 336) a permis de vérifier la fiabilité des résultats (Annexe B1).

4. Dioxines et furanes (PCDD/F)

L'analyse des PCDD/PCDF a été effectuée au Laboratoire Départemental de la Drôme à Valence, accrédité COFRAC, sur les 17 congénères de dioxines (PCDD) et furanes (PCDF) de la liste établie par l'OMS (Annexe A1). Ils ont été analysés suivant la méthode du LABERCA (LABERCA/DGAI/DPCB-al.1.02). Celle-ci est basée sur un traitement au cuivre (pour enlever le soufre) et l'ajout de traceurs ¹³C pour la quantification et l'acidification des échantillons de lichens. Après ajout des standards internes, une purification sur cartouche a été réalisée (Florisil : séparation des PCDD/F et PCB ; charbon-célite 18 % : séparation des congénères de dioxines et furanes). Par la suite, les échantillons ont été analysés en GC/HRMS (chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse haute résolution). Les dioxines et furanes ont été séparées sur une colonne apolaire (RTX – PCB 40 m x 0.18 mm x 0.18 µm) avec de l'hélium comme gaz vecteur, à 1 mL.min⁻¹. Un volume de 2 µL a été injecté à 300 °C en mode splitless. Le programme de température du chromatogramme était séparé en 3 étapes : à l'état initial la température était de 140 °C puis augmentait jusqu'à 210 °C dans un premier temps ; puis atteignait le second palier à 250 °C, et enfin augmentait jusqu'à atteindre 310 °C. La détection a été réalisée par un spectromètre de masse à haute résolution (HRMS), à double focalisation (Jeol 800D). L'effet toxique de ces composés sur les organismes a été évalué en additionnant la toxicité des 17 composés listés par l'OMS. Pour ce faire, on utilise la toxicité relative de chacun des composés (facteurs de toxicité définis au niveau international par l'OMS, I-TEF), exprimée en équivalents de toxicité (I-TEQ, International-Toxicity Equivalent Quantity). La dioxine dite de Seveso (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine ou TCDD) est ainsi classée au niveau de toxicité 1.

5. Polychlorobiphényles (PCB)

Au total, 40 congénères de PCB ont été analysés par le Laboratoire d'Analyses Chimiques de la Faculté de Pharmacie de La Timone, sur la base de leur méthode exposée par Wafo *et al.* (2006). 1 g environ de chaque échantillon de lichens ont été extraits sur système Soxhlet par de l'hexane à 45 °C pendant au moins 16 h. La solution obtenue a été concentrée puis purifiée par décantation avec 5 mL d'acide sulfurique. La phase acide a été écartée et l'opération renouvelée autant de fois que nécessaire. La phase organique recueillie (fraction A) a été filtrée sur du sulfate de sodium anhydre et concentrée à 2 mL sous flux d'azote. Celle-ci est d'abord passée sur une colonne remplie d'alumine (activée à 200 °C pendant 2 h) en goutte à goutte et éluée par de l'hexane. Le reste de la fraction A a été concentré à 1 mL et passé sur une colonne remplie de silice activée (600 °C pendant 4 h) et élué par de l'hexane. Cette seconde fraction (fraction B), contenait les PCB restants. La fraction A, à laquelle les étalons internes Mirex et OCN ont été ajoutés, a été analysée par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons (GC/ECD). Le chromatographe (modèle HP 6890) a été équipé d'une colonne DB5 (J&W) avec un programme de température passant de 60 °C à 160 °C à une vitesse de 10 °C.min⁻¹, puis à 280 °C à une vitesse de 2 °C.min⁻¹. Cette dernière température était alors

maintenue pendant 10 min, portant la durée totale d'analyse à 80 min. La fraction B a été analysée par GC/MS. L'appareil (Agilent Technologies 6890N) a été équipé d'une colonne DB5 (J&W) avec un programme de température démarrant à 50 °C pendant 1 min, passant de 50 °C à 100 °C à une vitesse de 25 °C.min⁻¹, puis de 100 à 280 °C.min⁻¹ à une vitesse de 5 °C.min⁻¹. Cette dernière température était alors maintenue pendant 10 min portant la durée totale d'analyse à 51 min. Le détecteur MS a balayé les masses allant de 50 à 550 m/z, et son bon fonctionnement a été vérifié quotidiennement. Un échantillon certifié (mollusques marins, IAEA 451) a été analysé et des ajouts dosés ont été réalisés afin de contrôler la conformité des résultats obtenus lors de ces analyses (Annexe B2).

Sur l'ensemble des 40 congénères analysés ici, 12 PCB (77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 et 189), considérés, comme proches des dioxines et furanes du point de vue toxicité, ont été désignés par le terme PCB-DL (PCB de type dioxine). De plus, 7 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) ont été sélectionnés par le Bureau Communautaire de Référence de la Commission Européenne comme étant les composés à rechercher en priorité dans les analyses de matrices organiques du fait de leur persistance et leur abondance dans l'environnement ainsi que de leurs propriétés toxicologiques. Ils ont été désignés ici comme les PCB indicateurs (PCBi).

6. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

L'analyse des HAP a porté sur les 16 composés définis comme prioritaires par l'agence américaine de l'environnement (USEPA, liste rappelée en Annexe A2), au Laboratoire d'Analyses Chimiques de la Faculté de Pharmacie de La Timone à Marseille, sur la base de leur méthode exposée par Sarrazin *et al.* (2006).

Les échantillons lyophilisés et broyés (0,5 g) ont subi une extraction par de l'acétone dans une cuve à ultrasons, et de l'eau ultra-pure a ensuite été ajoutée jusqu'à obtenir un mélange acétone/eau à 40 % (v/v). Cet extrait a ensuite été purifié sur cartouche C-18 1 g (Bond Elut C18). Ainsi, les HAP ont été retenus sur la cartouche, au contraire des impuretés extraites dans un premier temps. Les HAP ont ensuite été élués par de l'acétone et du méthanol. L'extrait purifié a alors été analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur par spectrométrie de masse (GC/MS). L'appareil GC/MS (modèle GC/MSD, Agilent Technologies) est équipé d'une colonne capillaire DB5 (J&W, 30 m x 0,25 mm x 0,25 µm). Le gaz vecteur utilisé était l'hélium à une vitesse de 26 cm/s. Les analyses ont été réalisées en mode SIM (Single Ion Monitoring), c'est à dire que des ions spécifiques à chaque composé étaient utilisés pour la quantification. L'étalonnage de l'appareil a été réalisé pour chacun des 16 HAP avec une solution « mix » standard à 200 µg/mL (Interchim), diluée à différentes concentrations avec de l'hexane. L'étalonnage a été réalisé pour chacun des 16 HAP. Des étalons et des blancs ont été analysés régulièrement pour s'assurer de la qualité des résultats. De plus, chaque échantillon a été extrait et analysé plusieurs fois, afin d'évaluer l'incertitude de mesure en intégrant la préparation depuis l'extraction. L'identification, l'intégration des pics chromatographiques et la détermination des concentrations dans les échantillons suivant la droite d'étalonnage ont été effectués sous le logiciel Empower pro. Enfin l'analyse d'échantillons certifiés (mollusques marin, IAEA 451) et d'ajouts dosés ont permis de s'assurer de la fiabilité et de la robustesse des résultats (Annexe B3).

7. Traceurs de la combustion de biomasse (lévoglucosan)

La méthodologie concernant l'analyse de trois sucres anhydres (lévoglucosan, mannosan et galactosan) au sein d'une matrice lichénique a été développée conjointement par le Laboratoire Chimie Environnement de Aix-Marseille Université et l'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions. Sa mise au point a fait l'objet d'un article dédié (Dauphin *et al.*, 2019).

Ainsi, 500 mg d'échantillons secs de lichens ont été mis en solution dans 20 mL de dichlorométhane et 1 µL d'étalon interne (lévoglucosan D7). L'extraction de la solution a été réalisée par passage à l'ASE (Accelerated Solvent Extraction, Dionex ASE 350 Thermo) qui extrait la matière à haute pression et température (100 °C et 100 bar) lors de deux cycles d'extraction de 20 min pour un volume final d'extraction de deux fois 33 mL environ. Après le passage à l'ASE, les échantillons extraits ont été concentrés au Turbovap (Biotage Turbovap II), permettant une évaporation du solvant dans un bain marie à 40 °C couplé à un flux d'azote, pour réduire le volume à 10 mL par échantillon. Cette solution a été filtrée en utilisant une seringue dédiée couplée à un filtre PTFE de 0,45 µm pour se débarrasser des éléments grossiers pouvant perturber l'analyse. Les échantillons concentrés et filtrés ont ensuite été passés à travers une cartouche SPE de type silice. La cartouche SPE a d'abord été conditionnée avec 6 mL d'hexane, puis 6 mL de dichlorométhane, puis chargée avec les échantillons concentrés et filtrés. Une fois chargées, deux lavages des cartouches ont été effectués. Le premier avec 6 mL d'hexane et le deuxième avec 6 mL de dichlorométhane. Une fois le lavage effectué, les cartouches ont été éluées avec 6 mL d'acétone pour récupérer la solution à analyser. Cette manipulation a permis à la fois de récupérer l'ensemble des sucres étudiés ici lors de l'éluution de la cartouche à l'acétone, mais aussi de bloquer et filtrer d'autres composés présents dans l'échantillon pouvant perturber l'analyse. Une fois l'éluution des cartouches terminée, les solutions ont connu encore une fois le même traitement de concentration au turbovap et de filtration PTFE évoqué ci-dessus permettant d'obtenir un échantillon approprié à l'analyse en GC/MS. L'analyse des composés polaires nécessitait une manipulation de dérivation. 40 µL de l'extrait concentré puis 80 µL de BSTFA avec catalyseur (pyridine) ont été placés dans un flacon, puis déposés dans l'étuve pendant 2 h à 70 °C. L'analyse a été effectuée en mode SIM avec une GC (Trace GC 2000, Thermo) couplée à un MS (Polaris-Q, Thermo) et équipée d'une colonne TR-5MS (30 m*0.25 mm*0.25 µm, Thermo) avec le programme de température classiquement employé pour ces composés et décrit par Sylvestre (2016). Les analyses ont été répétées et des étalons ont été analysés régulièrement pour assurer la qualité des résultats obtenus.

8. Pesticides

La méthodologie d'analyse des pesticides a été développée par le Laboratoire Chimie Environnement de Aix-Marseille Université dans le cadre du projet EVALVIE (Évaluation de la Vulnérabilité Environnementale et Sanitaire des territoires) soutenu par l'ADEME.

Pour cela, 500 mg d'échantillon de lichen broyé et lyophilisé ont été mis dans une cellule ASE déjà à moitié remplie de billes de verre propres. Le lichen a ensuite été dopé avec 25 µL d'une solution de triphenyl phosphate (TPP) à 1 mg/L, qui servira d'étalon interne, avant de compléter le reste de la cellule avec des billes. Puis, les cellules ont été placées sur le porte cellule de l'ASE 350 (Thermo), avec des flacons de récupération en dessous. S'en est suivie une extraction solide/liquide, avec 4 cycles d'extraction à l'acétonitrile de 5 minutes chacun à 100 °C, 100 bars. Puis, les extraits ont été transvasés dans les cellules du Turbovap. Les flacons de récupération ont été rincés avec de l'acétonitrile et ce volume de rinçage a été ajouté dans les cellules. Afin de pré-concentrer les extraits, les cellules ont été placées dans un appareil (Biotage Turbovap II), avec un bain ajusté à 40 °C. L'évaporation du solvant a été réalisée sous flux d'azote à 15 psi et stoppée lorsque le volume d'échantillon atteignait environ 5 mL. Les échantillons ont ensuite été purifiés sur une cartouche SPE (cartouche Oasis HLB 6 mL 150

mg (Waters)). Pour cela, les cartouches ont d'abord été conditionnées avec deux fois 3 mL d'acétonitrile, avant d'être chargées des échantillons concentrés pour qu'ils percolent dans des vials. Les cartouches ont ensuite été lavées avec 6 mL d'acétonitrile, également récupérés dans les vials. Ces extraits purifiés ont été transvasés dans les cellules du TurboVap. Les vials ont été rincés avec de l'acétonitrile et ce volume de rinçage a complété les cellules. Comme précédemment, le bain était réglé à 40 °C avec une circulation d'azote. Au cours de l'évaporation, deux volumes d'une pipette pasteur d'acétonitrile ont été ajoutés par cellule, afin de bien en rincer les parois. L'évaporation a été stoppée lorsque le volume final atteignait 0,5 mL. Les échantillons ainsi obtenus ont été filtrés via des seringues additionnées de filtres PTFE 0,45 µm. Pour finir par une analyse GC-MS/ MS (Trace GC Ultra Thermo Scientific et MS TSQ Quantum Thermo Scientific). L'appareil a été équipé d'une colonne TG-5MS et le programme de température démarrait à 35 °C pendant 2 min, puis jusqu'à 180 °C avec une pente à 25 °C/min, puis de 200 °C à 300 °C avec une pente de 5 °C/min. Cette dernière température a été maintenue pendant 3 min. L'analyse a été réalisée en mode MRM (Multi Reaction Monitoring). La quantification a ensuite été réalisée par étalonnage interne avec le triphenyl phosphate comme étalon.

RÉSULTATS

1. Métaux et métalloïdes

1.1. Niveaux de concentrations

Les métaux et métalloïdes sont principalement émis lors de procédés industriels (fonderies, usines sidérurgiques et métallurgiques ...), mais aussi lors de la combustion de pétrole, de charbon ou de déchets ménagers. Le trafic routier contribue également à leur émission, tout comme les envois de poussières de sols contaminés. Dans une moindre mesure, des émissions naturelles (feux de forêt, éruptions volcaniques) s'ajoutent à ce panel de sources.

Plusieurs études menées par l'IECP ont mis en avant la surexposition de la ZIP de Fos-sur-Mer en métaux et métalloïdes dans différents compartiments de l'environnement, notamment dans les lichens (Ratier, 2015 ; Dron *et al.*, 2016 ; Ratier *et al.*, 2018 ; Dauphin et Dron, 2020) mais aussi dans les sols (Austruy *et al.*, 2016) ou les végétaux cultivés sur ce territoire (Austruy *et al.*, 2021). Concernant les prélèvements de lichens de 2021, l'ensemble des métaux et métalloïdes analysés y ont été retrouvés (Annexe C1). La répartition géographique de leurs concentrations témoigne également de l'influence des activités industrielles sur l'exposition atmosphérique en métaux, illustrée dans la Figure 3 par les cartographies des teneurs en cadmium (Cd), chrome (Cr) et plomb (Pb) mais aussi pour la plupart des autres métaux, notamment l'arsenic (As), le fer (Fe), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le titane (Ti) le vanadium (V) et le zinc (Zn) (Annexe D1).

En effet, les concentrations retrouvées dans les environnements industriels sont plus élevées qu'en milieu rural, hormis pour l'élément argent (Ag). Cette influence est également visible sur les centres urbains situés à proximité de complexes industriels, avec des concentrations plus importantes rencontrées à Fos-sur-Mer, Martigues et Port-Saint-Louis-du-Rhône, comparées à celles mesurées à Marseille, Aix-en-Provence et Vitrolles par exemple, alors que ces derniers représentent les environnements les plus urbanisés (Annexe C1). Les différences de concentrations moyennes selon les catégories de sites vont également dans ce sens (Figure 3 et Annexe D1), avec une majorité d'éléments qui ont des niveaux moyens plus élevés en milieu industriel qu'en milieu urbain ou rural.

Les concentrations les plus élevées en fer (Fe), molybdène (Mo), nickel (Ni), zinc (Zn), cadmium (Cd), plomb (Pb), mercure (Hg), et antimoine (Sb) ont été trouvées au sein des sites industriels de Goulevielle (GOU) et Caban (CAB), situés au cœur de la ZIP de Fos-sur-Mer. Ces concentrations sont globalement comparables aux valeurs relevées en 2013 dans la zone de Dunkerque de la même typologie (Ocelli *et al.*, 2013) et en 2018 dans la ville portuaire et industrielle de Huelva en Espagne (Parviainen *et al.*, 2019), avec des spécificités liées aux activités industrielles présentes dans ces régions. Par exemple, à Huelva, les lichens ont des teneurs extrêmes en cuivre (Cu) liées à la présence d'une fonderie de cuivre (ainsi que des niveaux plus élevés en As, Cd, Sb, Pb), mais des niveaux moins importants en V, Cr, ou encore Mn par comparaison avec la teneur moyenne des sites industriels étudiés ici.

Située à proximité de la ZIP et elle-même possédant un passé industriel important, la ville de Port-Saint-Louis-du-Rhône est également concernée puisque des concentrations importantes en Cr (PSL-9 et 1), Pb (PSL-12, 9, 11 et 1), Mn (PSL-9 et 1), As (PSL-11), Mo et V (PSL-9) y ont été mesurées.

Également, les mesures réalisées sur le site urbain-industriel de Gardanne (GAR) sont particulières. Les concentrations les plus élevées en aluminium (Al), vanadium (V) et arsenic (As) y sont observées, ainsi que de fortes teneurs en chrome (Cr), fer (Fe) et titane (Ti). Or, cette ville accueille d'importants sites industriels (production d'alumine, centrale à charbon jusqu'aux années 2010 puis à bois) et un réseau autoroutier susceptibles d'émettre des polluants atmosphériques. La collectivité, avec le soutien de la Métropole Aix-Marseille-Provence, a fait appel à l'IECP en 2023 afin de réaliser une étude plus fine en biosurveillance lichénique sur les villes de Gardanne et Meyreuil.

L'exposition atmosphérique aux métaux est donc plus importante au sein d'un environnement industriel. Cependant, les éléments émis, et donc retrouvés dans les lichens, varient en fonction des sources, comme le montrent des travaux précédemment réalisés sur la zone industrielle (Sylvestre, 2016 ; Ratier, 2015 ; Ratier *et al.*, 2018) qui ont mis en évidence que le fer (Fe) et le manganèse (Mn) étaient liés aux sources sidérurgiques, tandis que le chrome (Cr) et le vanadium (V) étaient plutôt caractéristiques de sources pétrochimiques.

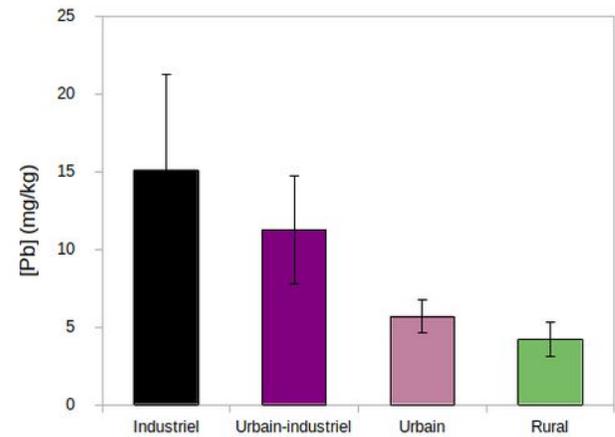
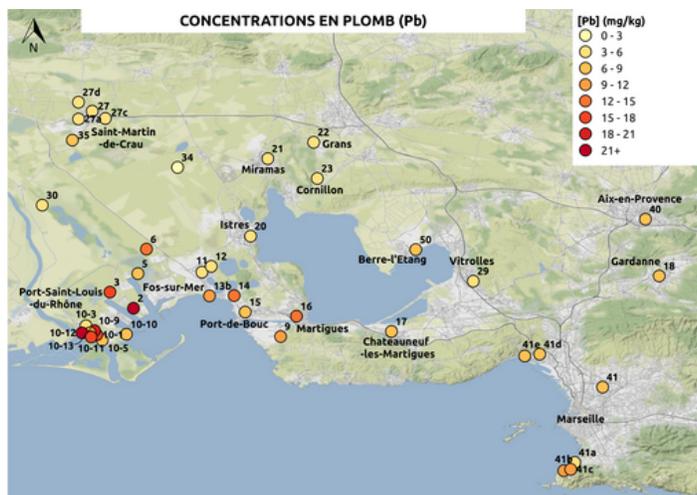
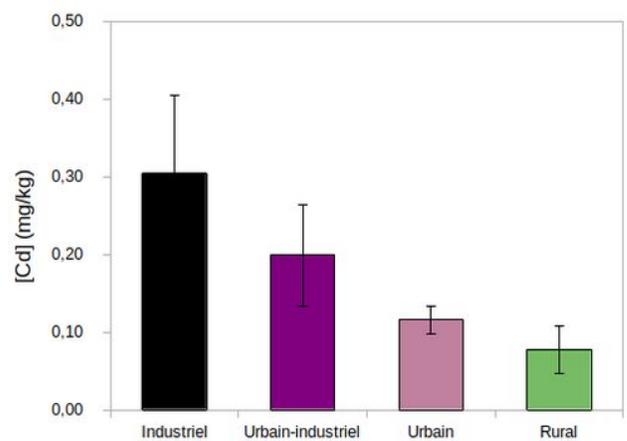
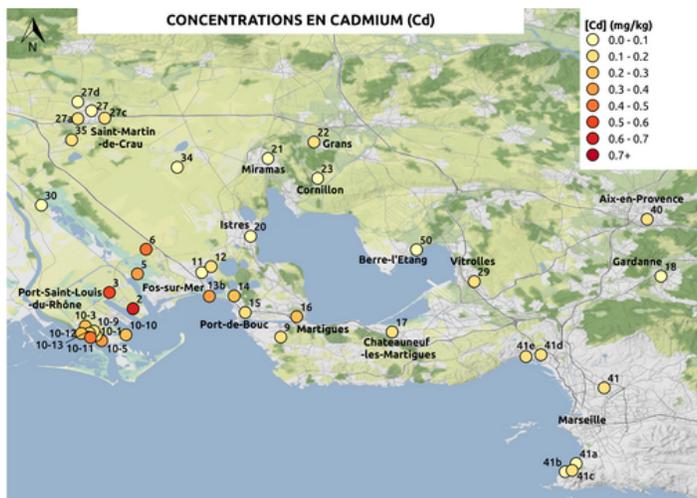
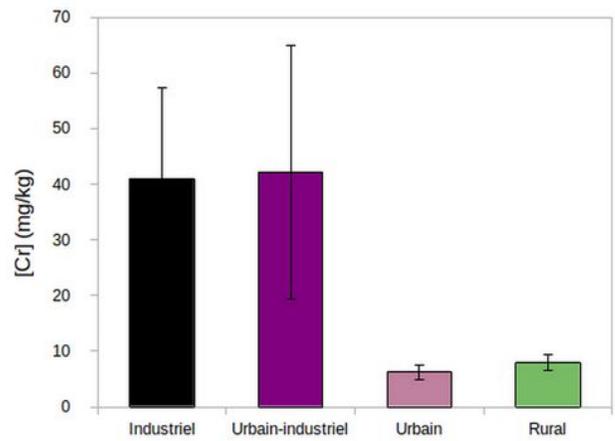
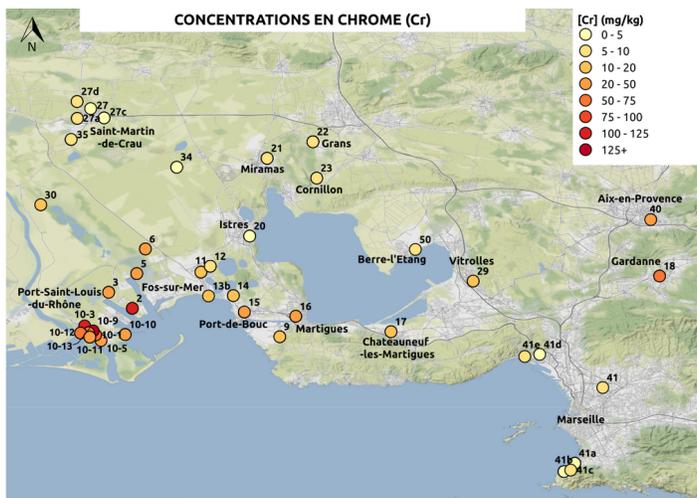


Figure 3 : Répartition géographique et concentrations moyennes selon la catégorie de sites des concentrations en chrome (Cr), fer (Fe) et plomb (Pb)

1.2. Variations inter-annuelles

Les variations annuelles des concentrations de chaque métaux et métalloïdes mesurées sur 5 sites (TON, CAB, FOC, GRA, VIG) ont été représentées par rapport à la moyenne globale (2011-2021) propre à chaque site (Ni et Pb : Figure 4 ; autres éléments : Annexe E1). Ces sites ont été choisis puisqu'ils sont caractéristiques des typologies définies précédemment et parce qu'ils ont été systématiquement échantillonnés depuis 2011.

De plus, certains établissements doivent déclarer leurs rejets annuels de certains contaminants au Registre des Émissions Polluantes (IREP). Pour les éléments concernés par cette déclaration, les données d'émissions dans l'air dans les Bouches-du-Rhône ont été mises en parallèle de l'évolution des concentrations.

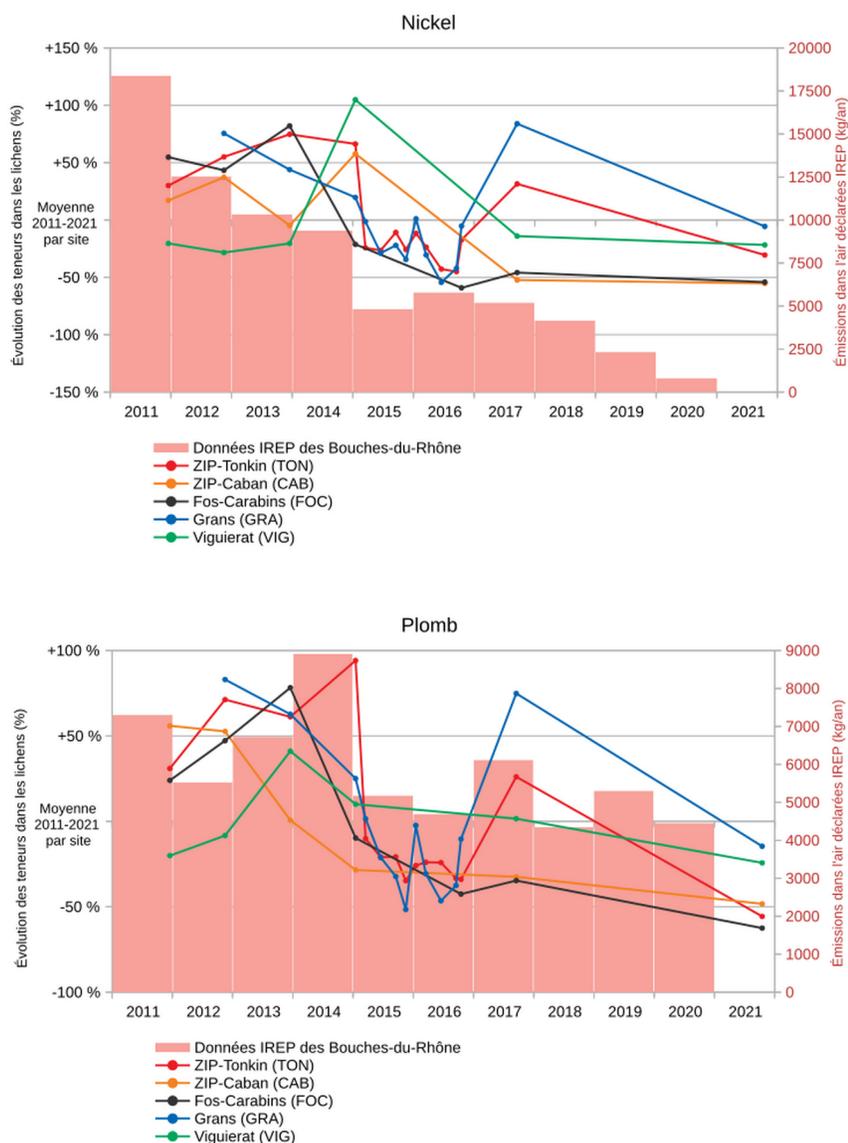


Figure 4 : Évolution des concentrations en nickel (Ni) et plomb (Pb) entre 2011 et 2021. Les variations sont indiquées en % par rapport à la moyenne mesurée au sein de chaque site. Les colonnes rouges représentent la somme des émissions dans l'air déclarées au registre IREP dans le département des Bouches-du-Rhône (en kg/an).

Très généralement, les concentrations en métaux sont restées stables, voire en légère baisse, jusqu'en 2015 où les teneurs ont globalement diminué. Il s'en est suivi une augmentation des concentrations en 2017 pour la plupart des métaux, suivi d'un retour à la baisse en 2021, pour finir à des niveaux inférieurs que ceux rencontrés en 2011. Or, comme la méthode comporte une variabilité expérimentale globale est de 35 %, telle que définie dans une précédente étude de l'IECP (Ratier et Dron, 2018 ; Dron *et al.*, 2021), on ne peut attester d'une variation que si elle est supérieure à 35 %.

Plus spécifiquement, l'évolution des concentrations en nickel (Ni) est en adéquation avec les données d'émission IREP des Bouches-du-Rhône. D'après ce registre, le nickel serait majoritairement émis par les industries pétrochimiques avec comme déclarant en 2020 Petroïneos (Martigues Lavera) et Esso (Fos-sur-Mer), responsable de 73 et 11 % des émissions, contre 16 % pour ArcelorMittal (Fos-sur-Mer). Or, les émissions déclarées ont grandement diminué depuis 2011, ce qui s'est traduit par une baisse des concentrations dans les lichens, notamment à Fos-Carabins (FOC) et Caban (CAB). Les sites, plus éloignés, de Vigueirat (VIG) et Grans (GRA) semblent moins ressentir cette baisse des émissions, étant initialement moins exposés. Cependant, la baisse dans les lichens est moins importante que la baisse des émissions, ce qui peut indiquer la contribution d'autres sources (transports maritime, routier et aérien), de sources industrielles diffuses et/ou non prises en compte dans le registre IREP, par exemple. Cette baisse moins marquée peut aussi résulter d'un possible délai d'intégration des lichens, mais cela semble moins vraisemblable compte tenu de la tendance à un plancher depuis les dernières années.

Concernant le plomb (Pb), l'unique déclarant en 2019 et 2020 est ArcelorMittal, et, jusqu'en 2018, 95 % des déclarations IREP lui étaient attribuées. Ici aussi, l'évolution des concentrations dans les lichens est en adéquation avec les émissions déclarées. Ainsi de 2011 à 2021, les niveaux ont baissé, malgré une augmentation visible en 2015 et en 2017. L'évolution du site de Tonkin (TON), situé à proximité du complexe sidérurgique, traduit le mieux l'évolution des émissions déclarées, montrant ainsi la pertinence de l'utilisation de la biosurveillance lichénique pour étudier la pollution atmosphérique.

Parmi les autres éléments déclarés, plusieurs présentent une augmentation des émissions déclarées en 2016, tels que le chrome (Cr), le cuivre (Cu) et le manganèse (Mn) ; augmentation observable sur les niveaux mesurés dans les lichens début 2016 et en 2017. Hormis cet épisode bien répercuté par le suivi dans les lichens, les concentrations de ces éléments sont relativement stables depuis 2011. Cette augmentation des émissions déclarées en 2016 est également nettement visible pour le cadmium (Cd) et se retrouve dans les lichens des sites de Tonkin (TON) et Caban (CAB) en 2017. Cependant les niveaux dans les lichens ont diminué en 2021 pour finir inférieurs aux niveaux observés en 2011, et ce malgré le fait que les émissions déclarées en 2021 soient supérieures à celles de 2011.

L'arsenic (As) est également en accord avec les émissions déclarées et évolue à la baisse, tout comme le cobalt (Co). À l'inverse, il n'y a pas de corrélation entre les mesures réalisées dans les lichens et les déclarations IREP pour le vanadium (V) dont les émissions déclarées diminuent alors que les niveaux restent stables, voire augmentent pour les sites de Vigueirat (VIG) et Grans (GRA).

Pour finir, concernant les éléments non déclarés dans l'IREP, entre 2011 et 2021, globalement les niveaux en argent (Ag) ont augmenté. Ceux en aluminium (Al) et molybdène (Mo) ont diminué. Quant au fer (Fe) et au mercure (Hg), leurs niveaux sont restés relativement stables, tout comme l'antimoine (Sb) et l'étain (Sn), à l'exception d'une nette augmentation en 2015.

2. Dioxines et furanes (PCDD/F)

2.1. Niveaux de concentrations

Les dioxines et furanes sont des polluants organiques persistants produits lors de processus de combustion. Les principales sources d'exposition à ces polluants sont les incinérateurs d'ordures ménagères d'ancienne génération, et un grand nombre de procédés de fabrication (métallurgie, blanchiment des pâtes à papier, pesticides ...). Les dioxines sont des composés chimiques peu volatils, peu solubles dans l'eau mais avec une stabilité chimique et métabolique importante, ce qui explique leur forte persistance dans l'environnement.

Plusieurs cartes de répartition géographique ont été réalisées afin de mieux visualiser la contamination en dioxines et furanes (PCDD/F) sur l'ensemble du territoire à l'étude, avec l'équivalent toxique (I-TEQ), le rapport furanes/dioxines (PCDF/PCDD) ainsi que les PCDD/F totaux (Figure 5).

Les concentrations en dioxines et furanes totales sont très variables sur l'ensemble des échantillons analysés (Annexe C2). Ainsi, les mesures réalisées sur les sites industriels varient entre 17,1 ng/kg (TON) et 337,4 ng/kg (CAB), pour une moyenne de 93,6 ng/kg, qui reste toutefois la moyenne la plus importante parmi toutes les typologies étudiées. Les concentrations mesurées sur les sites urbain-industriels sont comprises entre 7,3 ng/kg (PSL-11) et 120,2 ng/kg (MAR), avec une moyenne de 57,7 ng/kg. Concernant les sites urbains, les valeurs obtenues sont incluses entre 30,5 ng/kg (MRS) et 166,5 ng/kg (SMN), pour une moyenne de 69,9 ng/kg. Pour finir, les sites ruraux sont les sites pour lesquels les mesures sont les plus faibles et les plus homogènes, puisque variant entre 13,4 ng/kg (CPH) et 46,4 ng/kg (TNT), avec une moyenne de 29,8 ng/kg.

De même, l'I-TEQ est plus élevé pour les sites industriels, avec une moyenne de 2,3 ng/kg, contre 1,7 ng/kg pour les sites urbain-industriels et urbains, et 1,6 ng/kg pour les sites ruraux. L'I-TEQ maximal est observé sur les sites industriels de Goulevielle (GOU) et Caban (CAB), qui encadrent les deux incinérateurs (déchets ménagers EVERE et déchets industriels SOLAMAT-MEREX), avec 5,86 ng/kg-TEQ et 4,47 ng/kg-TEQ. Cela conforte l'idée que ces deux installations sont actuellement les plus forts émetteurs de PCDD/PCDF de la région étudiée, et que ces émissions sont bien relevées dans l'environnement alentour. On peut noter que des valeurs comprises entre 3 et 4 ng/kg-TEQ ont aussi été mesurées dans 3 autres sites, notamment Fos-Mazet (FOM) et Martigues (MAR) en milieu urbain-industriel, ainsi qu'à Miramas (MIR). Les teneurs en I-TEQ n'excédant pas 2,6 ng/kg-TEQ dans les 28 autres sites.

Plus généralement, les I-TEQ moyens trouvés pour les sites urbain-industriels, urbains et ruraux sont très proches. Cela indique que, malgré les concentrations plus faibles mesurées en milieu rural, les lichens de ces sites ont accumulé autant de congénères toxiques qu'en milieu urbain-industriel et urbain.

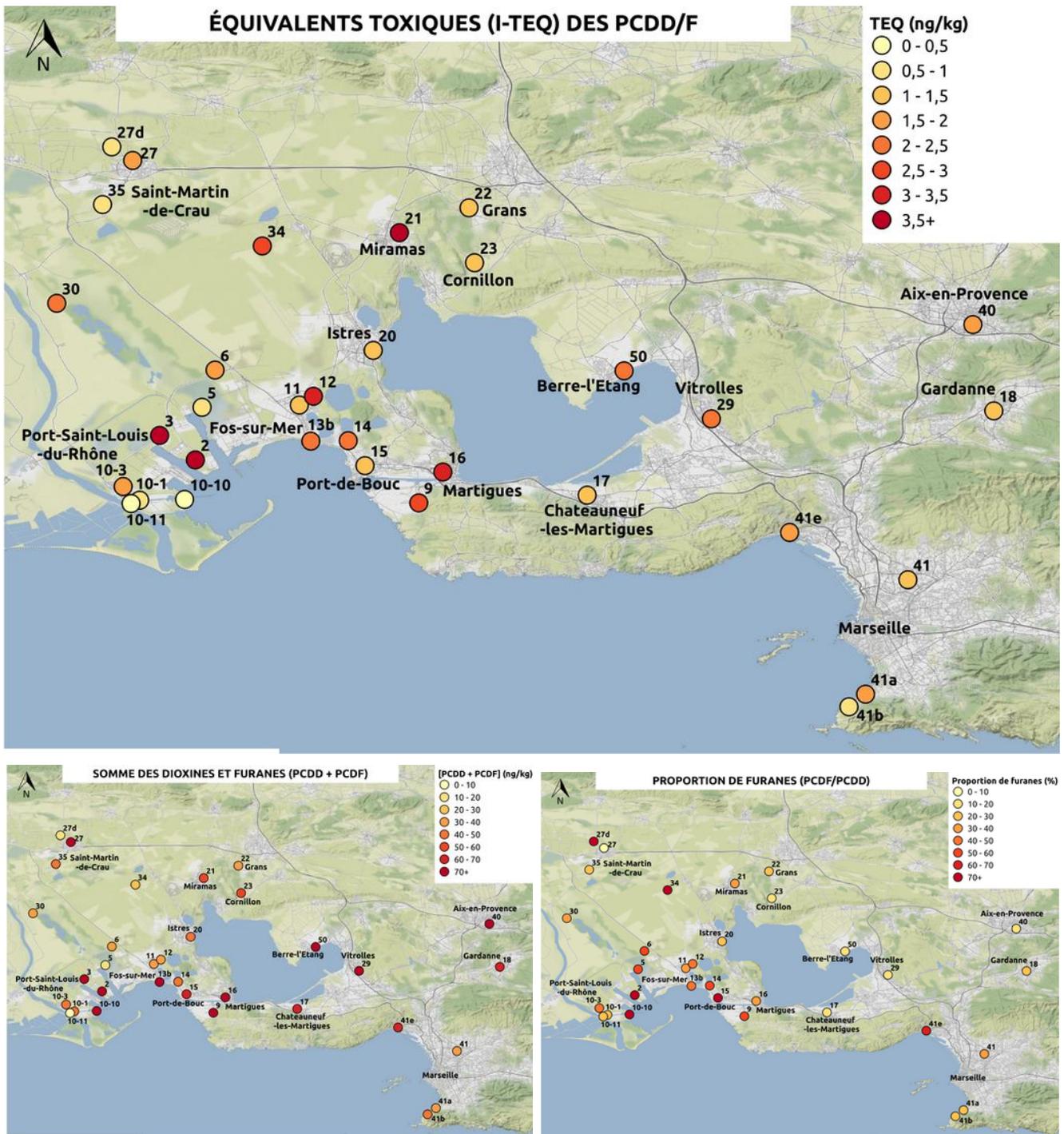


Figure 5 : Répartition géographique du niveau total en équivalent toxique (PCDD/F I-TEQ), des concentrations totales en PCDD/F et du rapport PCDF/PCDD.

Il a été observé précédemment que les furanes étaient préférentiellement émis par les procédés industriels (Ratier et Dron, 2016 ; Ratier *et al.*, 2018 ; Dauphin et Dron, 2020). La part de furanes dans les PCDD/PCDF mesurés peut donc permettre de mesurer l'influence des apports industriels. Ici, la proportion de furanes est nettement plus importante en milieu industriel avec une moyenne de 83 %. Ainsi, la valeur intermédiaire relevée en milieu rural (56 %), tout comme l'I-TEQ, témoigne également de l'influence des zones industrielles à proximité, notamment pour les sites de Vigueirat (VIG), Caphan (CPH) et Entressen (ENT), où, même si les concentrations y sont relativement faibles,

elles résultent en partie des émissions industrielles à proximité. Au contraire, cette proportion est nettement plus faible en milieu urbain (26 %) et urbain-industriel (39 %), ce qui signifie que la contribution urbaine est relativement plus importante que la contribution industrielle sur ces sites, comparée aux autres typologies.

À noter le cas particulier du site urbain de Cornillon (COR), qui a été déplacé de 500 mètres entre les campagnes de 2017 et 2021. En effet une contamination très locale avait été identifiée lors des campagnes précédentes sur le site initial, à proximité du tennis club. Or, le déplacement du point de prélèvement au niveau de la médiathèque, en 2021, a permis de confirmer que cette problématique ne concernait pas toute la ville mais uniquement le lieu d'échantillonnage précédent. L'origine de la contamination initiale n'a pas pu être identifiée, en l'absence d'activité potentiellement émettrice aux alentours. Cependant les prélèvements antérieurs (2014 et 2017) avaient été effectués presque exclusivement sur des oliviers, une essence qui est quasi systématiquement traitée. Or, les dioxines étant des sous-produits de certains produits phytosanitaires, leur utilisation à proximité de l'ancien site de prélèvement pourrait expliquer les concentrations anciennement retrouvées.

La contribution de chaque congénère aux PCDD/F totaux selon les catégories de sites peut être visualisée dans l'Annexe D2. Elle permet d'observer la contribution des congénères analysés lors de cette étude, indépendamment des niveaux de concentrations mesurés. Ainsi, quatre congénères sont mis en évidence. En premier, l'OCDD qui domine largement les échantillons et représente 63 % en moyenne du total pour les sites urbains, suivi de 62 % pour les sites ruraux, et respectivement de 57 % et 47 % pour les sites urbain-industriels et industriels.

Il est suivi de l'OCDF qui représente aussi une part importante des échantillons, avec des moyennes comprises entre 7 % et 22 %, la contribution la plus élevée étant relevée sur les sites industriels, ainsi que le 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD (entre 11 % et 18 %) et le 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF (entre 5 % et 7 %). La proportion totale de ces quatre congénères représentant en moyenne entre 87 % (sites industriels) et 98 % (sites ruraux) des PCDD/F analysés ici.

2.2. Variations inter-annuelles

Les moyennes des concentrations totales en PCDD/F en fonction des catégories de sites depuis 2011 (Tableau 2) montrent une exposition différente en 2021, avec une augmentation significative des valeurs mesurées. Les sites industriels, qui ont connu une forte baisse en 2017, présentent en 2021 des teneurs moyennes semblables à celles rencontrées en 2014, soit une augmentation d'un facteur 4 par rapport à 2017.

Également, une augmentation d'un facteur 2 est observable pour les sites urbains. Cependant, entre 2017 et 2021, cette catégorie a connu le remplacement de 3 sites par 7 nouveaux sites principalement basés à Marseille ce qui pourrait expliquer ce changement d'exposition. Pour finir, les deux autres catégories de sites présentent également une augmentation, mais plus modérée.

Tableau 2 : Somme des PCDD et PCDF en fonction des catégories de sites des stations et des années de prélèvements (concentrations exprimées en ng / kg de poids sec).

Le nombre « n » indique le nombre de sites étudiés par catégorie et par campagne de prélèvements.

Industriel			Urbain-Industriel		
Année	Moyenne	Écart-type	Année	Moyenne	Écart-type
2011 (n=5)	178,3	282	2011 (n=5)	77,6	18,5
2012 (n=7)	154,8	225,2	2012 (n=5)	96,9	24,7
2013 (n=8)	285,8	335,2	2013 (n=7)	79,3	19,0
2014 (n=9)	115,7	138,6	2014 (n=7)	64,0	29,2
2017 (n=9)	24,5	15,5	2017 (n=11)	42,6	29,5
2021 (n=10)	93,6	97,0	2021 (n=12)	57,7	32,5

Urbain			Rural		
Année	Moyenne	Écart-type	Année	Moyenne	Écart-type
2011 (n=2)	50,4	0,5	2011 (n=1)	28,9	-
2012 (n=4)	60,0	21,9	2012 (n=1)	34,7	-
2013 (n=4)	61,0	14,5	2013 (n=1)	31,5	-
2014 (n=4)	75,7	52,6	2014 (n=4)	34,0	7,3
2017 (n=11)	33,3	17,2	2017 (n=4)	23,7	9,2
2021 (n=15)	69,9	47,0	2021 (n=4)	29,8	14,0

Si l'évolution des concentrations en PCDD/PCDF reflétait bien les émissions dans l'air déclarées à l'IREP jusqu'en 2017, ce n'est plus le cas en 2021. Les émissions déclarées poursuivent leur diminution, alors que les teneurs relevées dans les lichens sont reparties à la hausse. En effet, dans les Bouches-du-Rhône, le principal contributeur est Arcelor-Mittal. Or, ses émissions déclarées dans l'air sont passées d'environ 7 g/an en 2011, pour se stabiliser entre 2 et 4 g/an entre 2012 et 2019, puis baisser à 1 g/an en 2020. Ces émissions dans l'air déclarées peuvent être visualisées dans la Figure 6. Elles ont été mises en parallèle des variations annuelles des PCDD/F depuis 2011 pour 5 sites étudiés (TON, CAB, FOC, GRA, VIG). Ces variations ont été représentées par rapport à la moyenne globale propre à chaque site sur l'ensemble de la période étudiée, par souci de représentativité.

Sur la Figure 6, une augmentation de la somme des PCDD/F est visible pour l'ensemble des sites étudiés. Ce sont les sites de Viguiérat (VIG) (rural) et Grans (GRA) (urbain) qui présentent les évolutions les plus importantes, avec une augmentation de plus de 100 %. Les sites industriels de Tonkin (TON) et Caban (CAB) sont ceux présentant l'évolution relative la moins forte, due à leur moyenne globale plus élevée. En 2021, ces observations sont donc en contradiction avec les données IREP des Bouches-du-Rhône, ce qui semble montrer la contribution de sources non-identifiées. En effet, en 2020, dans les Bouches-du-Rhône, seul Arcelor-Mittal a déclaré avoir émis des PCDD/F dans l'air. Or, comme décrit précédemment, d'autres activités peuvent être à l'origine de ces émissions, tels que les incinérateurs d'ordures ménagères ou les feux de forêt par exemple.

Par ailleurs, on peut constater que les valeurs I-TEQ sont restées basses, globalement au même niveau qu'en 2017, sauf pour Viguiérat (VIG), et ce malgré l'augmentation des concentrations moyennes totales en PCDD/F.

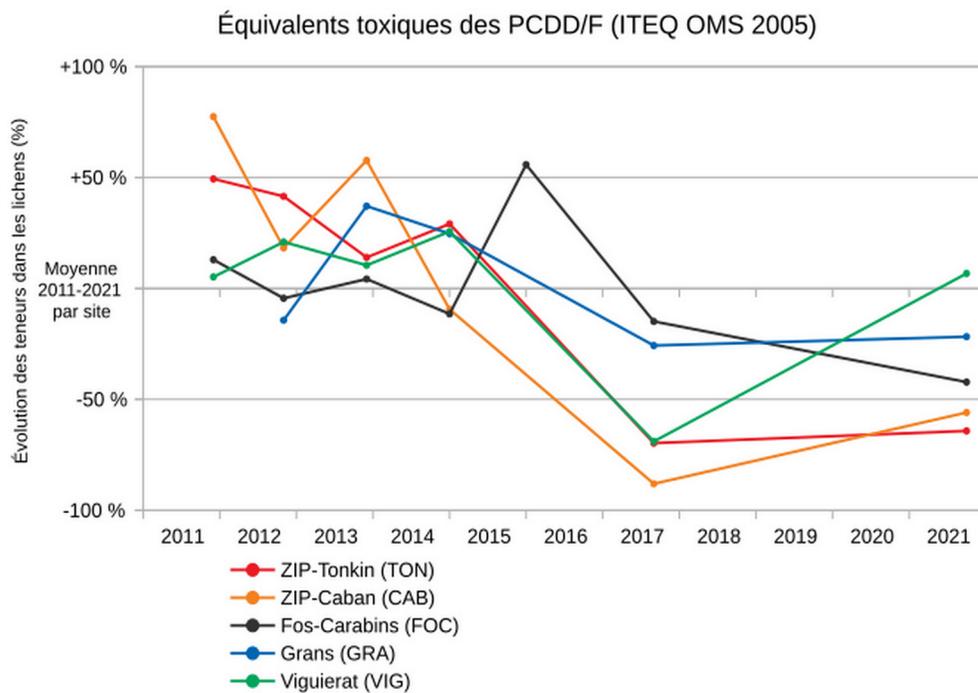
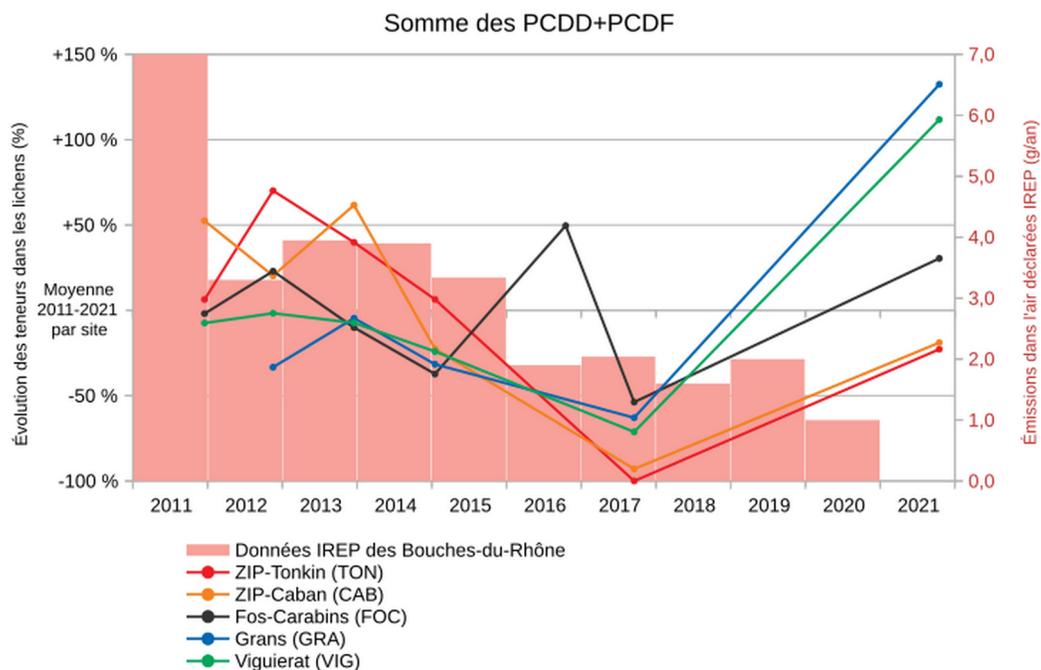


Figure 6 : Évolution des concentrations de la somme des PCDD et PCDF, et en équivalents toxiques (I-TEQ OMS 2005) entre 2011 et 2021. Les variations sont indiquées en % par rapport à la moyenne mesurée pour chaque site sur toute la période.

3. Polychlorobiphényles (PCB)

3.1. Niveaux de concentrations

Les PCB sont des molécules chimiques de synthèse massivement utilisées entre 1930 et 1970 comme lubrifiants (turbines, pompes ...), ainsi que dans la fabrication de transformateurs électriques et de condensateurs. Ils ont également été utilisés dans certains adhésifs, peintures ou huiles. Leur production et leur utilisation sont interdites depuis 1987. Ce sont des polluants organiques persistants (POP). Ils sont donc difficilement dégradables et se sont accumulés dans les sols et les sédiments, notamment suite à des rejets industriels dans l'environnement.

L'ensemble des 40 PCB analysés a été détecté sur chaque site, parmi lesquels les 6 indicateurs (PCBi) et les PCB-DL (Annexe C3). Plusieurs cartes ont été réalisées afin de mieux visualiser la répartition géographique en PCB totaux, PCBi et PCB-DL dans les lichens (Figure 7).

La cartographie des mesures en PCB totaux révèle une distribution relativement homogène des concentrations dans les lichens, avec une gamme de valeur allant de 17,8 µg/kg à Port-Saint-Louis-du-Rhône (PSL-3) à 84,8 µg/kg à Miramas (MIR). C'est pour cela que les valeurs de la légende de la Figure 7 ont été modifiées et resserrées entre le rapport de 2017 et celui-ci.

Cette observation se répète dans le calcul des moyennes des concentrations totales en PCB en fonction des catégories de sites. Celles-ci sont très proches avec 38 µg/kg en moyenne pour les sites industriels et urbains, ainsi que 36 µg/kg en moyenne pour les sites urbains-industriels. Pour les sites ruraux, la concentration moyenne est de 25 µg/kg. Cette distribution spatiale suggère donc une implication des sources urbaines et industrielles dans les concentrations en PCB totaux mesurées dans les lichens, avec une incidence toutefois limitée.

Parmi les PCB, sept congénères sont considérés comme indicateurs de pollution aux PCB (PCBi), car, dans les milieux aquatiques où ils ont été beaucoup plus recherchés, ils représentent généralement près de 50 % de la quantité de PCB. Ici, les lichens présents en milieu urbain affichent la concentration moyenne la plus importante de PCBi avec 12 µg/kg, contre 10 µg/kg de moyenne en milieu industriel et urbain-industriel et 6 µg/kg en milieu rural. Les plus fortes concentrations ont été mesurées sur trois sites urbains : MIR, SMO et MS1, avec respectivement 31,2, 21,4 et 18,4 µg/kg. Comme pour les PCDD/PCDF, Miramas (MIR) présente la concentration la plus élevée en PCB, et en particulier en PCBi, suggérant une éventuelle source commune.

Par ailleurs, 12 congénères de PCB sont appelés de type dioxines (PCB-DL), pour leurs propriétés physico-chimiques et toxicologiques analogues aux PCDD/PCDF. La répartition de leurs niveaux dans les lichens est aussi relativement homogène sur le territoire, avec une distribution des concentrations moyennes semblable à celle des PCB totaux. En effet, les moyennes calculées pour les sites industriels, urbains-industriels et urbains sont d'environ 5 mg/kg. Quant aux sites ruraux, leur concentration moyenne est de 4 mg/kg. La concentration la plus faible étant de 2,8 µg/kg à Port-Saint-Louis (PSL-10) et la plus forte toujours à Miramas (MIR, 7 mg/kg).

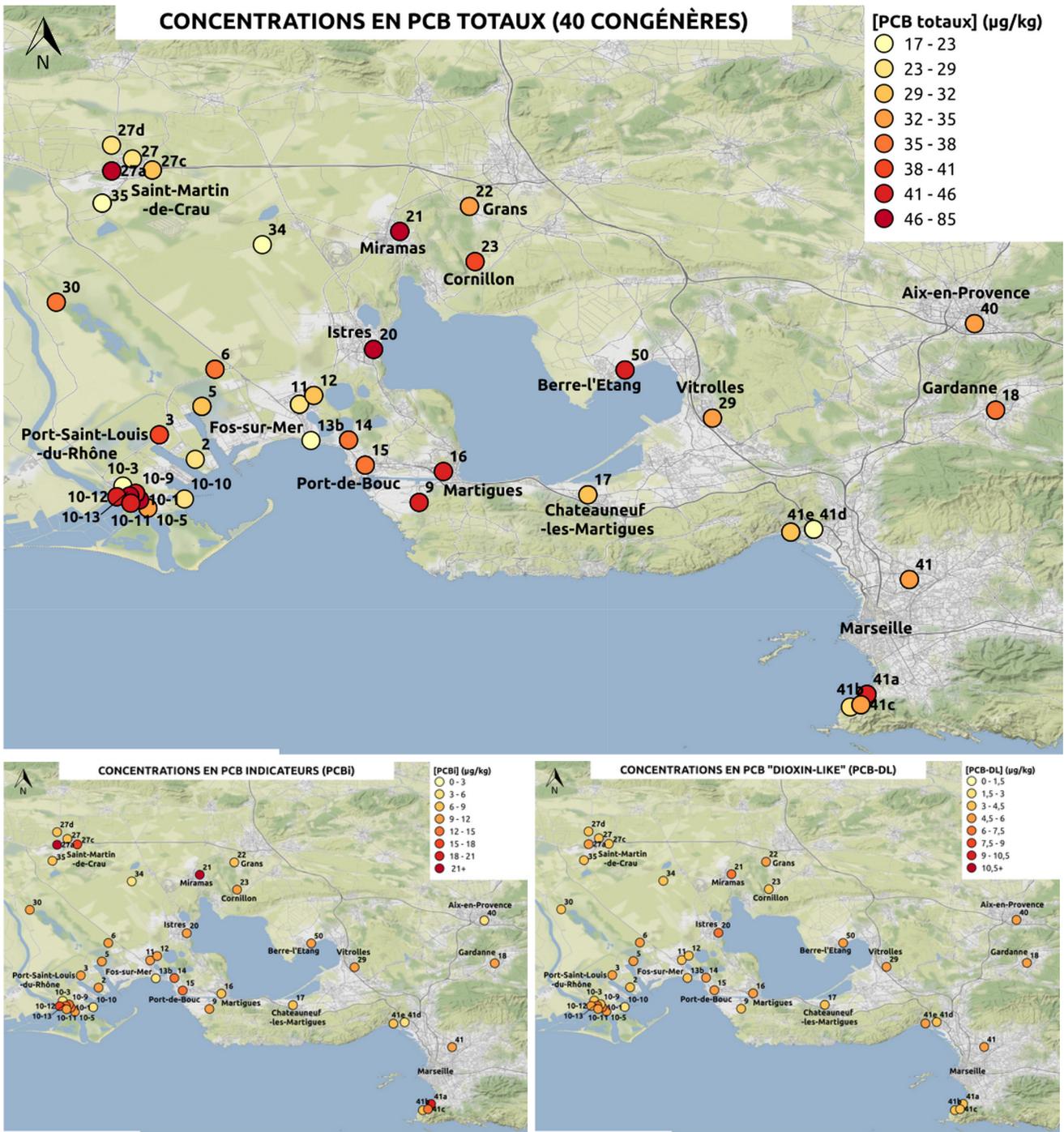


Figure 7 : Répartition géographique des concentrations totales en PCB, PCB indicateur (PCBi) et PCB-DL

Pour essayer de mieux comprendre la distribution des PCB analysés ici, la contribution des PCB classés en fonction de leur nombre d'atome de chlore et de la catégorie d'exposition a été représentée dans la Figure 8. En complément, le détail des contributions de chaque congénère en fonction des catégories de sites a été illustré dans l'Annexe D3.

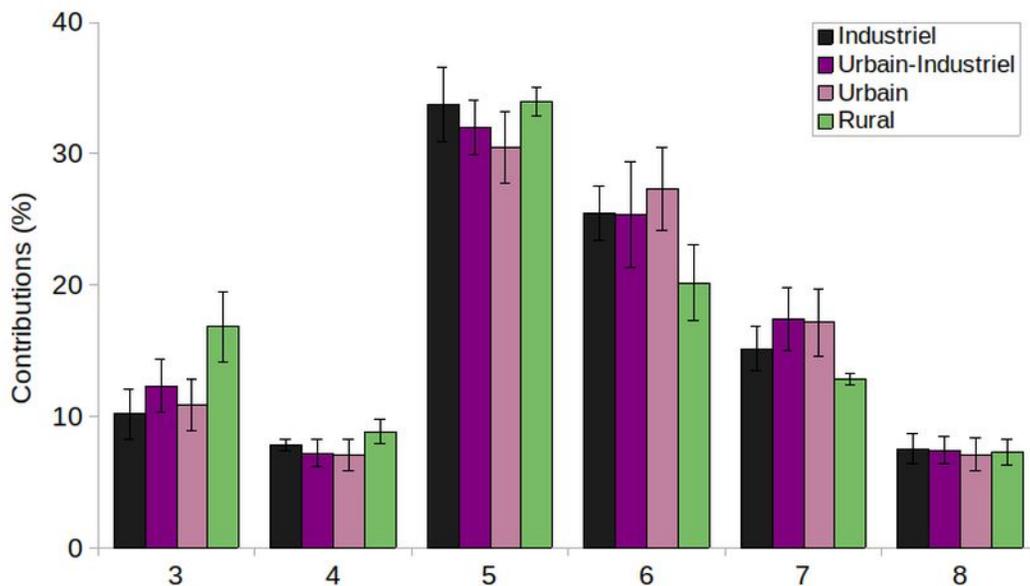


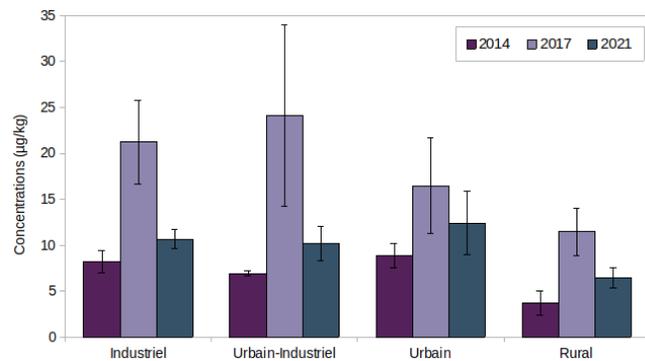
Figure 8 : Contributions (en %) des PCB aux concentrations en PCB totaux, selon leur nombre de chlore et les catégories de sites.

Ainsi, lors de cette campagne, les PCB contenant 5 atomes de chlore ont été majoritaires avec des contributions situées entre 30 et 34 %. Également, les PCB à 6 chlore ont des contributions importantes, comprises entre 20 et 27 %. Cette catégorie semble associée à la source urbaine, notamment les PCB 138 et PCB 153, ainsi que les PCB à 7 chlore. Les PCB les moins chlorés (à 3, 4 et 5 chlore) caractérisent plutôt les sites en milieu rural, plus particulièrement le PCB 28. Les PCB légers n'étaient pas ou très peu présents dans la plupart des produits PCB industriels commercialisés, dont la composition était principalement constituée de PCB à 6 et 7 chlore (43 et 39 %, respectivement, ATSDR, 2000). Les PCB légers reflètent donc plutôt des PCB qui ont été transformés avec le temps (réactions chimiques des PCB avec d'autres composés ou gaz atmosphérique, réactions photochimiques avec le rayonnement solaire...) et qui ont globalement tendance à retirer des atomes de chlore. Par conséquent, les sites ruraux pourraient être davantage soumis à des pollutions plus globales aux PCB que les autres typologies, en proportions, alors que les sites industriels et urbains seraient encore confrontés à des pollutions d'origines plus localisées car reflétant mieux les mélanges commerciaux.

3.2. Variations inter-annuelles

Pour l'étude des variations inter-annuelles des PCB, il a été choisi de ne pas tenir compte des résultats obtenus en 2012 et 2013. En effet, peu de sites avaient été étudiés lors de ces anciennes campagnes, dont l'objectif était surtout de vérifier la faisabilité de la méthode sur les PCB, méthode d'analyse qui a été changée en 2014. La comparaison des concentrations moyennes en PCB_i et PCB-DL de 2014 à 2021 en fonction des catégories d'exposition a donc été représentée dans la Figure 9.

PCBi



PCB-DL

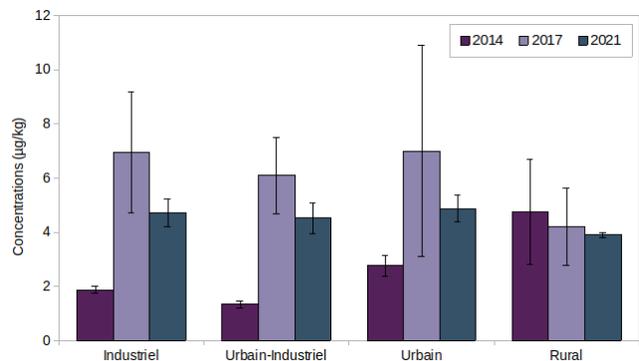


Figure 9 : Comparaison des concentrations ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en PCB-DL et PCBi entre 2014 et 2021 en fonction des catégories de sites. À noter que les valeurs du site urbain MIR (Miramas) de 2014 ne sont pas représentées puisqu'en dehors des limites des graphiques (PCB-DL : $39,7 \mu\text{g}/\text{kg}$ et PCBi : $227,4 \mu\text{g}$).

Une nette augmentation des PCBi est observable entre 2014 et 2017, suivi d'une diminution en 2021, et ce pour toutes les catégories de sites. Cette tendance est également visible pour les PCB-DL, avec une diminution moins importante en 2021 et à l'exception des sites ruraux dont les concentrations sont relativement stables.

Afin de compléter ces observations, l'évolution de la contribution (2014-2021) des PCB classés par nombre d'atomes de chlore pour 8 sites (CAB, GOU, FOC, PSL, GRA, IST, MIR et VIG) a été représentée dans l'Annexe E2. Elle montre que la part de PCB légers, possédant entre 3 et 5 atomes de chlore, étaient largement majoritaires en 2014, notamment sur le site rural de Viguierat (VIG) et les sites urbains de Grans (GRA), Istres (IST) et Miramas (MIR) qui ont des contributions allant de 85 à 88 %. Cette part a nettement diminué pour tous les sites en 2017, allant de 3 % pour le site de Miramas (MIR) à 41 % pour le site d'Istres (IST), avant d'augmenter en 2021 pour varier entre 46 % (CAB) et 61 % (PSL) pour tous les sites, à l'exception de celui de Miramas (27 %). Pour ces 8 sites, la contribution des PCB légers ne présente donc pas d'importantes disparités selon les catégories de sites, mais plutôt une tendance globale.

4. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

4.1. Niveaux de concentrations

Les HAP sont majoritairement formés lors de la combustion incomplète de matière organique, pouvant être d'origine naturelle (feux de forêt, éruptions volcaniques) ou anthropique avec des émissions issues de l'utilisation de combustibles solides (combustion de bois pour le chauffage ou la cuisine, ou encore certaines activités industrielles telles que l'incinération...), ou de combustibles fossiles (gaz, pétrole) que ce soit pour les transports, le chauffage, la production d'énergie ou l'industrie.

Ces composés étant principalement émis dans l'atmosphère lors de la combustion, cette dernière joue un rôle majeur dans la distribution de ces contaminants. Les HAP de faibles masses moléculaires sont dits « semi-volatils » et se trouvent plutôt sous forme gazeuse, à l'inverse des HAP lourds qui sont prioritairement adsorbés sur la phase particulaire. À noter que la température et la concentration initiale des HAP jouent un rôle dans cette répartition, qui peut donc varier fortement selon les conditions météorologiques, les saisons (...). Aussi, plus les particules sont lourdes, plus elles auront tendance à se déposer à proximité de leur source et auront un temps de présence dans l'atmosphère relativement court. En revanche, les particules plus fines peuvent être transportées sur de plus longues distances. La répartition des HAP dans l'atmosphère peut donc fournir des informations sur leurs origines.

Actuellement, environ 130 HAP ont été identifiés et 16 ont été retenus comme prioritaires par l'agence américaine de l'environnement (US-EPA) en raison de leur potentielle toxicité et leur prépondérance dans l'environnement (Annexe A2). Ces derniers sont donc les plus fréquemment recherchés dans les études de risque environnemental. Ici, les 16 congénères ont été trouvés sur l'ensemble des échantillons de lichens. La représentation géographique de leur somme est présentée sur la Figure 10.

Les valeurs les plus élevées ont été retrouvées au sein des sites situés à proximité d'installations industrielles. Avec une valeur moyenne trouvée en milieu industriel de 1,44 mg/kg et de 1 mg/kg en moyenne en milieu urbain-industriel, contre 0,89 mg/kg en milieu rural. On observe ainsi une influence industrielle sur la contamination atmosphérique en HAP. Plus particulièrement, le site de Goulevielle (GOU) présente des concentrations très importantes, les plus élevées des sites étudiés, comme en 2017. Ce site est au cœur de la ZIP de Fos-sur-Mer et donc très exposé à l'ensemble des émissions industrielles mais aussi du trafic maritime. Il est aussi particulièrement proche des incinérateurs de déchets (ménagers et industriels), ainsi que du terminal minéralier où sont stockées d'importantes quantités de charbon contenant potentiellement des teneurs élevées en HAP. La proximité avec ces installations peuvent expliquer des valeurs plus élevées que sur les autres sites de la ZIP (La Fossette (LAF), Tonkin (TON) ou même Caban (CAB)).

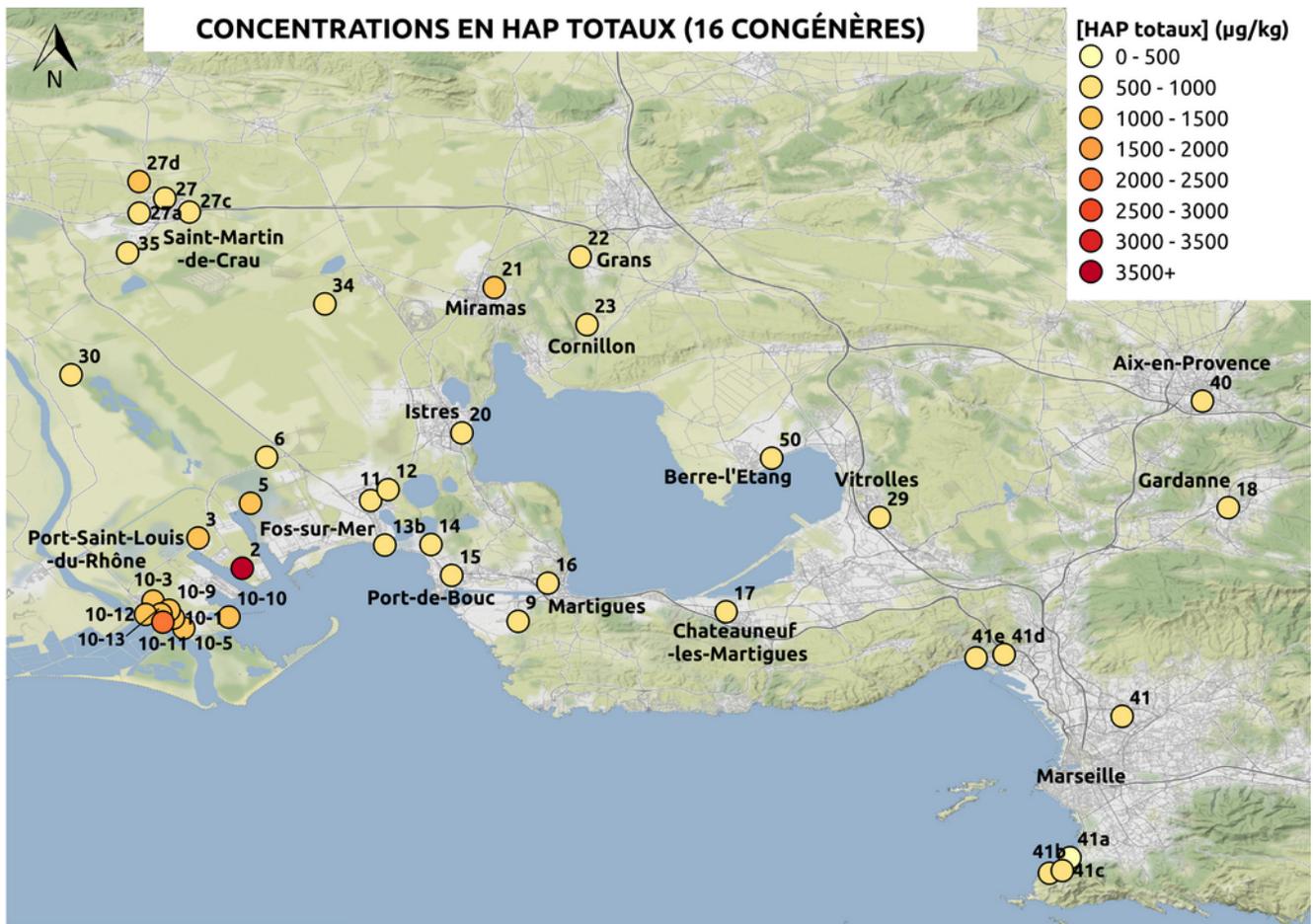


Figure 10 : Répartition géographique des concentrations en HAP dans les lichens

Autre particularité des sites étudiés, le cas de Port-Saint-Louis-du-Rhône, où les concentrations mesurées de HAP sont particulièrement élevées. Cette observation a déjà été faite lors des campagnes précédentes et a engendré les études HAP-SIS (2020) et CARE (2021-2024), réalisées par l'Institut Écocitoyen. La première, HAP-SIS, a permis grâce à divers échantillons (air, lichens et sols), de caractériser les sources de ces HAP atmosphériques. Ainsi, hormis un bruit de fond issu du chauffage résidentiel et des activités portuaires et industrielles, il s'est avéré que l'une des principales sources de HAP dans l'air serait la remise en suspension de poussières de sols contaminés, nombreux à Port-Saint-Louis-du-Rhône. Dans la continuité, l'étude CARE a donc proposé de réaliser une cartographie plus exhaustive de la contamination des sols et de l'air de la ville, ainsi que des tests de re-végétalisation sur un sol de friche contaminée de la ville, la mise en place d'un couvert végétal permettant de limiter ces envols. Les sites de prélèvements de lichens de l'étude CARE sont d'ailleurs intégrés à la présente campagne 2021, comme indiqué précédemment.

Le détail des concentrations des 16 congénères HAP selon les différentes catégories d'expositions peut être visualisé dans l'Annexe C4. Un résumé est proposé en Figure 11, avec les concentrations moyennes des familles de HAP (classés par nombre de cycles) selon les catégories de sites.

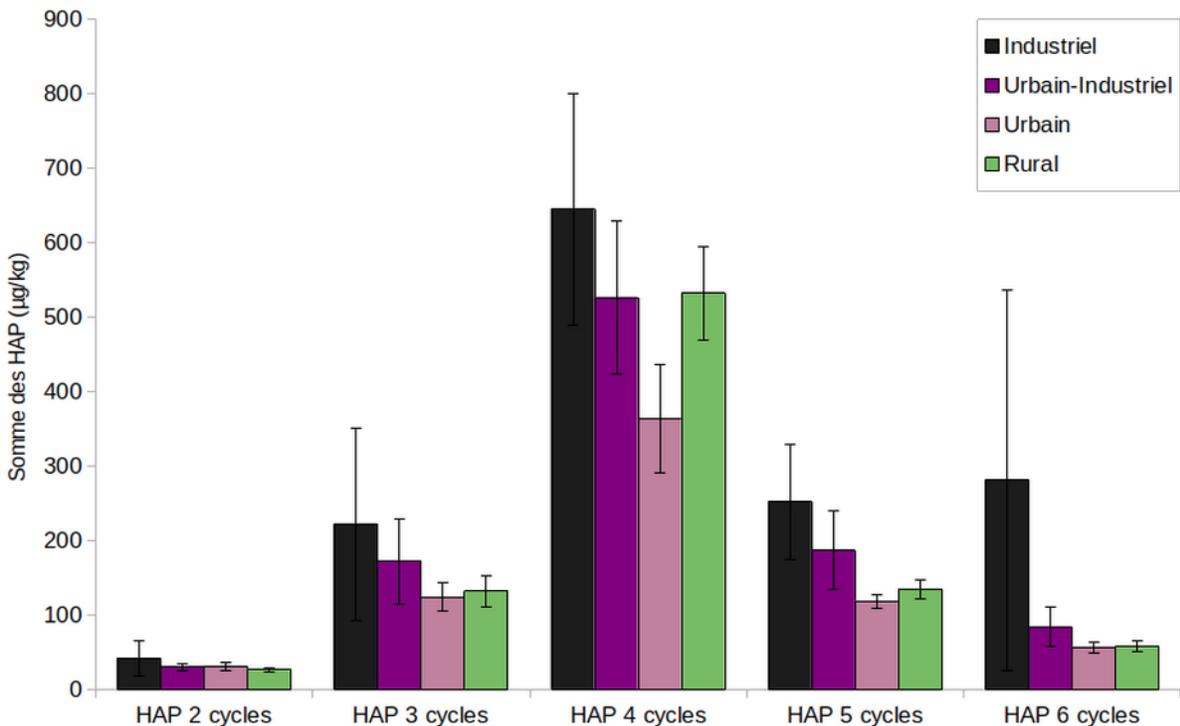


Figure 11 : Concentrations moyennes des familles de HAP (par nombre de cycles) selon les catégories de sites. La hauteur des barres représente la moyenne et les traits bornés noirs représentent les écart-types autour de la moyenne.

La Figure 11 montre qu'il n'y a pas de lien évident entre les typologies de sites et les familles de HAP qui y sont retrouvées. Cependant, les sites industriels sont ceux présentant les moyennes les plus élevées, ainsi qu'une proportion importante de HAP à six cycles confirmant l'impact de sources locales industrielles, notamment sur les sites de Caban (CAB) et Goulevielle (GOU).

Globalement, la famille la plus représentée est celle des HAP à quatre cycles (entre 51 et 60 % des HAP totaux), qui sont les HAP les plus présents dans l'environnement. Tandis que la famille la moins représentée est celle des HAP à deux cycles (entre 3 et 5 %), qui sont les plus volatils et donc peu présents dans l'environnement.

Afin de compléter ces résultats et de savoir si des HAP ont été particulièrement émis dans certains milieux, la contribution de chaque HAP aux HAP totaux selon la catégorie de sites a été calculée et représentée dans l'Annexe D4.

Ainsi le chrysène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(a)pyrène et surtout le benzo(ghi)pérylène semblent être associés aux sources industrielles. Par ailleurs, les appareils à combustion de bois émettent en priorité : fluoranthène, pyrène, phénanthrène, acénaphthène et naphthalène (Tissari *et al.*, 2007). Or, globalement, le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène sont les HAP présentant les contributions les plus importantes, notamment en milieu rural, ce qui semble montrer l'influence du chauffage résidentiel sur les concentrations de ces HAP dans l'air.

4.2. Variations inter-annuelles

Afin de mieux visualiser les variations de concentrations inter-annuelles de HAP totaux, les moyennes des concentrations par catégorie de sites depuis 2011 ont été calculées et résumées dans le Tableau 3. De plus, les variations inter-annuelles des HAP depuis 2011 de 5 sites de prélèvements (TON, CAB, FOC, GRA, VIG) ont été illustrées dans la Figure 12. Pour chacun des sites, l'évolution de la concentration en HAP totaux a été comparée à la moyenne globale trouvée par site.

Tableau 3 : Concentrations en HAP en fonction des catégories de sites et des années de prélèvements (concentrations exprimées en $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids sec).

Le nombre « n » indique le nombre de sites étudiés par catégorie et par campagne de prélèvements.

Industriel			Urbain-Industriel		
Année	Moyenne	Écart-type	Année	Moyenne	Écart-type
2011 (n=5)	1335	1168	2011 (n=5)	696	687
2012 (n=7)	1523	1511	2012 (n=5)	661	769
2013 (n=8)	738	379	2013 (n=7)	592	276
2014 (n=9)	904	263	2014 (n=7)	784	92
2017 (n=9)	2626	867	2017 (n=11)	1847	635
2021 (n=10)	1443	1259	2021 (n=12)	1000	438

Urbain			Rural		
Année	Moyenne	Écart-type	Année	Moyenne	Écart-type
2011 (n=2)	306	59	2011 (n=1)	216	-
2012 (n=4)	203	51	2012 (n=1)	108	-
2013 (n=4)	287	84	2013 (n=1)	277	-
2014 (n=4)	675	40	2014 (n=4)	569	14
2017 (n=11)	1890	547	2017 (n=4)	1384	386
2021 (n=15)	695	180	2021 (n=4)	885	129

Cette dernière campagne de 2021 inverse la tendance globale observée de 2011 à 2017, avec une diminution des concentrations moyennes pour toutes les catégories d'expositions.

Pour toutes les périodes étudiées, les lichens prélevés en milieu industriel présentent les concentrations moyennes les plus importantes. Jusqu'en 2021, les moyennes des sites urbain-industriels et urbains étaient semblables, et les moyennes des sites ruraux étaient les plus basses. Or, en 2021, ce sont les lichens prélevés en milieu urbain qui ont la moyenne la plus basse, suivi des sites ruraux. Ce changement peut-être consécutif au remplacement de deux sites de prélèvements pour ces derniers (Caphan et La Dynamite, à la place de Aureille et Les Baux), ce qui représente la moitié des sites ruraux et donc une incidence potentiellement élevée.

Les variations inter-annuelles des concentrations en HAP totaux depuis 2011 pour 5 sites (Grans, Tonkin, Caban, Vigueirat et Fos-Carabins) (Figure 12) sont en accord avec ces observations. Ces variations ont été représentées par rapport à la moyenne globale (2011-2021) de chacun des cinq sites et mises en parallèles des émissions industrielles déclarées dans les Bouches-du-Rhône (IREP).

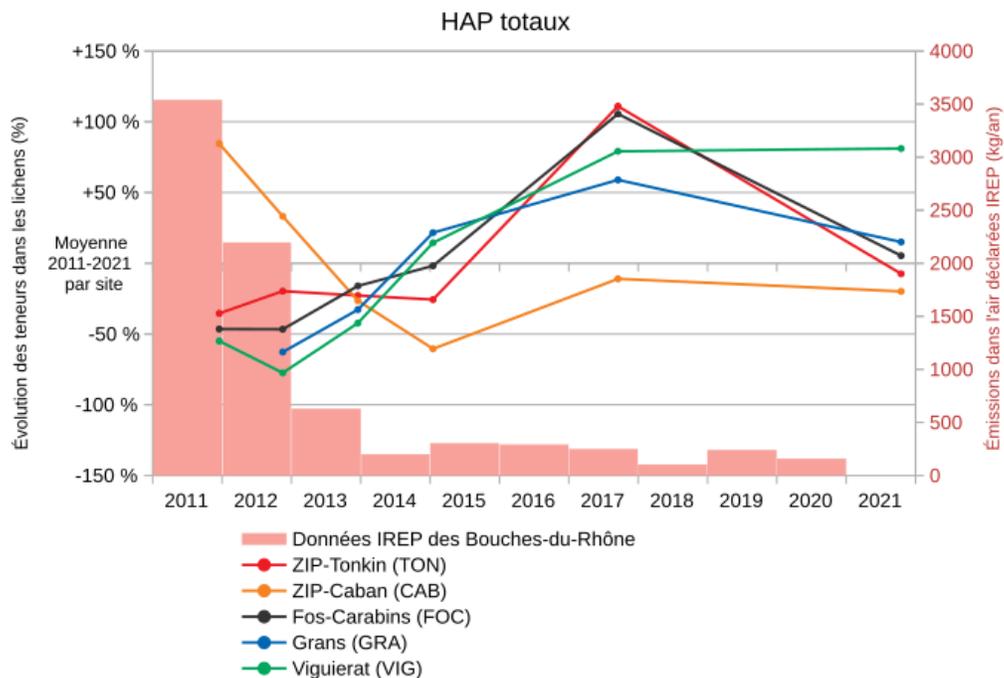


Figure 12 : Évolution des concentrations en HAP totaux entre 2011 et 2021.

Les variations sont indiquées en % par rapport à la moyenne mesurée pour chaque site sur toute la période.

En effet, une augmentation globale des concentrations est observable pour tous les sites jusqu'en 2017, suivi d'une diminution en 2021, sauf pour le site de Viguierat (VIG) situé en milieu rural. Ces observations ne suivent pas la tendance des émissions déclarées qui sont en baisse depuis 2011. Cela peut indiquer la contribution de sources non-identifiées. En effet, certaines sources non-industrielles telles que le chauffage résidentiel et le trafic routier, sont émettrices de HAP, mais elles sont relativement constantes d'une année à l'autre, depuis 2014, à l'échelle française (CITEPA, 2020). L'implication d'autres sources industrielles, non déclarées ou non-contrôlées, telles que des émissions diffuses, serait donc envisageable. D'autant plus que peu d'industries sont inscrites dans le registre IREP (Arcelormittal et Naphtachimie). Or, la présence d'installations pétrochimiques est généralement associée à des émissions de HAP, comme décrit dans les travaux de Sylvestre (2016) portant sur les sources d'émissions de la région Fos-Berre.

6. Pesticides

La répartition géographique des concentrations en pesticides totaux, herbicides, fongicides et insecticides, a été illustrée sur la Figure 14.

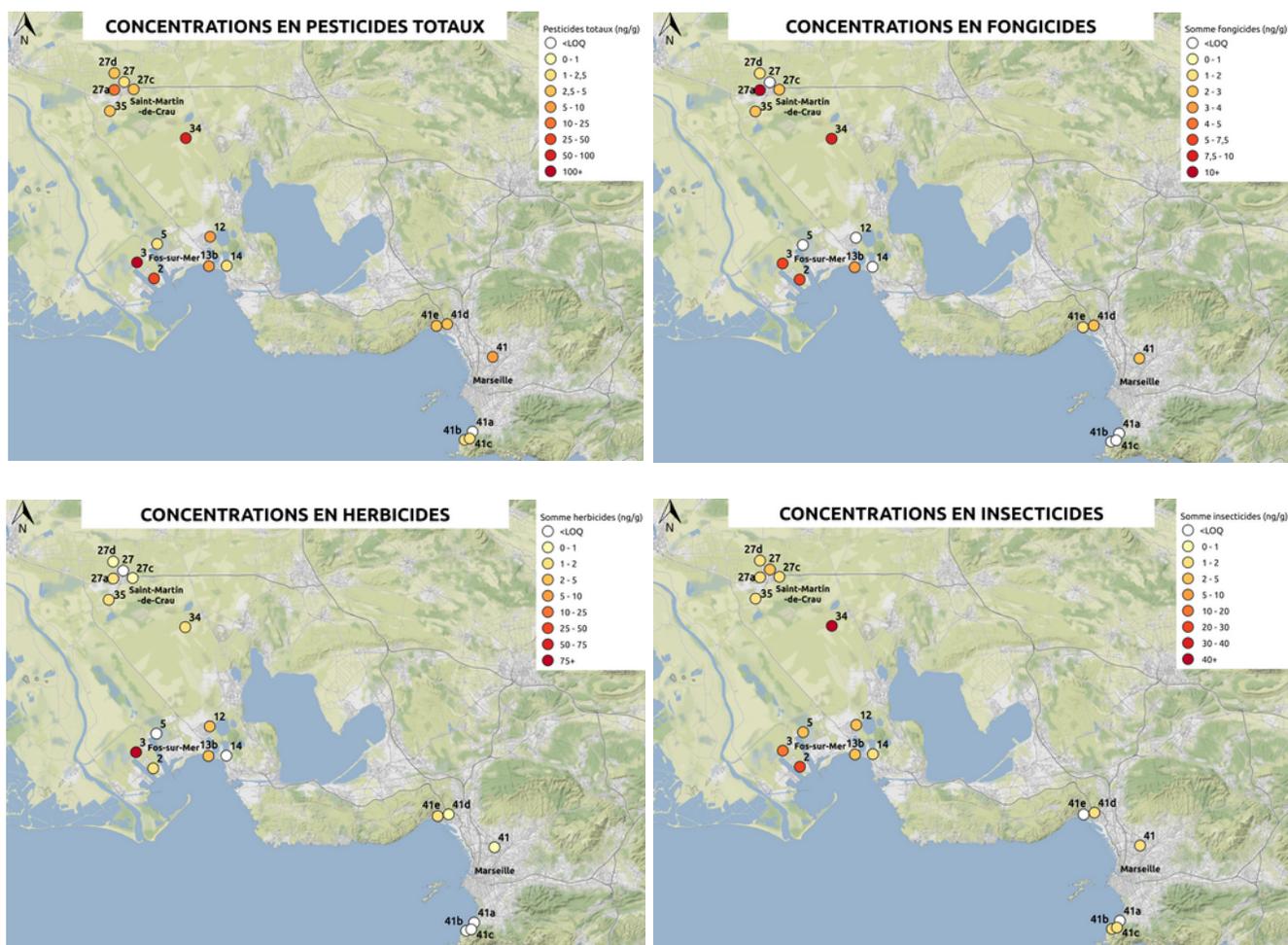


Figure 14 : Répartition géographique des concentrations en pesticides totaux, herbicides, fongicides et insecticides (ng/g)

À l'exception de quelques sites, les concentrations en pesticides totaux sont relativement homogènes et comprises entre 1 et 8 ng/g. Les concentrations les plus élevées sont mesurées sur le site de Caban (CAB) avec 101 ng/g, suivie de 62 ng/g à Entressen (ENT), puis de Goulevielle (GOU) avec 35 ng/g, pour finir, 13 ng/g ont été observés à Saint-Martin ouest (SMO).

Le registre parcellaire graphique de 2020 renseigne sur les groupes de cultures majoritaires situés aux alentours des sites de prélèvements (Figure 15). Il permet de constater qu'il n'y a pratiquement pas de cultures autour des sites de Fos-sur-Mer et de Marseille, au contraire de Saint-Martin-de-Crau et Entressen.

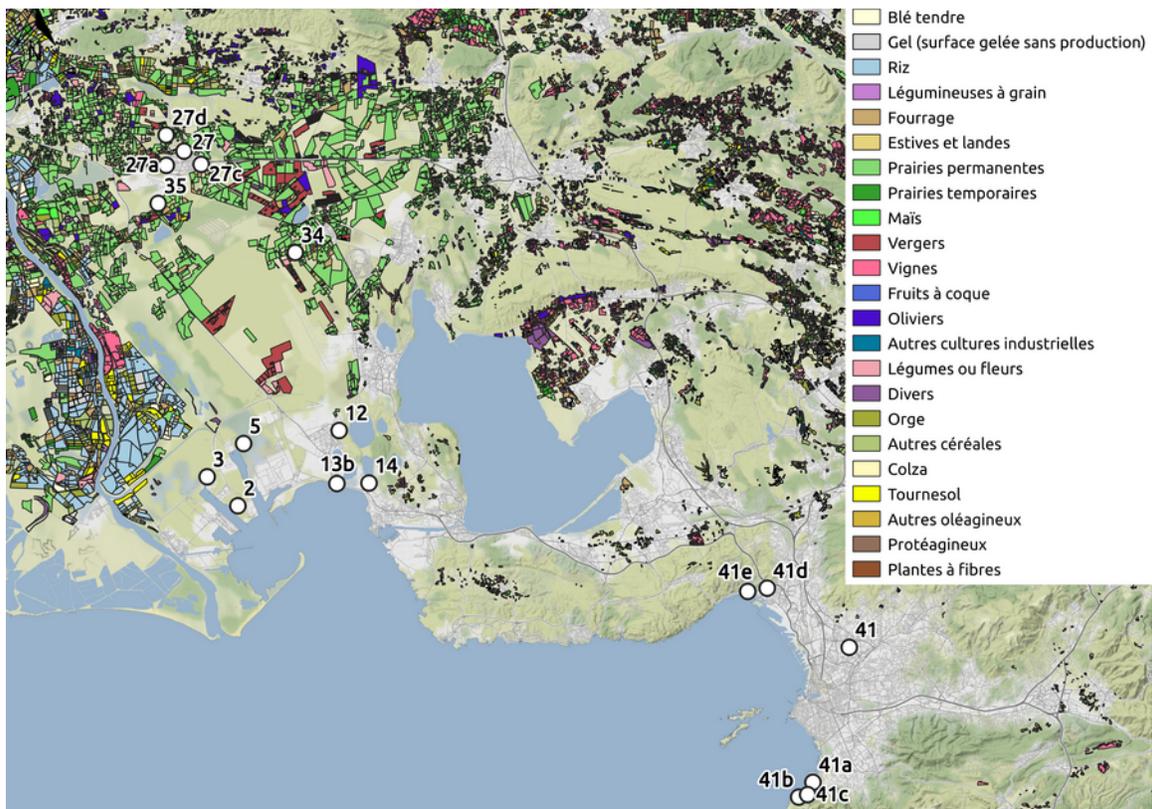


Figure 15 : Répartition géographique des concentrations en pesticides totaux et groupes de cultures majoritaires
(Source : Registre parcellaire graphique (RPG), 2020)

Ainsi, le site d'Entressen (ENT) situé en milieu rural, est entouré de différents types de cultures, avec notamment plus de vergers que les autres sites (au nord, sud et sud-ouest) ainsi que des vignes et des oliviers. Or, ces cultures sont réputées pour faire appel à de plus grandes quantités de pesticides, contrairement à celles des cultures de foin (prairies) qui dominent autour de Saint-Martin-de-Crau, ce qui pourrait expliquer les concentrations plus élevées en pesticides retrouvées sur ce site. En effet, la majorité de ceux-ci est composée d'insecticides, à 86 %.

La teneur importante observée à Caban est due à une forte concentration d'herbicides, qui représentent 83 % des pesticides totaux, et particulièrement au diflufenican. Ce site de prélèvement est situé dans la ZIP de Fos-sur-Mer, à proximité des voies ferrées. Or, le désherbage de celles-ci pourrait expliquer les concentrations retrouvées, sachant que le diflufenican fait partie des substances actives utilisées par la SNCF en 2021.

Pour finir, sur le site GOU, les pesticides principalement trouvés sont des insecticides, à 79 %, majoritairement de la cyperméthrine et de la deltaméthrine. Or, la cyperméthrine sert principalement au traitement du bois, quant à la deltaméthrine, ces usages sont divers (usage agricole, ménager ou vétérinaire, lutte contre les moustiques ...).

RÉFÉRENCES

AFNOR. (2013). Biosurveillance passive de la qualité de l'air à l'aide des lichens autochtones : de la récolte à la préparation des échantillons. Norme NF X43-904.

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. *Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse*.

Armstrong, R. A., & Bradwell, T. (2011). Growth of foliose lichens: a review. *Symbiosis*, 53, 1-16.

ATSDR (2000). Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *US department of health and human services, public health service*.

Austruy, A., Dron, J., Charbonnier, E., Babaguella, 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, 125-142.

Austruy, A., Roulier, M., Angeletti, B., Dron, J., Dauphin, C. E., Ambrosi, J. P., ... & Chamaret, P. (2021). Concentrations and transportation of metal and organochlorine pollutants in vegetables and risk assessment of human exposure in rural, urban and industrial environments (Bouches-du-Rhône, France). *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 64253-64267.

Dauphin, C. E., Durand, A., Lubonis, K., Wortham, H., & Dron, J. (2020). Quantification of monosaccharide anhydrides by gas chromatography/mass spectrometry in lichen samples. *Journal of Chromatography A*, 1612, 460675.

Dauphin, C.-E., Dron, J. (2020). Biosurveillance atmosphérique des pourtours du Golfe de Fos et de l'Étang de Berre : Campagne 2017. *Rapport d'étude, Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions*.

De Temmerman, L., Claeys, N., Roekens, E., & Guns, M. (2007). Biomonitoring of airborne mercury with perennial ryegrass cultures. *Environmental Pollution*, 146(2), 458-462.

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. *Pollution atmosphérique*, 228, 1.

Dron, J., Ratier, A., Austruy, A., Revenko, G., Chaspoul, F., & Wafo, E. (2021). Effects of meteorological conditions and topography on the bioaccumulation of PAHs and metal elements by native lichen (*Xanthoria parietina*). *Journal of environmental sciences*, 109, 193-205.

Géorisques. (2020). Registre des émissions polluantes. *Disponible sur : <<https://www.georisques.gouv.fr/risques/registre-des-emissions-polluantes>>*

Gibson, M. D., Heal, M. R., Li, Z., Kuchta, J., King, G. H., Hayes, A., & Lambert, S. (2013). The spatial and seasonal variation of nitrogen dioxide and sulfur dioxide in Cape Breton Highlands National Park, Canada, and the association with lichen abundance. *Atmospheric Environment*, 64, 303-311.

- Gombert, S., Asta, J., & Seaward, M. R. D. (2006). Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France). *Ecological Indicators*, 6(2), 429-443.
- Loppi, S. (2014). Lichens as sentinels for air pollution at remote alpine areas (Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 2563-2571.
- Nimis, P. L., Scheidegger, C., & Wolseley, P. A. (2002). Monitoring with lichens—monitoring lichens: an introduction. *Springer Netherlands* (pp. 1-4).
- Parviainen, A., Casares-Porcel, M., Marchesi, C., & Garrido, C. J. (2019). Lichens as a spatial record of metal air pollution in the industrialized city of Huelva (SW Spain). *Environmental Pollution*, 253, 918-929.
- Ratier, A. (2015). Biosurveillance de la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer par les lichens. *Rapport de stage, Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions*.
- 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, 8364-8376.
- Ratier, A., Dron, J. (2018). Bioaccumulation de polluants dans les lichens, étude des effets saisonniers, de l'incertitude liée au prélèvement et comparaison de deux espèces. *Rapport d'étude, Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions*.
- Sarrazin, L., Diana, C., Wafo, E., Pichard-Lagadec, V., Schembri, T., & Monod, J. L. (2006). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine, brackish, and river sediments by HPLC, following ultrasonic extraction. *Journal of liquid chromatography & related technologies*, 29(1), 69-85.
- Sylvestre, A. (2016). *Caractérisation de l'aérosol industriel et quantification de sa contribution aux PM 2.5 atmosphériques*. Thèse de doctorat de Aix-Marseille université.
- SNCF Réseau. (2021). Produits phytopharmaceutiques utilisés par la SNCF. *Disponible sur* : <<https://www.sncf-reseau.com>>
- Tissari, J., Hytönen, K., Lyyränen, 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.
- Van Halluwyn, 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*, 3, 7.
- Wafo, E., Sarrazin, L., Diana, C., Schembri, T., Lagadec, V., & Monod, J. L. (2006). Polychlorinated biphenyls and DDT residues distribution in sediments of Cortiou (Marseille, France). *Marine Pollution Bulletin*, 52(1), 104-107.

ANNEXES

Annexe A : Nomenclature

A1 : PCDD/F

A2 : HAP

Annexe B : Résultats des contrôles de qualité et des analyses de matériaux certifiés

B1 : Métaux

B2 : PCB

B3 : HAP

Annexe C : Résultats détaillés des mesures de contaminants dans les lichens

C1 : Métaux

C3 : PCDD/F

C4 : PCB

C5 : HAP

C6 : Lévo-glucosan

C7 : Pesticides

Annexe D : Visualisation des différences de concentrations selon les catégories de sites

D1 : Métaux

D2 : PCDD/F

D3 : PCB

D4 : HAP

Annexe E : Évolution des concentrations dans les lichens

D1 : Métaux

D2 : PCB

Annexe A

Nomenclature

Annexe A1 : PCDD/F

Liste des 7 PCDD (dioxines) et 10 furanes (PCDF) définis comme prioritaires par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)	
Abréviations	Nom
PCDD1	2,3,7,8 Tetrachlorodibenzodioxine
PCDD2	1,2,3,7,8 Pentachlorodibenzodioxine
PCDD3	1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzodioxine
PCDD4	1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzodioxine
PCDD5	1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzodioxine
PCDD6	1,2,3,4,6,7,8 Heptachlorodibenzodioxine
OCDD	1,2,3,4,6,7,8,9 Octachlorodibenzodioxine
PCDF1	2,3,7,8 Tetrachlorodibenzofurane
PCDF2	1,2,3,7,8 Pentachlorodibenzofurane
PCDF3	2,3,4,7,8 Pentachlorodibenzofurane
PCDF4	1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzofurane
PCDF5	1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzofurane
PCDF6	2,3,4,6,7,8 Hexachlorodibenzofurane
PCDF7	1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzofurane
PCDF8	1,2,3,4,7,8,9 Heptachlorodibenzofurane
PCDF9	1,2,3,4,6,7,8 Heptachlorodibenzofurane
OCDF	1,2,3,4,6,7,8,9 Octachlorodibenzofurane

Annexe A2 : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Liste des 16 HAP définis comme prioritaire par l'US-EPA			
Abréviations	Nom	Nombre de cycles	Formule chimique
Nap	Naphtalène	2	C ₁₀ H ₈
Ace	Acénaphtylène		C ₁₂ H ₈
Acy	Acénaphène		C ₁₂ H ₁₀
Flu	Fluorène	3	C ₁₃ H ₁₀
Ant	Anthracène		C ₁₄ H ₁₀
Phe	Phénanthène		C ₁₄ H ₁₀
FIA	Fluoranthène		C ₁₆ H ₁₀
Pyr	Pyrène		C ₁₆ H ₁₀
BaA	Benzo(a)anthracène	4	C ₁₈ H ₁₂
Chr	Chrysène		C ₁₈ H ₁₂
DBA	Dibenzo(a,h)anthracène		C ₂₀ H ₁₄
BaP	Benzo(a)pyrène		C ₂₀ H ₁₂
BkF	Benzo(k)fluoranthène	5	C ₂₀ H ₁₂
BbF	Benzo(b)fluoranthène		C ₂₀ H ₁₂
Bpe	Benzo(ghi)pérylène		C ₂₀ H ₁₂
Ipy	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	6	C ₂₂ H ₁₂

Annexe B

Résultats des contrôles de qualité et des analyses de matériaux certifiés

Annexe B1 : Métaux

Éléments	IAEA 336 (lichen) mesurés (n=3)	IAEA 336 (lichen) valeurs certifiées	Limites de détection calculées (méthode US EPA 821R-16-006)
Al	553	570 - 790	0,1
Ca	2389	-	4
Ti	17	-	0,1
V	1,2	1,25 - 1,69	0,01
Cr	0,87	0,89 - 1,23	0,01
Mn	57,41	56 - 70	0,01
Fe	406,10	380 - 480	0,2
Co	0,25	0,24 - 0,34	0,01
Ni	0,65	-	0,01
Cu	2,83	3,1 - 4,1	0,01
Zn	27,98	27,0 - 33,8	0,3
As	0,61	0,55 - 0,71	0,02
Mo	0,07	-	0,004
Ag	0,02	-	0,01
Cd	0,11	0,100 - 0,134	0,003
Sb	0,05	0,063 - 0,083	0,08
Hg	0,11	0,16 - 0,24	0,01
Pb	4,40	4,3 - 5,5	0,005

Annexe B2 : PCB

Congénères	IAEA 451 (bivalve) mesurés (n=9)	Lichen IAEA 451 (bivalve) valeurs certifiées
28	0.87	0,85 ± 0,09
95	0.71	0,58 ± 0,10
101	1.20	1,74 ± 0,14
105	0.78	0,49 ± 0,12
110	0.87	0,88 ± 0,13
118	1.21	1,01 ± 0,08
128	0.72	0,49 ± 0,04
138	6.40	5,3 ± 0,58
149	3.44	3,33 ± 0,42
153	8.04	8,59 ± 0,78
170	2.50	3,05 ± 0,40
174	1.57	1,32 ± 0,07
177	1.01	0,94 ± 0,10
180	7.14	6,56 ± 1,20
183	1.97	1,82 ± 0,22
187	3.77	3,97 ± 0,26
194	0.90	1,45 ± 0,09

Annexe B3 : HAP

Congénères	IAEA 451 (bivalve) mesurés (n=9)	Lichen IAEA 451 (bivalve) valeurs certifiées
Nap	15.45	14,8 ± 1,2
Ace	5.12	-
Acy	5.14	-
Flu	3.77	-
Phe	17.33	15,8 ± 5,6
Ant	4.74	-
FIA	46.78	49,3 ± 3,2
Pyr	40.33	40,0 ± 4,6
BaA	22.47	19,2 ± 1,3
Chr	23.90	26,9 ± 2,0
BbF	34.30	35,8 ± 6,2
BkF	17.11	14,7 ± 3,2
BaP	18.72	18,2 ± 2,4
Ipy	22.54	-
DBA	6.13	5,3 ± 1,4
Bpe	16.05	19,5 ± 2,4
Total	299.88	-

Annexe C

Résultats détaillés des mesures de contaminants dans les lichens

Annexe C1 : Métaux

Sites de typologie industrielle (concentrations en mg/kg sec)											
	LAF	GOU	CAB	ENG	TON	LAV	BER	PSL-1	PSL-5	PSL-10	Moy.
Al	3710.00	7504.06	4532.89	5997.28	2284.15	2140.00	1450.00	4630.00	3480.00	3880.00	3960.84
V	20.50	27.78	15.40	11.02	7.28	8.50	5.30	14.00	12.20	15.00	13.70
Cr	41.90	118.51	39.82	19.88	20.99	16.50	5.80	72.00	43.50	31.00	40.99
Mn	357.00	368.96	198.06	82.69	173.29	69.00	35.00	254.00	173.00	142.00	185.30
Fe	13700.00	20108.62	11681.58	6775.84	18688.96	3060.00	1550.00	6070.00	4440.00	7580.00	9365.50
Co	1.65	2.22	1.31	1.04	0.84	0.95	0.70	1.51	1.62	1.61	1.34
Ni	8.89	16.70	8.41	8.15	5.29	5.16	3.90	6.36	5.63	6.67	7.52
Cu	15.20	38.38	25.88	7.52	9.80	11.21	10.60	15.00	14.50	18.40	16.65
Zn	87.00	346.80	155.07	42.82	92.30	41.00	25.00	48.00	55.00	76.00	96.90
As	1.25	2.68	2.13	3.06	1.25	1.04	0.53	1.89	1.50	1.83	1.72
Mo	3.69	11.19	7.90	1.04	1.49	4.95	1.00	2.33	1.26	3.14	3.80
Aa	0.15	0.33	0.13	0.09	0.10	0.10	0.17	1.83	0.14	0.17	0.32
Cd	0.42	0.64	0.58	0.22	0.35	0.14	0.00	0.13	0.32	0.24	0.30
Sn	1.58	NA	NA	NA	NA	0.99	0.89	1.11	0.88	1.60	1.18
Sb	0.38	3.09	3.44	0.91	0.53	0.28	0.22	0.23	0.15	0.38	0.96
Hq	0.07	0.15	0.11	0.10	0.08	0.14	0.00	0.00	0.00	0.10	0.07
Tl	0.10	NA	NA	NA	NA	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.04
Pb	13.50	48.71	15.91	14.39	8.80	9.40	6.31	17.00	8.29	8.55	15.09
Ca	650.00	5839.21	7183.04	5353.36	4214.93	430.00	270.00	610.00	780.00	770.00	2610.05
Ti	135.00	262.52	138.30	265.70	87.17	64.00	37.00	100.00	93.00	110.00	129.27

Sites de typologie urbaine-industrielle (concentrations en mg/kg sec)													
	PSL-3	PSL-9	PSL-11	PSL-12	PSL-13	FOC	FOM	FOA	PDB	MAR	CHF	GAR	Moy.
Al	2660.00	3550.00	3530.00	4680.00	5050.00	2250.00	2623.56	3417.66	3470.00	5240.00	3820.00	28900.0	5765.94
V	7.60	18.60	12.50	14.60	14.30	6.20	4.94	8.05	9.40	16.20	9.80	81.00	16.93
Cr	18.90	171.00	35.00	59.40	52.00	10.70	8.16	14.07	20.40	31.30	12.00	73.00	42.16
Mn	64.00	685.00	149.00	238.00	190.00	98.00	68.63	137.13	114.00	174.00	76.00	62.00	171.31
Fe	3490.00	6320.00	4880.00	4710.00	6270.00	2800.00	3726.44	6298.40	4670.00	7410.00	3920.00	12300.0	5566.24
Co	0.94	1.52	1.53	1.64	1.74	0.80	0.67	0.98	1.23	2.30	1.29	0.88	1.29
Ni	3.97	6.62	5.79	5.97	6.50	3.20	3.03	5.43	6.46	9.00	5.41	3.70	5.42
Cu	11.00	22.90	19.50	200.00	22.10	9.40	9.61	12.31	15.21	51.00	15.80	15.50	33.69
Zn	35.00	91.00	96.00	93.00	62.00	39.00	41.56	80.58	63.00	167.00	40.00	55.00	71.93
As	1.31	1.50	3.98	1.46	1.91	1.16	0.93	2.17	1.58	1.53	1.30	3.87	1.89
Mo	0.88	7.90	4.90	3.35	3.17	0.84	0.74	0.88	0.83	3.99	0.83	6.80	2.93
Ag	0.00	0.14	0.15	0.10	0.16	0.11	0.05	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07
Cd	0.30	0.19	0.46	0.24	0.11	0.09	0.12	0.38	0.16	0.22	0.11	0.00	0.20
Sn	0.52	2.33	1.65	2.17	1.36	0.75	NA	NA	1.91	9.74	1.13	1.02	2.26
Sb	0.17	0.75	0.44	0.24	0.48	0.17	0.59	2.15	0.49	1.90	0.33	0.00	0.64
Hq	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
Tl	0.00	0.00	0.11	0.00	0.10	0.00	NA	NA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
Pb	4.21	20.00	17.00	26.70	9.90	4.84	5.18	11.28	8.62	13.32	6.35	7.45	11.24
Ca	450.00	1060.00	830.00	1370.00	870.00	1990.00	3196.58	12744.1	2110.00	1900.00	970.00	550.00	2336.73
Ti	62.00	121.00	83.00	133.00	111.00	66.00	78.43	106.26	106.00	123.00	73.00	175.00	103.14

Sites de typologie urbaine (concentrations en mg/kg sec)																
	IST	MIR	GRA	COR	SMN	VIT	AIX	MRS	MS1	MS2	MS3	MN1	MN2	SME	SMO	Moy.
Al	900.00	1880.0	1580.0	2410.0	2168.5	5270.0	1890.0	2119.4	2115.4	2274.3	2682.1	1846.8	2702.4	2069.9	3143.2	2336.8
V	3.30	4.70	5.30	6.10	3.65	11.10	5.20	3.42	3.62	3.78	4.49	3.09	4.62	3.47	4.93	4.72
Cr	3.70	5.10	6.00	7.20	4.64	13.70	10.80	5.03	3.88	4.13	5.63	4.65	6.66	4.82	7.16	6.21
Mn	62.00	51.50	51.00	61.00	43.61	79.00	54.00	38.39	32.01	32.40	40.09	35.05	59.69	44.31	55.04	49.27
Fe	1050.0	1710.0	1640.0	2210.0	2471.6	4100.0	1670.0	2059.7	1904.7	2288.2	2427.3	1945.6	2639.0	2233.2	3230.2	2238.6
Co	0.51	0.66	0.78	0.84	0.50	1.44	0.80	0.61	0.49	0.53	0.62	0.47	0.78	0.51	0.66	0.68
Ni	1.80	2.42	2.69	3.20	1.92	6.10	4.20	2.42	2.06	2.24	2.63	2.04	3.42	1.92	2.72	2.79
Cu	6.35	7.40	10.76	8.28	6.56	15.50	19.30	12.96	9.97	7.51	10.54	21.87	19.24	8.38	8.06	11.51
Zn	23.00	39.00	44.00	25.00	27.83	49.00	37.00	51.04	27.96	35.48	38.69	43.77	57.54	41.36	33.92	38.31
As	0.57	0.54	0.54	0.72	0.64	1.28	0.62	0.88	0.81	1.30	0.96	0.78	2.07	0.62	0.74	0.87
Mo	0.87	1.11	1.13	1.05	0.65	0.75	1.10	0.54	0.35	0.46	0.65	0.70	2.68	0.61	0.69	0.89
Ag	0.14	0.16	0.15	0.45	0.03	6.50	0.20	0.04	0.05	0.04	0.07	0.06	0.08	0.07	0.05	0.54
Cd	0.09	0.10	0.15	0.08	0.08	0.17	0.15	0.10	0.07	0.07	0.11	0.12	0.18	0.13	0.13	0.12
Sn	0.68	0.66	1.02	0.71	NA	1.79	1.89	NA	1.13							
Sb	0.11	0.21	0.25	0.14	0.39	0.26	0.38	1.35	0.46	0.61	0.62	0.73	1.43	0.56	0.58	0.54
Hg	0.06	0.06	0.07	0.05	0.04	0.00	0.00	0.01	0.03	0.01	0.01	0.02	0.01	NA	NA	0.03
Tl	0.00	0.00	0.00	0.10	NA	0.00	0.00	NA	0.02							
Pb	5.01	3.40	4.20	4.62	3.38	3.22	6.31	6.20	4.84	9.19	9.38	7.99	8.17	3.37	5.90	5.68
Ca	300.00	420.00	430.00	610.00	2435.5	1190.0	710.00	4678.6	6203.2	2610.9	2994.5	3319.2	13781.	3260.6	3549.3	3099.5
Ti	57.00	42.00	46.00	69.00	54.90	90.00	48.00	52.67	49.96	51.49	66.46	44.52	58.58	59.28	83.77	58.24

Sites de typologie rurale (concentrations en mg/kg sec)					
	TNT	VIG	ENT	CPH	Moy.
Al	3359.41	2680.00	1784.28	2824.25	2661.99
V	5.32	5.90	3.22	4.51	4.74
Cr	8.27	11.30	4.24	8.00	7.95
Mn	66.27	63.10	41.98	59.84	57.80
Fe	3645.03	4100.00	2303.21	2657.14	3176.34
Co	0.72	0.68	0.40	0.60	0.60
Ni	2.98	2.95	1.88	2.20	2.50
Cu	10.33	7.68	7.66	9.54	8.80
Zn	42.19	20.90	78.55	34.25	43.97
As	0.93	0.79	0.51	0.84	0.77
Mo	0.85	0.80	0.54	0.63	0.70
Ag	0.06	3.33	0.03	0.07	0.88
Cd	0.15	0.00	0.08	0.08	0.08
Sn	NA	0.43	NA	NA	0.43
Sb	0.75	0.10	0.21	0.31	0.34
Hg	0.01	0.00	0.01	NA	0.01
Tl	NA	0.00	NA	NA	0.00
Pb	7.34	3.22	2.30	3.94	4.20
Ca	4052.92	530.00	2468.33	3332.24	2595.87
Ti	91.38	57.00	51.61	78.82	69.70

Annexe C2 : PCDD/F

Sites de typologie industrielle (concentrations en mg/kg sec)											
	LAF	GOU	CAB	ENG	TON	LAV	BER	PSL-1	PSL-5	PSL-10	Moy.
PCDD1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	NA	<0,1	<0,1
PCDD2	0.76	1.55	<0,1	<0,1	0.43	1.38	<0,1	<0,1	NA	<0,1	1.03
PCDD3	0.18	0.89	0.90	<0,1	<0,1	0.50	1.08	<0,1	NA	<0,1	0.71
PCDD4	0.54	3.44	3.30	0.62	0.58	0.43	1.05	<0,1	NA	<0,1	1.42
PCDD5	3.78	1.44	1.95	0.24	<0,1	0.39	0.63	<0,1	NA	<0,1	1.41
PCDD6	3.78	16.48	23.25	4.27	3.20	6.28	10.67	3.92	NA	7.13	8.78
OCDD	17.90	46.10	66.10	25.70	7.00	38.20	50.00	31.50	NA	25.90	34.27
PCDF1	1.21	2.57	<0,1	2.15	<0,1	<0,1	1.24	<0,1	NA	<0,1	1.79
PCDF2	1.06	2.20	3.77	1.11	0.36	0.99	1.50	<0,1	NA	<0,1	1.57
PCDF3	<0,1	4.00	2.43	<0,1	0.26	0.87	1.13	<0,1	NA	<0,1	1.74
PCDF4	1.20	3.34	6.45	1.04	0.66	0.95	0.78	1.12	NA	<0,1	1.94
PCDF5	1.12	3.23	7.18	1.13	0.49	1.16	0.93	1.42	NA	<0,1	2.08
PCDF6	0.63	2.23	3.47	1.05	0.53	0.48	0.58	<0,1	NA	<0,1	1.28
PCDF7	0.13	0.35	<0,1	0.13	<0,1	0.24	<0,1	<0,1	NA	<0,1	0.21
PCDF8	<0,1	1.23	3.96	0.40	<0,1	1.72	<0,1	<0,1	NA	<0,1	1.83
PCDF9	2.41	12.72	34.83	3.58	2.27	4.35	2.68	2.08	NA	3.42	7.59
OCDF	5.00	27.00	179.80	6.60	1.40	13.90	2.50	2.90	NA	48.20	31.92
PCDD tot.	24	70	95	31	11	47	63	35	NA	33	45.61
PCDF tot.	13	59	242	17	6	25	11	8	NA	52	47.98
PCDD/F	37	129	337	48	17	72	75	43	NA	85	93.59
I-TEQ	1.53	5.86	4.47	2.34	0.91	2.63	2.34	0.88	NA	0.16	2.35

Sites de typologie urbaine-industrielle (concentrations en mg/kg sec)													
	PSL-3	PSL-9	PSL-11	PSL-12	PSL-13	FOC	FOM	FOA	PDB	MAR	CHF	GAR	Moy.
PCDD1	<0,1	NA	<0,1	NA	NA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
PCDD2	0.59	NA	<0,1	NA	NA	<0,1	1.47	0.46	<0,1	1.38	0.29	<0,1	0.84
PCDD3	0.20	NA	<0,1	NA	NA	0.58	1.39	0.14	<0,1	0.60	0.18	0.30	0.48
PCDD4	0.71	NA	<0,1	NA	NA	0.41	1.61	0.99	<0,1	1.45	1.00	1.23	1.06
PCDD5	0.80	NA	<0,1	NA	NA	0.39	0.70	0.48	<0,1	0.49	0.54	0.58	0.57
PCDD6	4.84	NA	1.26	NA	NA	4.43	4.66	9.38	6.50	15.00	9.53	7.46	7.01
OCDD	24.00	NA	4.60	NA	NA	17.40	15.50	40.80	29.30	72.20	46.10	46.50	32.93
PCDF1	0.86	NA	<0,1	NA	NA	<0,1	<0,1	1.90	2.00	1.54	0.89	1.84	1.51
PCDF2	0.63	NA	<0,1	NA	NA	0.97	1.14	1.72	1.09	1.33	0.62	0.71	1.03
PCDF3	0.64	NA	<0,1	NA	NA	<0,1	<0,1	1.36	1.40	1.07	0.73	0.41	0.94
PCDF4	0.82	NA	<0,1	NA	NA	0.65	0.89	1.93	0.68	1.03	0.63	0.46	0.89
PCDF5	0.64	NA	<0,1	NA	NA	0.88	1.07	1.36	0.57	1.15	0.60	0.53	0.85
PCDF6	0.40	NA	<0,1	NA	NA	0.27	0.62	0.94	0.56	1.03	0.31	0.26	0.55
PCDF7	0.22	NA	<0,1	NA	NA	<0,1	<0,1	0.49	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.36
PCDF8	0.76	NA	<0,1	NA	NA	0.22	1.70	0.50	0.46	0.50	0.22	<0,1	0.62
PCDF9	2.41	NA	<0,1	NA	NA	1.99	2.71	4.95	3.61	6.98	2.56	2.20	3.43
OCDF	5.90	NA	1.40	NA	NA	2.60	2.80	9.00	21.30	14.30	3.10	6.50	7.43
PCDD tot.	31.11	NA	5.89	NA	NA	23.22	25.31	52.22	35.85	91.13	57.62	56.09	42.05
PCDF tot.	13,23	NA	1,43	NA	NA	7,59	10,98	24,10	31,66	29,02	9,73	12,89	15.63
PCDD/F	44,34	NA	7,32	NA	NA	30,81	36,29	76,32	67,51	120,15	67,35	68,98	57.67
I-TEQ	1.51	NA	0.06	NA	NA	1.33	3.43	2.25	1.35	3.09	1.39	1.27	1.74

Sites de typologie urbaine (concentrations en mg/kg sec)																
	IST	MIR	GRA	COR	SMN	VIT	AIX	MRS	MS1	MS2	MS3	MN1	MN2	SME	SMO	Moy.
PCDD1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	NA	NA	<0,1	NA	NA	<0,1
PCDD2	0.42	2.02	0.67	0.29	0.36	1.15	0.54	0.61	<0,1	<0,1	NA	NA	0.25	NA	NA	0.70
PCDD3	0.25	0.56	0.97	0.30	0.38	0.30	0.31	0.15	<0,1	0.65	NA	NA	0.17	NA	NA	0.40
PCDD4	0.54	0.99	1.67	1.15	1.12	1.07	1.04	0.23	0.99	1.07	NA	NA	0.64	NA	NA	0.96
PCDD5	0.61	0.60	0.67	0.73	0.81	0.67	0.68	0.37	0.36	0.54	NA	NA	0.44	NA	NA	0.59
PCDD6	5.35	7.01	6.10	8.75	40.46	14.75	21.72	3.93	5.38	5.03	NA	NA	7.24	NA	NA	11.43
OCDD	28.00	26.00	18.80	31.60	114.9	55.40	133.0	17.70	23.00	32.90	NA	NA	33.20	NA	NA	46.77
PCDF1	0.45	0.97	0.72	0.74	0.69	0.62	0.60	1.09	1.00	<0,1	NA	NA	1.14	NA	NA	0.80
PCDF2	0.52	2.09	0.60	0.90	0.72	0.38	0.40	0.69	0.36	<0,1	NA	NA	0.94	NA	NA	0.76
PCDF3	0.44	1.69	0.52	0.54	0.59	0.58	0.33	0.62	0.63	<0,1	NA	NA	0.82	NA	NA	0.68
PCDF4	0.58	1.29	0.45	0.47	0.49	0.55	0.89	0.51	0.46	0.56	NA	NA	1.91	NA	NA	0.74
PCDF5	0.61	1.40	0.46	0.59	0.62	0.62	0.41	0.48	0.55	0.52	NA	NA	1.32	NA	NA	0.69
PCDF6	0.30	0.94	0.33	0.40	0.43	0.41	0.22	0.41	0.37	0.54	NA	NA	0.57	NA	NA	0.45
PCDF7	<0,1	0.13	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.22	<0,1	NA	NA	<0,1	NA	NA	0.18
PCDF8	0.29	0.89	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	1.07	<0,1	<0,1	<0,1	NA	NA	1.48	NA	NA	0.93
PCDF9	1.91	2.56	1.57	2.40	2.59	2.66	5.39	1.66	1.89	2.42	NA	NA	7.94	NA	NA	3.00
OCDF	2.90	2.40	1.70	2.00	2.30	4.30	19.90	2.00	2.30	4.00	NA	NA	11.00	NA	NA	4.98
PCDD tot.	35	37	29	43	158	73	133	23	30	40	NA	NA	42	NA	NA	58.44
PCDF tot.	8	14	6	8	8	10	20	8	8	8	NA	NA	27	NA	NA	11.43
PCDD/F	43	52	35	51	167	84	153	31	37	48	NA	NA	69	NA	NA	69.87
I-TEO	1.17	3.89	1.37	1.23	1.69	2.21	1.57	1.47	1.98	0.57	NA	NA	1.59	NA	NA	1.70

Sites de typologie rurale (concentrations en mg/kg sec)					
	TNT	VIG	ENT	CPH	Moy.
PCDD1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0
PCDD2	<0,1	0.64	0.95	<0,1	0.80
PCDD3	<0,1	0.36	0.27	<0,1	0.32
PCDD4	0.56	1.04	0.55	<0,1	0.72
PCDD5	0.67	0.44	0.55	<0,1	0.55
PCDD6	6.63	4.89	3.42	3.91	4.71
OCDD	29.60	18.50	8.20	13.00	17.33
PCDF1	1.12	1.24	0.86	<0,1	1.07
PCDF2	0.87	0.74	1.83	<0,1	1.15
PCDF3	0.75	0.88	1.26	<0,1	0.96
PCDF4	0.53	0.49	0.42	0.81	0.56
PCDF5	0.69	0.47	0.55	0.40	0.53
PCDF6	0.46	0.36	0.49	0.52	0.46
PCDF7	<0,1	0.12	<0,1	<0,1	0.12
PCDF8	<0,1	0.19	0.55	0.47	0.40
PCDF9	2.35	1.68	1.45	1.58	1.77
OCDF	2.10	2.40	3.10	2.80	2.60
PCDD tot.	37.48	25.92	14.28	6.89	21.14
PCDF tot.	8.96	8.55	10.52	6.53	8.64
PCDD/F	46.44	34.47	24.80	13.42	29.78
I-TEO	0.95	2.03	2.57	0.66	1.55

Annexe C3 : PCB

Sites de typologie industrielle (concentrations en mg/kg sec)											
	LAF	GOU	CAB	ENG	TON	LAV	BER	PSL-1	PSL-5	PSL-10	Moy.
PCBi	10,50	11,12	9,67	13,14	9,45	10,68	11,79	13,01	11,13	5,85	10,63
PCB-DL	5,48	3,31	5,61	4,88	4,68	4,24	5,30	6,05	4,82	2,77	4,71
PCB tot.	37,22	26,21	40,49	35,70	31,65	42,70	45,93	57,50	33,48	28,79	37,97

Sites de typologie urbaine-industrielle (concentrations en mg/kg sec)													
	PSL-3	PSL-9	PSL-11	PSL-12	PSL-13	FOC	FOM	FOA	PDB	MAR	CHF	GAR	Moy.
PCBi	3,60	14,16	11,52	15,95	13,08	10,14	9,42	4,85	13,37	7,06	8,44	10,68	10,19
PCB-DL	3,64	4,02	5,05	4,71	7,17	3,19	4,02	3,16	4,55	5,48	4,23	4,93	4,51
PCB tot.	17,75	41,46	42,17	44,24	65,50	27,85	30,16	19,59	36,40	41,22	31,75	36,82	36,24

Sites de typologie urbaine (concentrations en mg/kg sec)																
	IST	MIR	GRA	COR	SMN	VIT	AIX	MRS	MS1	MS2	MS3	MN1	MN2	SME	SMO	Moy.
PCBi	11.6	31.2	8.4	9.6	8.7	9.8	4.4	11.9	18.4	8.2	12.0	5.7	8.8	15.9	21.4	12.4
PCB-DL	6.3	7.0	5.3	4.2	3.9	4.6	5.5	5.4	4.3	4.5	4.2	3.8	4.8	3.5	5.9	4.9
PCB tot.	48.0	84.8	32.8	39.8	24.9	33.7	33.7	32.2	43.5	26.9	32.4	22.9	29.3	31.5	55.3	38.1

Sites de typologie rurale (concentrations en mg/kg sec)						
	TNT	VIG	ENT	CPH	Moy.	
PCBi	6.4	9.1	3.7	6.7	6.5	
PCB-DL	4.0	4.0	3.6	4.0	3.9	
PCB tot.	21.6	36.2	18.3	23.5	24.9	

Sites de typologie industrielle (concentrations en mg/kg sec)											
	LAF	GOU	CAB	ENG	TON	LAV	BER	PSL-1	PSL-5	PSL-10	Moy.
cb17	0.82	0.69	0.66	0.71	0.98	0.64	0.61	0.56	0.90	0.47	0.70
cb18	0.56	0.83	0.45	0.68	0.71	0.61	0.48	1.08	0.44	0.52	0.63
cb20	0.70	1.49	0.26	1.22	0.31	0.47	0.50	0.60	0.45	0.33	0.63
cb28	0.95	0.87	0.69	1.61	1.21	0.53	0.77	0.45	0.70	0.61	0.84
cb31	1.00	0.84	0.52	0.65	0.42	0.99	1.07	1.36	1.08	0.44	0.84
cb44	1.08	0.36	1.53	0.68	1.08	0.98	1.85	1.44	1.63	0.77	1.14
cb49	0.53	0.46	0.53	0.37	0.49	0.91	0.84	0.33	0.90	0.62	0.60
cb52	1.06	0.81	1.20	1.38	0.58	1.55	1.63	0.75	1.56	1.08	1.16
cb77	0.03	0.06	0.04	0.05	0.06	0.03	0.04	0.04	0.04	0.03	0.04
cb81	0.01	0.16	0.02	0.03	0.01	0.02	0.03	0.03	0.03	0.02	0.04
cb82	1.23	0.80	2.03	0.93	1.16	1.77	2.73	1.00	5.83	0.89	1.84
cb87	0.87	0.45	1.02	2.02	1.80	0.76	1.45	0.95	2.01	0.44	1.18
cb95	0.81	0.32	0.92	0.61	1.04	1.72	1.40	0.87	1.55	1.51	1.07
cb99	2.03	0.81	1.53	0.83	1.56	2.44	3.51	1.53	6.45	1.48	2.22
cb101	1.23	0.82	1.11	2.82	0.95	2.45	1.97	1.51	3.39	0.32	1.66
cb105	0.57	0.75	0.66	2.13	1.13	0.29	0.64	1.10	1.21	0.44	0.89
cb110	1.71	0.52	1.72	2.39	2.30	2.01	1.65	1.32	1.61	2.83	1.81
cb114	0.39	0.13	0.54	0.12	0.08	0.47	0.27	0.16	0.47	0.06	0.27
cb118	2.79	0.65	2.83	0.97	1.38	1.61	2.65	2.02	2.86	1.24	1.90
cb123	0.21	0.24	0.22	0.09	0.10	0.36	0.29	0.11	0.29	0.06	0.20
cb126	0.10	0.41	0.25	0.09	0.08	0.35	0.13	0.09	0.06	0.04	0.16
cb128	1.23	0.41	0.89	1.41	1.11	1.39	1.67	0.49	1.45	0.69	1.07
cb138	3.14	3.38	2.67	2.26	1.73	2.42	3.02	2.75	3.67	1.12	2.62
cb149	1.71	0.72	3.02	0.41	0.84	2.80	2.22	0.79	4.83	1.09	1.84
cb151	0.37	0.18	0.78	0.52	0.63	1.42	0.81	1.40	0.70	1.60	0.84
cb153	1.51	3.77	1.62	2.75	2.88	1.19	1.60	2.99	1.62	1.09	2.10
cb156	0.64	0.17	0.26	0.14	0.54	0.38	0.33	0.14	0.20	0.03	0.28
cb157	0.03	0.04	0.03	0.27	0.12	0.03	0.03	0.12	0.04	0.06	0.08
cb167	0.33	0.24	0.40	0.32	0.32	0.21	0.23	0.35	0.35	0.32	0.31
cb169	0.17	0.31	0.13	0.45	0.71	0.19	0.43	0.49	0.28	0.25	0.34
cb170	0.30	0.53	1.29	0.63	0.28	1.56	0.17	0.25	0.81	0.45	0.63
cb174	0.79	0.24	1.14	0.41	0.14	0.29	0.94	0.30	0.83	0.42	0.55
cb177	1.31	0.21	1.16	0.21	0.12	2.31	0.53	0.21	0.99	1.54	0.86
cb180	2.62	1.47	2.38	2.32	2.10	2.53	2.79	2.68	2.06	1.63	2.26
cb183	0.60	0.20	0.64	0.46	0.22	0.75	0.55	0.31	0.65	0.72	0.51
cb187	0.63	0.76	0.93	0.83	0.19	0.76	0.92	0.56	1.14	0.53	0.72
cb189	0.20	0.17	0.23	0.22	0.15	0.30	0.23	0.15	0.22	0.22	0.21
cb194	1.33	0.43	0.96	0.44	0.57	0.96	0.56	0.87	0.89	1.29	0.83
cb195	0.56	0.44	1.81	0.40	0.39	1.10	1.71	0.60	1.57	0.26	0.88
cb196	1.07	0.09	1.44	0.90	1.17	1.15	2.66	0.72	1.72	1.31	1.22

Sites de typologie urbaine-industrielle (concentrations en mg/kg sec)													
	PSL-3	PSL-9	PSL-11	PSL-12	PSL-13	FOC	FOM	FOA	PDB	MAR	CHF	GAR	Moy.
cb17	0.50	1.02	0.75	0.98	0.45	0.43	0.75	0.44	0.56	1.40	0.54	0.90	0.73
cb18	0.85	1.04	0.63	1.13	0.44	0.69	1.02	0.49	0.62	1.08	0.44	0.64	0.76
cb20	0.50	1.54	0.76	0.75	0.78	0.62	0.76	0.42	0.37	0.35	0.34	0.59	0.65
cb28	0.75	2.14	0.80	1.67	1.41	2.40	0.97	0.95	1.04	0.76	0.66	1.05	1.22
cb31	0.51	1.11	0.93	1.70	0.29	0.89	0.82	0.63	0.94	1.10	0.81	0.71	0.87
cb44	0.25	0.95	1.73	0.88	1.84	0.47	1.01	0.23	1.00	0.45	1.30	1.05	0.93
cb49	0.33	0.44	0.92	0.42	1.18	0.22	0.36	0.46	0.86	0.67	0.73	0.41	0.58
cb52	0.43	0.76	1.63	0.96	1.56	0.56	0.50	0.39	1.92	0.83	1.07	0.78	0.95
cb77	0.07	0.06	0.04	0.03	0.05	0.04	0.04	0.05	0.03	0.04	0.03	0.05	0.04
cb81	0.32	0.05	0.03	0.03	0.02	0.01	0.32	0.25	0.01	0.02	0.01	0.01	0.09
cb82	0.37	0.84	1.49	1.11	5.03	0.45	1.15	0.58	1.31	1.63	1.26	1.55	1.40
cb87	0.35	1.81	1.10	2.16	1.97	2.01	0.68	0.38	0.65	0.75	0.79	1.39	1.17
cb95	0.05	0.82	1.18	1.48	2.53	0.53	0.48	0.31	1.33	1.70	0.42	1.13	1.00
cb99	1.87	2.05	2.25	2.29	3.52	1.44	1.89	1.68	1.40	5.87	1.39	1.43	2.26
cb101	0.41	0.96	2.51	1.64	2.68	0.95	0.98	0.54	1.43	0.62	0.81	2.01	1.30
cb105	0.48	0.69	0.37	1.55	0.91	0.81	0.46	0.37	0.66	0.35	0.24	1.58	0.71
cb110	0.62	2.30	2.36	2.39	2.67	1.50	0.61	1.45	0.48	0.65	1.85	2.04	1.58
cb114	0.08	0.14	0.34	0.11	0.43	0.15	0.16	0.16	0.31	0.36	0.44	0.09	0.23
cb118	1.50	1.08	2.69	1.77	3.73	0.64	1.44	1.36	1.31	0.91	1.84	1.53	1.65
cb123	0.30	0.08	0.33	0.07	0.35	0.10	0.21	0.23	0.30	0.37	0.17	0.12	0.22
cb126	0.29	0.06	0.11	0.06	0.14	0.07	0.35	0.20	0.24	0.14	0.08	0.08	0.15
cb128	0.21	0.74	1.11	1.48	1.21	0.60	0.47	0.27	0.99	1.21	0.61	0.68	0.80
cb138	0.59	3.23	2.38	3.49	3.03	2.18	2.35	0.86	4.31	1.92	2.42	2.65	2.45
cb149	0.34	0.91	3.15	1.16	5.49	0.50	2.02	0.46	1.41	1.30	1.31	1.46	1.63
cb151	0.39	0.66	0.65	0.72	1.13	0.33	0.29	0.21	1.01	2.94	0.39	1.94	0.89
cb153	0.23	4.58	1.96	5.27	1.65	2.71	2.66	0.47	1.91	1.00	1.15	2.29	2.16
cb156	0.08	0.52	0.24	0.12	0.33	0.23	0.24	0.06	0.53	1.49	0.47	0.11	0.37
cb157	0.02	0.06	0.05	0.09	0.02	0.14	0.12	0.04	0.03	0.03	0.02	0.23	0.07
cb167	0.17	0.27	0.21	0.27	0.25	0.41	0.25	0.23	0.36	0.35	0.34	0.32	0.29
cb169	0.09	0.70	0.46	0.33	0.50	0.43	0.21	0.08	0.51	0.70	0.29	0.62	0.41
cb170	0.37	0.95	0.36	0.69	1.33	0.41	0.50	0.44	0.65	1.28	0.76	0.67	0.70
cb174	0.19	0.98	1.10	0.19	1.13	0.14	0.30	0.21	0.38	0.37	1.05	0.30	0.53
cb177	0.40	0.55	0.71	0.48	4.73	0.48	0.58	0.32	1.01	1.75	0.94	0.40	1.03
cb180	1.21	2.48	2.24	2.92	2.74	1.35	1.95	1.63	2.76	1.91	2.33	1.90	2.12
cb183	0.39	0.58	0.82	0.45	1.08	0.16	1.26	0.46	0.93	0.92	0.35	0.29	0.64
cb187	0.66	0.23	1.35	0.36	1.45	0.31	0.38	0.70	0.61	0.71	0.56	0.54	0.65
cb189	0.22	0.31	0.17	0.27	0.44	0.16	0.22	0.13	0.28	0.71	0.29	0.19	0.28
cb194	0.52	1.12	0.36	0.95	0.71	0.94	0.45	0.53	0.52	1.21	0.65	1.16	0.76
cb195	0.33	0.48	0.80	0.62	2.79	0.18	0.45	0.84	0.70	0.59	1.10	0.76	0.80
cb196	0.51	2.17	1.11	1.20	3.48	1.21	0.48	0.06	0.75	0.75	1.49	1.17	1.20

Sites de typologie urbaine (concentrations en mg/kg sec)																
	IST	MIR	GRA	COR	SMN	VIT	AIX	MRS	MS1	MS2	MS3	MN1	MN2	SME	SMO	Moy.
cb17	0.77	0.45	0.52	0.45	1.24	1.18	1.13	0.46	0.18	0.41	0.13	0.58	0.62	0.45	0.54	0.61
cb18	0.91	0.82	0.26	0.47	0.25	0.78	0.59	1.26	1.02	0.75	0.81	0.70	0.87	0.86	0.81	0.74
cb20	0.39	0.47	0.61	0.65	0.73	0.57	0.38	0.58	0.68	0.34	0.72	0.68	0.58	0.37	0.55	0.55
cb28	0.73	0.82	0.77	0.67	1.44	1.45	0.66	1.41	1.35	1.42	0.90	1.04	0.46	1.24	0.69	1.00
cb31	1.10	0.93	0.90	1.40	0.69	1.78	0.72	0.28	0.48	0.92	0.45	0.68	0.49	0.41	0.55	0.79
cb44	2.18	0.44	0.54	1.57	0.55	0.51	0.84	0.58	1.08	0.42	0.53	0.42	0.50	0.38	0.50	0.74
cb49	1.19	0.67	0.57	0.58	0.34	0.29	0.63	0.48	1.14	0.39	0.52	0.42	0.50	0.38	1.24	0.62
cb52	1.86	1.52	1.18	1.66	0.47	0.27	0.96	0.77	2.13	0.56	0.96	0.50	0.93	0.62	2.39	1.12
cb77	0.04	0.05	0.05	0.03	0.04	0.05	0.03	0.07	0.04	0.02	0.07	0.06	0.06	0.05	0.03	0.05
cb81	0.03	0.07	0.02	0.03	0.01	0.02	0.01	0.20	0.47	0.27	0.18	0.19	0.23	0.13	0.25	0.14
cb82	1.69	1.19	1.56	2.47	0.35	0.67	1.89	1.26	1.04	1.21	1.39	0.75	1.41	0.93	3.30	1.41
cb87	1.56	0.48	0.46	1.09	0.52	1.76	0.60	0.66	2.24	0.68	0.86	0.40	0.77	0.45	4.55	1.14
cb95	2.50	1.99	1.70	1.13	0.56	0.61	1.18	0.81	0.42	0.53	0.75	0.65	0.84	0.41	3.52	1.17
cb99	2.14	3.79	1.49	4.12	0.39	1.60	1.45	1.71	2.60	1.90	1.52	1.42	1.36	1.76	2.07	1.95
cb101	2.16	2.03	0.87	1.58	0.59	1.28	0.39	1.08	1.41	1.12	1.31	0.61	1.16	0.74	2.34	1.25
cb105	0.66	1.82	0.34	0.32	1.31	1.47	0.43	0.99	0.48	1.12	0.67	0.59	1.21	0.65	1.27	0.89
cb110	0.84	1.86	0.98	1.75	0.68	1.57	1.56	0.95	1.15	0.74	1.07	0.84	0.61	0.75	1.10	1.10
cb114	0.49	0.26	0.46	0.48	0.09	0.14	0.44	0.22	0.07	0.27	0.15	0.15	0.18	0.14	0.11	0.24
cb118	2.38	2.59	2.25	2.05	1.04	1.35	1.88	1.83	1.52	1.46	1.83	1.57	1.32	0.76	2.23	1.74
cb123	0.39	0.24	0.20	0.16	0.10	0.08	0.41	0.26	0.28	0.15	0.19	0.27	0.21	0.18	0.31	0.23
cb126	0.51	0.13	0.17	0.32	0.05	0.07	0.21	0.38	0.28	0.28	0.31	0.26	0.24	0.38	0.33	0.26
cb128	1.56	2.89	0.94	1.05	0.46	0.86	1.05	0.45	1.26	0.55	0.46	0.42	0.53	0.29	0.82	0.91
cb138	3.34	9.06	2.25	2.11	2.24	2.15	0.96	3.48	4.88	2.11	3.37	1.03	2.02	5.02	6.49	3.37
cb149	2.71	6.01	0.73	1.47	1.24	0.78	1.03	1.17	2.19	1.12	1.18	0.53	1.14	0.57	3.94	1.72
cb151	2.22	1.00	0.46	0.82	0.08	1.69	1.43	0.30	0.76	0.21	0.38	0.17	0.29	0.12	0.86	0.72
cb153	1.64	8.64	1.26	1.12	2.36	2.06	0.36	3.33	5.05	1.33	3.29	1.47	2.53	4.48	5.80	2.98
cb156	0.47	0.86	0.61	0.09	0.32	0.38	0.87	0.57	0.35	0.19	0.15	0.15	0.50	0.31	0.41	0.42
cb157	0.05	0.27	0.04	0.05	0.05	0.13	0.03	0.15	0.29	0.14	0.05	0.03	0.12	0.07	0.38	0.12
cb167	0.33	0.26	0.43	0.03	0.35	0.23	0.18	0.30	0.23	0.15	0.24	0.28	0.25	0.42	0.27	0.26
cb169	0.72	0.25	0.58	0.58	0.33	0.54	0.70	0.24	0.09	0.17	0.12	0.07	0.12	0.30	0.18	0.33
cb170	0.85	1.79	1.07	0.83	0.65	0.61	1.18	0.64	0.49	0.72	1.10	0.34	0.88	1.01	0.37	0.84
cb174	0.53	3.75	0.15	0.93	0.14	0.39	0.25	0.25	0.21	0.27	0.26	0.78	0.31	0.28	0.25	0.58
cb177	2.50	2.47	1.35	1.53	0.14	0.50	1.11	0.20	0.15	0.28	0.50	0.59	0.39	0.18	0.30	0.81
cb180	1.86	9.16	2.06	2.46	1.64	2.57	1.12	1.83	3.53	1.65	2.20	1.01	1.71	3.84	3.70	2.69
cb183	0.74	5.32	0.97	0.39	0.20	0.35	2.46	0.35	0.25	0.41	0.27	0.11	0.34	0.18	0.29	0.84
cb187	1.91	4.76	0.66	0.51	0.23	0.37	0.71	0.76	0.80	0.98	1.00	0.60	0.84	0.54	0.78	1.03
cb189	0.27	0.16	0.15	0.11	0.16	0.10	0.26	0.17	0.23	0.24	0.20	0.21	0.32	0.10	0.15	0.19
cb194	0.72	2.48	1.52	0.51	0.50	0.89	1.76	0.71	0.94	0.27	0.82	0.53	0.77	0.64	0.55	0.91
cb195	0.65	1.75	0.88	0.74	0.33	0.84	0.77	0.59	0.54	0.54	0.58	1.42	0.98	0.35	0.88	0.79
cb196	0.49	1.28	0.73	1.44	2.03	0.78	1.05	0.41	1.14	0.61	0.93	0.31	0.68	0.72	0.19	0.85

Sites de typologie rurale (concentrations en mg/kg sec)					
	TNT	VIG	ENT	CPH	Moy.
cb17	0.59	0.59	0.42	0.61	0.55
cb18	0.61	1.29	0.65	0.56	0.78
cb20	0.64	0.54	0.56	0.47	0.55
cb28	1.65	0.89	1.57	0.84	1.24
cb31	0.49	1.04	1.09	0.64	0.82
cb44	0.39	1.29	0.29	0.94	0.73
cb49	0.61	0.69	0.37	0.66	0.58
cb52	0.44	1.22	0.43	0.76	0.71
cb77	0.05	0.03	0.05	0.09	0.05
cb81	0.24	0.02	0.17	0.19	0.16
cb82	0.61	2.08	0.39	1.00	1.02
cb87	0.43	1.15	0.28	0.54	0.60
cb95	0.59	1.05	0.05	0.58	0.57
cb99	1.66	1.55	2.35	1.05	1.65
cb101	0.54	1.50	0.34	1.28	0.92
cb105	0.79	0.65	0.49	0.60	0.63
cb110	0.71	2.03	0.82	0.57	1.03
cb114	0.21	0.06	0.18	0.12	0.15
cb118	1.30	2.17	1.20	1.12	1.45
cb123	0.11	0.02	0.26	0.25	0.16
cb126	0.29	0.10	0.33	0.23	0.24
cb128	0.43	0.95	0.40	0.45	0.55
cb138	1.35	2.53	0.33	1.78	1.50
cb149	0.43	2.39	0.24	0.59	0.91
cb151	0.38	0.30	0.14	0.32	0.29
cb153	1.39	1.73	0.15	1.13	1.10
cb156	0.18	0.47	0.30	0.44	0.35
cb157	0.08	0.04	0.03	0.12	0.07
cb167	0.31	0.20	0.35	0.30	0.29
cb169	0.22	0.05	0.16	0.29	0.18
cb170	0.68	0.38	0.22	0.55	0.46
cb174	0.12	0.84	0.13	0.21	0.32
cb177	0.14	0.86	0.31	0.33	0.41
cb180	0.99	1.21	0.85	0.93	0.99
cb183	0.17	0.34	0.29	0.12	0.23
cb187	0.57	0.48	0.63	0.58	0.57
cb189	0.19	0.19	0.11	0.19	0.17
cb194	0.55	0.72	0.48	0.54	0.57
cb195	0.35	1.28	0.51	1.05	0.80
cb196	0.09	1.25	0.31	0.42	0.52

Annexe C4 : HAP

Sites de typologie industrielle (concentrations en mg/kg sec)											
	LAF	GOU	CAB	ENG	TON	LAV	BER	PSL-1	PSL-5	PSL-10	Moy.
Nap	25.59	173.16	27.57	22.69	42.99	22.11	21.30	24.03	34.67	25.82	41.99
Ace	28.29	24.98	29.56	12.76	13.42	12.18	7.07	13.02	35.45	48.61	22.53
Acy	15.31	22.88	7.50	6.10	6.09	10.85	6.66	11.51	14.87	11.41	11.32
Fle	5.64	88.61	13.37	11.57	21.74	4.58	6.38	12.09	13.46	6.54	18.40
Phe	45.18	660.59	44.98	31.58	112.28	59.31	74.50	145.25	58.44	46.01	127.81
Ant	27.08	151.94	38.20	16.64	35.16	32.32	16.68	27.60	54.03	23.40	42.30
FIA	158.64	480.49	203.80	150.17	240.43	169.00	140.65	170.01	228.05	187.77	212.90
Pyr	202.10	509.90	235.08	231.90	276.50	240.45	118.80	215.03	240.63	273.64	254.40
BaA	26.38	241.21	38.40	47.42	83.26	40.18	23.84	51.37	62.49	36.19	65.07
Chr	93.79	243.90	132.38	41.78	125.47	42.61	55.04	163.75	105.34	125.21	112.93
BbF	67.26	251.36	122.08	41.86	118.35	35.89	18.84	55.86	137.44	93.45	94.24
BkF	44.13	137.36	33.97	33.49	22.80	30.50	42.38	36.78	40.02	41.97	46.34
BaP	38.32	158.13	154.71	42.41	58.45	33.12	40.36	55.19	116.45	16.34	71.35
DBA	39.74	91.57	29.69	24.08	37.63	35.27	33.47	52.06	23.70	33.07	40.03
Ipy	55.58	186.38	44.93	36.29	34.76	41.70	28.32	134.49	51.07	32.76	64.63
Bpe	40.84	1530.04	322.51	30.24	32.54	43.36	31.90	29.41	51.47	53.59	216.59
Total	913.89	4952.49	1478.72	780.98	1261.88	853.43	666.18	1197.46	1267.59	1055.77	1442.84

Sites de typologie urbaine-industrielle (concentrations en mg/kg sec)													
	PSL-3	PSL-9	PSL-11	PSL-12	PSL-13	FOC	FOM	FOA	PDB	MAR	CHF	GAR	Moy.
Nap	43.06	25.17	42.49	24.27	33.21	19.71	36.10	26.84	24.88	26.60	21.97	41.50	30.48
Ace	14.35	16.72	32.70	22.68	13.59	18.91	19.48	14.40	28.68	13.09	34.66	20.28	20.80
Acy	22.13	10.49	31.28	6.94	30.93	4.55	17.21	18.75	9.24	8.22	7.42	7.17	14.53
Fle	11.12	7.43	35.60	7.04	7.65	4.06	13.93	8.09	8.30	4.91	7.64	25.02	11.73
Phe	154.54	35.40	236.18	32.26	239.05	13.17	55.09	64.09	34.81	36.18	55.58	59.14	84.62
Ant	45.70	24.84	39.31	21.98	125.42	23.33	21.99	22.75	20.54	31.68	31.59	75.13	40.36
FIA	307.14	220.77	449.42	214.76	233.10	125.43	168.74	147.36	117.77	228.19	172.63	156.63	211.83
Pyr	360.92	248.85	221.84	331.64	230.90	215.17	65.70	174.94	131.07	179.31	160.14	201.66	210.18
BaA	45.93	14.71	137.32	34.00	47.86	11.37	22.31	29.77	29.82	27.06	36.53	29.42	38.84
Chr	55.53	69.22	177.87	88.42	121.43	61.03	35.03	44.58	25.53	36.64	36.33	36.34	65.66
BbF	24.35	128.52	280.85	81.18	97.62	45.30	26.91	24.09	26.44	40.93	27.74	34.21	69.84
BkF	68.11	45.58	101.96	54.42	65.10	48.46	27.64	24.55	33.49	30.57	55.37	34.25	49.13
BaP	36.37	40.13	44.07	39.59	55.03	48.92	20.14	21.00	25.78	32.22	35.56	49.51	37.36
DBA	27.04	19.80	54.63	31.09	26.95	30.19	21.51	20.08	33.42	28.90	55.34	12.10	30.09
Ipy	39.42	73.03	116.16	45.91	43.45	27.23	26.27	19.88	35.56	37.71	28.88	25.70	43.27
Bpe	33.82	35.17	122.02	43.16	44.66	35.69	17.28	21.49	36.18	46.78	32.47	22.06	40.90
Total	1289.54	1015.83	2123.71	1079.35	1415.95	732.52	595.33	682.67	621.53	809.00	799.86	830.11	999.62

Sites de typologie urbaine (concentrations en mg/kg sec)																
	IST	MIR	GRA	COR	SMN	VIT	AIX	MRS	MS1	MS2	MS3	MN1	MN2	SME	SMO	Moy.
Nap	21.41	37.27	20.96	19.58	15.90	28.82	26.83	48.58	28.77	35.66	29.78	26.13	48.51	41.76	41.70	31.44
Ace	8.89	24.19	33.85	9.78	11.68	15.89	12.09	24.83	11.80	14.09	15.89	12.98	24.75	18.22	15.23	16.95
Acy	5.68	20.53	9.13	9.20	6.65	7.56	7.47	18.69	9.11	14.46	8.70	20.22	21.36	17.25	12.87	12.59
Fle	6.21	7.95	3.96	6.86	4.75	14.75	7.46	14.21	8.09	14.07	9.09	11.98	13.01	15.22	13.65	10.08
Phe	23.57	100.0	47.84	116.8	17.51	34.42	29.83	80.54	37.67	38.82	70.15	55.61	82.47	52.44	70.01	57.19
Ant	18.74	26.53	27.35	17.90	30.06	23.66	19.28	33.80	16.68	28.69	26.36	34.95	29.13	37.99	39.18	27.35
FIA	76,41	381,6	112,5	174,2	165,4	166,7	102,1	129,7	142,0	151,8	179,3	211,2	124,9	97,22	177,7	159.55
Pyr	161.6	289.5	116.2	197.6	225.5	163.6	165.6	65.03	47.68	79.31	37.28	154.1	73.02	107.2	164.8	136.57
BaA	22.98	33.15	34.72	16.31	16.79	43.79	19.48	24.92	24.92	14.34	23.66	35.25	27.34	36.65	29.68	26.93
Chr	35.05	105.6	36.15	40.59	50.69	24.64	36.81	37.09	16.31	35.45	24.88	28.70	41.46	29.35	63.60	40.43
BbF	42.27	32.76	33.81	29.77	49.64	39.55	35.12	36.32	24.32	24.57	25.83	27.87	30.71	32.87	34.58	33.33
BkF	43.13	68.07	27.60	31.72	36.38	23.46	42.60	26.94	33.03	26.13	28.98	33.30	29.59	39.44	34.43	34.99
BaP	21.55	26.60	35.17	27.90	30.54	36.32	24.92	17.44	26.55	20.59	20.17	19.04	16.43	24.31	16.75	24.29
DBA	22.70	29.71	29.23	43.49	25.31	26.88	22.19	35.90	19.22	19.91	23.08	17.58	18.88	25.00	33.34	26.16
Ipy	48.31	27.24	39.91	48.02	35.98	30.62	37.49	18.52	16.98	16.36	21.01	20.14	34.81	36.11	26.28	30.52
Bpe	24.39	38.33	31.38	38.14	24.94	34.53	24.91	24.70	16.99	21.17	23.62	19.49	18.45	30.56	24.32	26.40
Total	582.9	1249.	639.9	828.0	747.7	715.2	614.3	637.2	480.1	555.4	567.8	728.6	634.8	641.5	798.2	694.78

Sites de typologie rurale (concentrations en mg/kg sec)					
	TNT	VIG	ENT	CPH	Moy.
Nap	31.29	20.50	25.12	31.53	27.11
Ace	11.79	14.92	11.46	13.03	12.80
Acy	13.70	14.32	15.28	13.21	14.13
Fle	8.92	7.87	9.96	8.16	8.73
Phe	62.50	142.72	42.65	29.25	69.28
Ant	21.94	15.28	32.94	38.66	27.20
FIA	225.83	149.26	256.07	449.69	270.21
Pyr	146.22	187.96	161.43	199.23	173.71
BaA	36.11	22.68	27.29	34.57	30.16
Chr	66.54	78.83	54.99	32.74	58.28
BbF	42.25	45.26	40.40	64.99	48.22
BkF	43.76	27.48	37.28	53.30	40.46
BaP	21.27	46.98	21.73	29.07	29.76
DBA	15.48	29.88	7.18	13.84	16.59
Ipy	25.57	40.82	15.81	33.14	28.84
Bpe	45.62	23.91	20.80	26.21	29.14
Total	818.79	868.66	780.40	1070.61	884.61

Annexe C5 : Lévo-glucosan

Site	Lévo-glucosan (µg/kg sec)
Typologie industrielle	
LAF	895.35
GOU	691.30
CAB	1129.40
ENG	1099.79
TON	711.58
LAV	1328.98
BER	738.82
PSL-1	830.97
PSL-5	777.55
PSL-10	458.18
Typologie urbaine-industrielle	
PSL-3	580.75
PSL-9	775.90
PSL-11	826.80
PSL-12	734.43
PSL-13	783.40
FOC	1430.86
FOM	609.65
FOA	1183.05
PDB	572.60
MAR	704.59
CHF	1242.77
GAR	1149.42
Typologie urbaine	
IST	958.17
MIR	1154.47
GRA	1265.73
COR	1139.61
SMN	612.39
VIT	1479.74
AIX	1877.29
MRS	1772.23
MS1	809.14
MS2	490.20
MS3	NA
MN1	NA
MN2	805.79
SME	1176.16
SMO	679.89
Typologie rurale	
TNT	953.29
VIG	475.99
ENT	555.45
CPH	752.08

Annexe C6 : Pesticides

		Lindane	Chlorpyrifos	Cyperméthrine	Deltaméthrine	Somme insecticides	Pesticides totaux
Industrielle	GOU	2.17	1.22	12.44	11.66	27.49	34.83
	CAB	1.91	1.79	7.95	0.00	11.65	101.28
	ENG	1.15	0.00	0.00	0.00	1.15	1.15
	TON	2.18	0.00	0.00	0.00	2.18	2.18
Urbaine-industrielle	FOM	3.96	0.00	0.00	0.00	3.96	6.25
	FOA	2.11	0.00	0.00	0.00	2.11	7.74
Urbaine	SMN	2.45	0.00	0.00	0.00	2.45	2.45
	MRS	1.70	0.00	0.00	0.00	1.70	5.07
	MS1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MS2	1.52	0.00	0.00	0.00	1.52	1.52
	MS3	1.15	0.00	0.00	0.00	1.15	1.15
	MN1	1.27	0.00	0.00	0.00	1.27	4.02
	MN2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.10
	SME	1.24	0.00	0.00	0.00	1.24	4.28
	SMO	1.24	0.00	0.00	0.00	1.24	13.34
Rurale	CPH	1.24	0.00	0.00	0.00	1.24	3.23
	ENT	2.58	1.10	24.56	25.13	53.36	62.25
	TNT	1.24	0.00	0.00	0.00	1.24	4.85

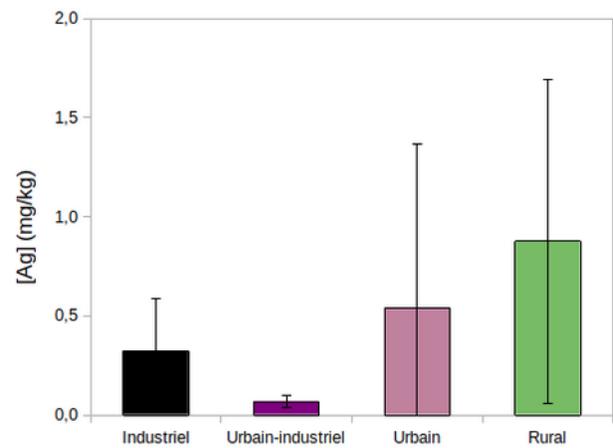
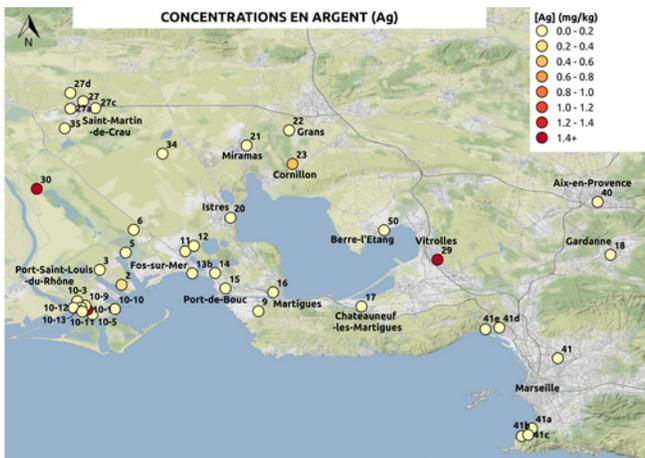
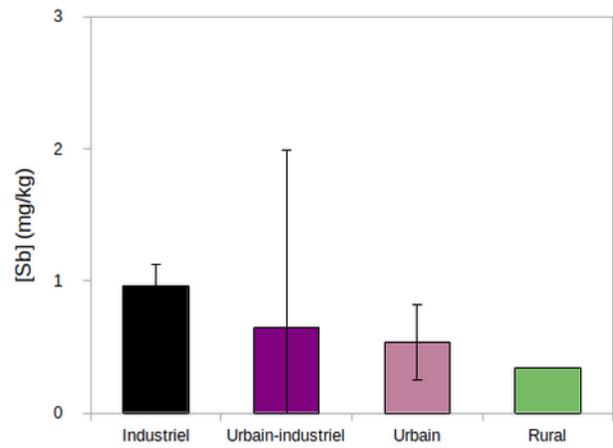
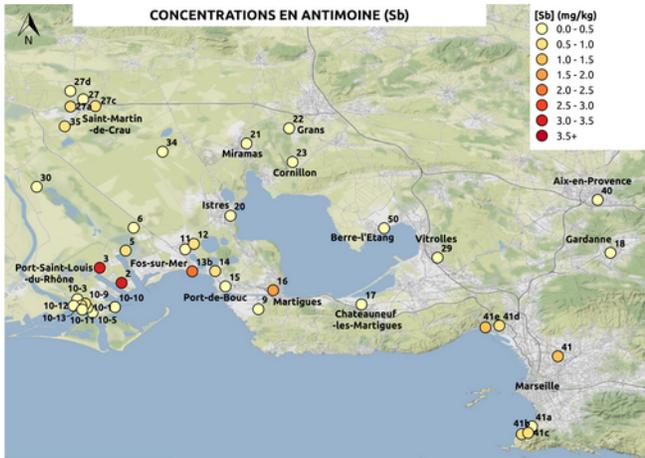
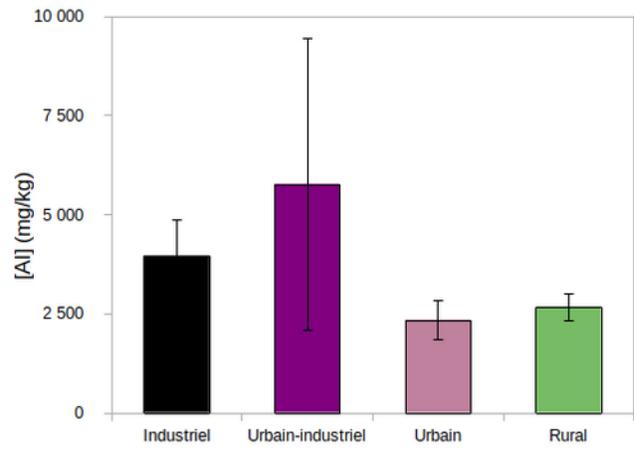
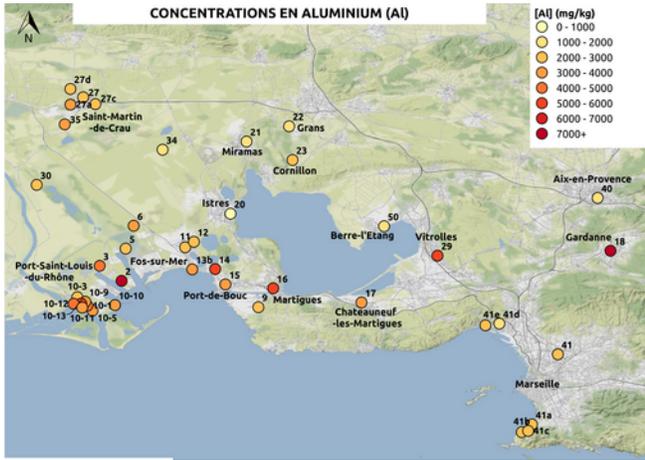
		Tetraconazole	Tebuconazole	Boscalid	Difenoconazole	Somme fongicides	Pesticides totaux
Industrielle	GOU	0.94	0.00	1.83	2.82	5.59	34.83
	CAB	0.00	0.00	1.65	3.57	5.22	101.28
	ENG	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15
	TON	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.18
Urbaine-industrielle	FOM	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.25
	FOA	0.00	0.00	1.33	2.16	3.49	7.74
Urbaine	SMN	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.45
	MRS	0.00	0.00	0.00	2.75	2.75	5.07
	MS1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	MS2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.52
	MS3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15
	MN1	0.00	0.00	0.00	2.24	2.24	4.02
	MN2	0.00	0.00	0.00	1.56	1.56	3.10
	SME	0.00	0.00	0.00	2.50	2.50	4.28
	SMO	0.00	5.83	0.91	4.17	10.91	13.34
Rurale	CPH	0.00	0.00	0.00	1.40	1.40	3.23
	ENT	0.00	0.00	2.97	4.68	7.65	62.25
	TNT	0.00	0.00	0.00	2.44	2.44	4.85

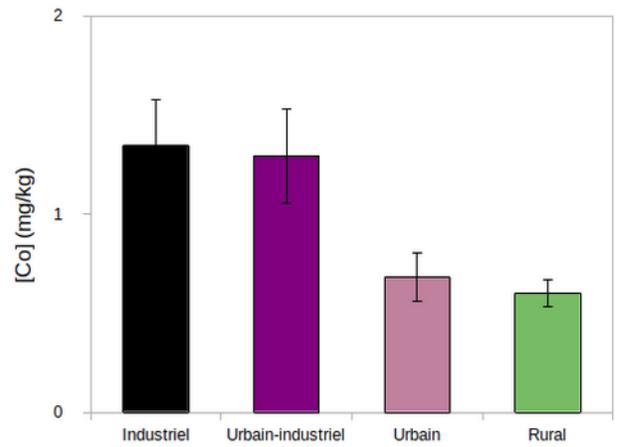
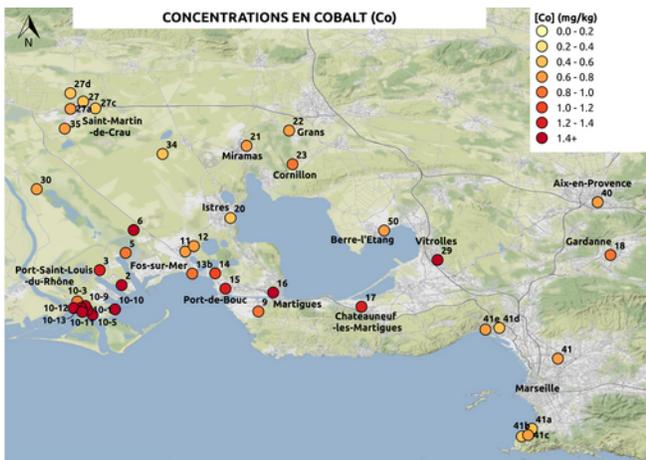
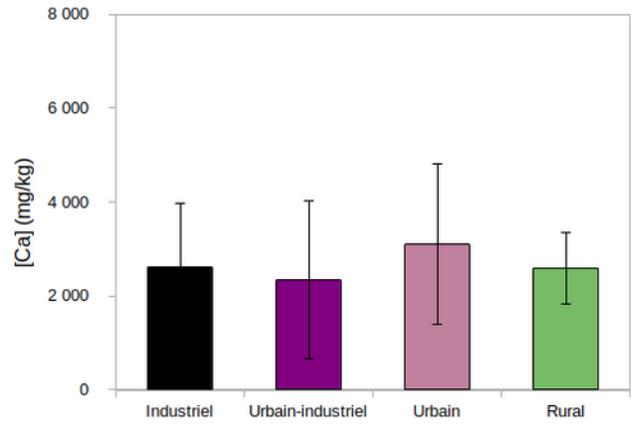
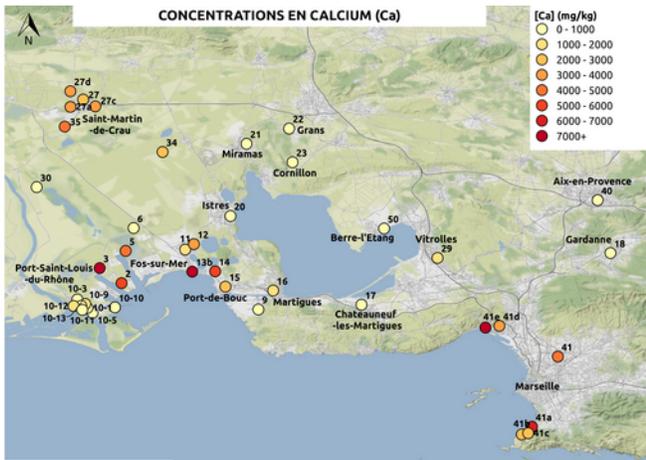
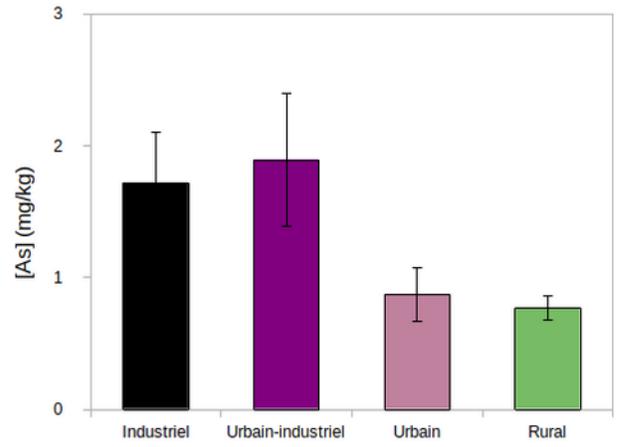
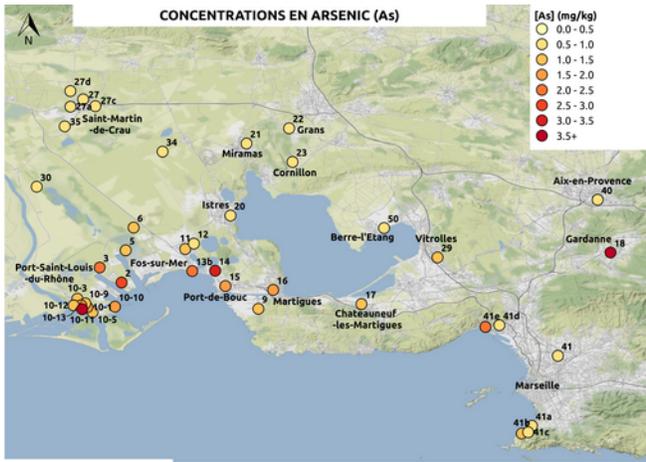
		Pendimethaline	Diflufenican	Somme herbicides	Pesticides totaux
Industrielle	GOU	0.00	1.75	1.75	34.83
	CAB	19.64	64.76	84.40	101.28
	ENG	0.00	0.00	0.00	1.15
	TON	0.00	0.00	0.00	2.18
Urbaine- industrielle	FOM	0.00	2.29	2.29	6.25
	FOA	0.00	2.13	2.13	7.74
Urbaine	SMN	0.00	0.00	0.00	2.45
	MRS	0.00	0.62	0.62	5.07
	MS1	0.00	0.00	0.00	0.00
	MS2	0.00	0.00	0.00	1.52
	MS3	0.00	0.00	0.00	1.15
	MN1	0.00	0.51	0.51	4.02
	MN2	0.00	1.54	1.54	3.10
	SME	0.00	0.55	0.55	4.28
	SMO	0.00	1.19	1.19	13.34
Rurale	CPH	0.00	0.59	0.59	3.23
	ENT	0.00	1.24	1.24	62.25
	TNT	0.00	1.17	1.17	4.85

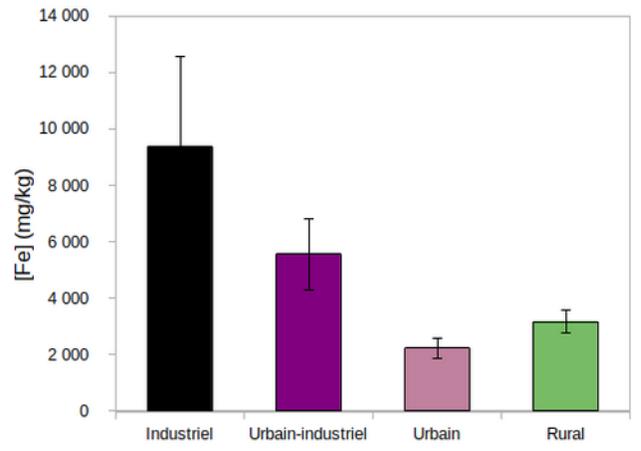
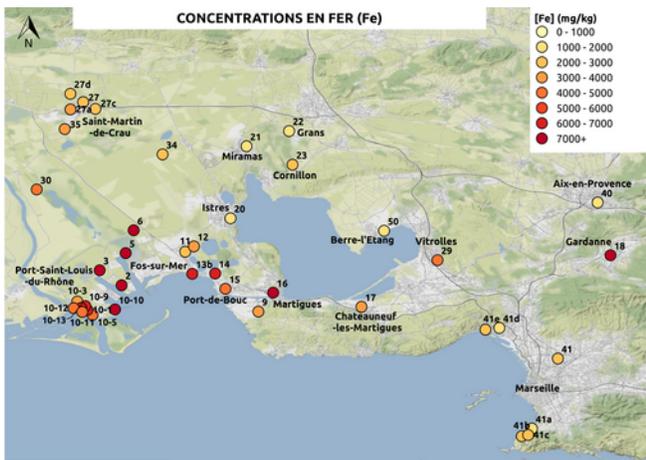
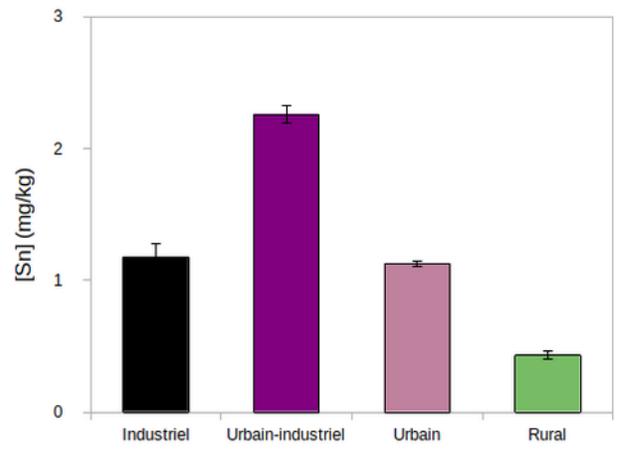
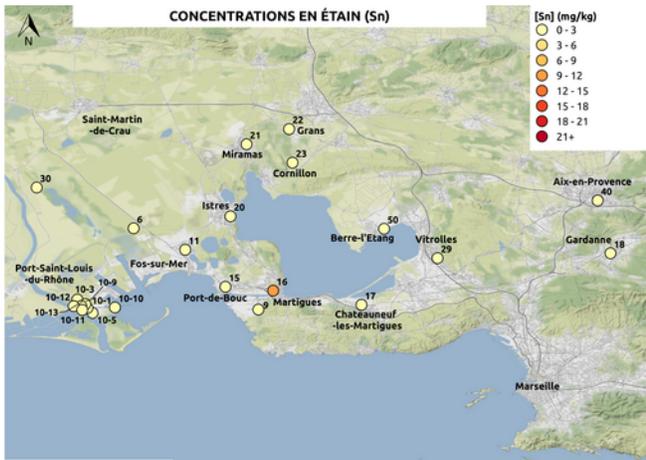
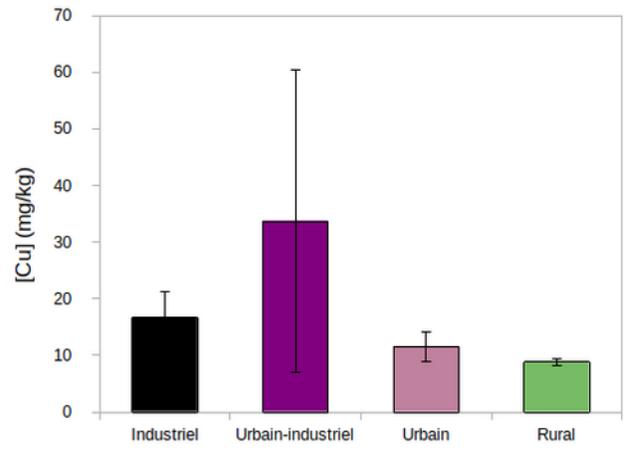
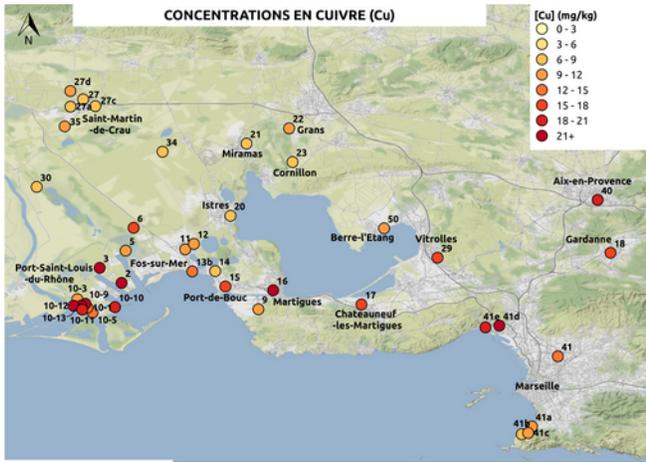
Annexe D

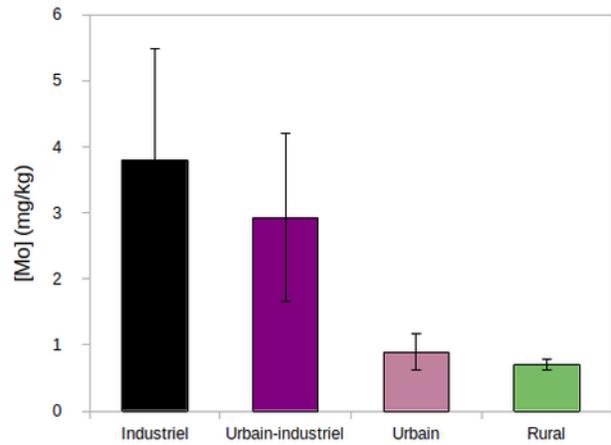
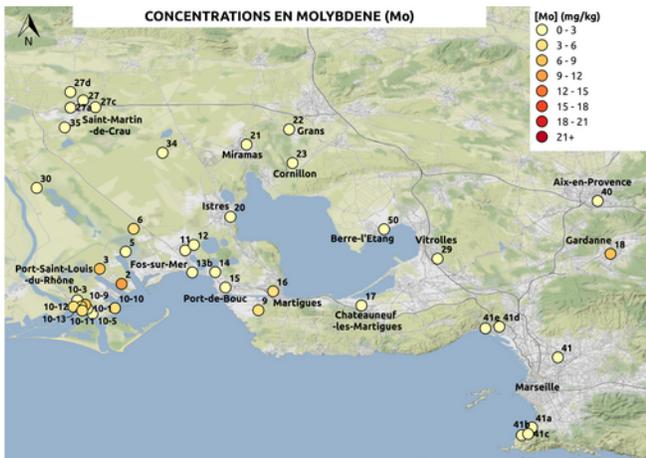
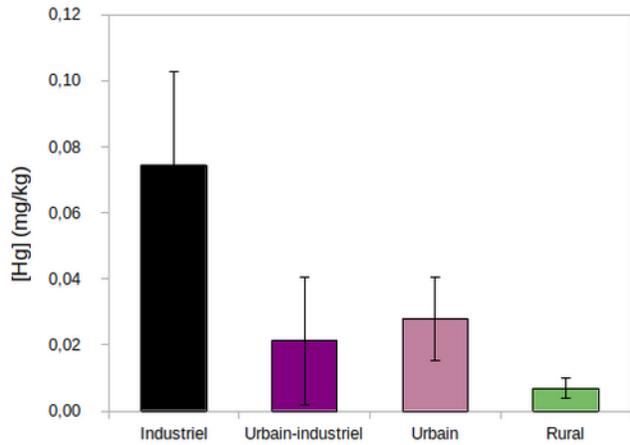
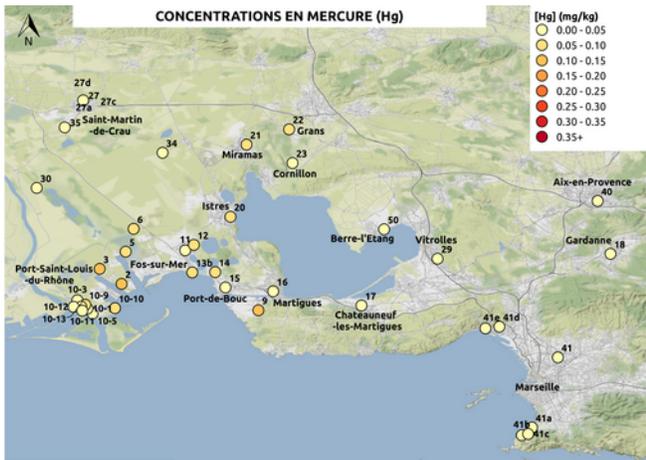
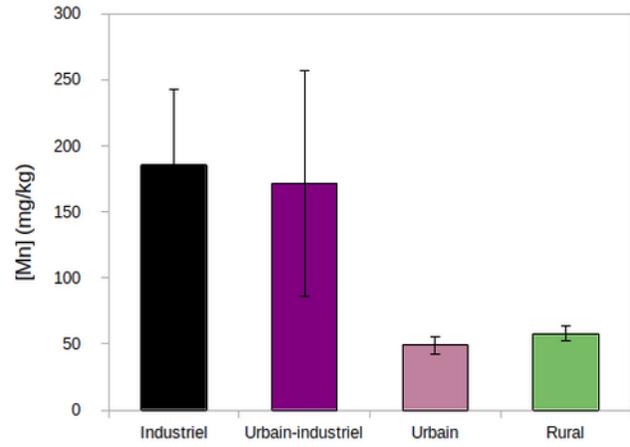
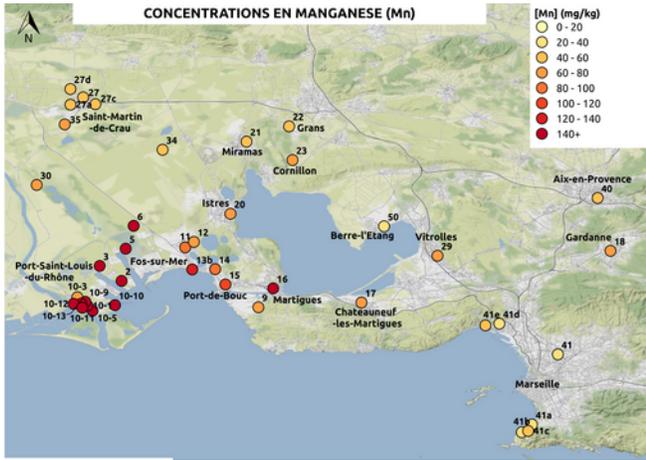
Visualisation des différences de concentrations selon les catégories de sites

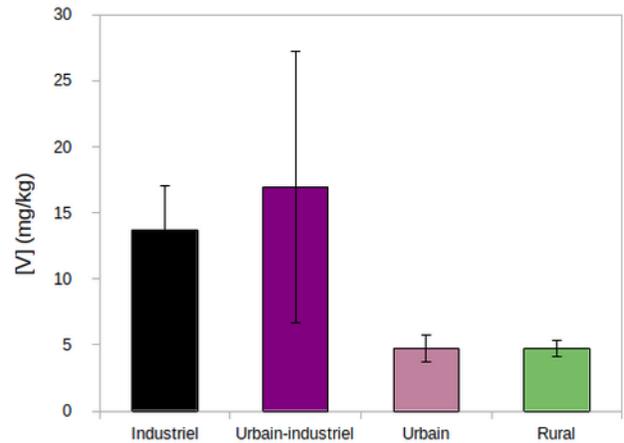
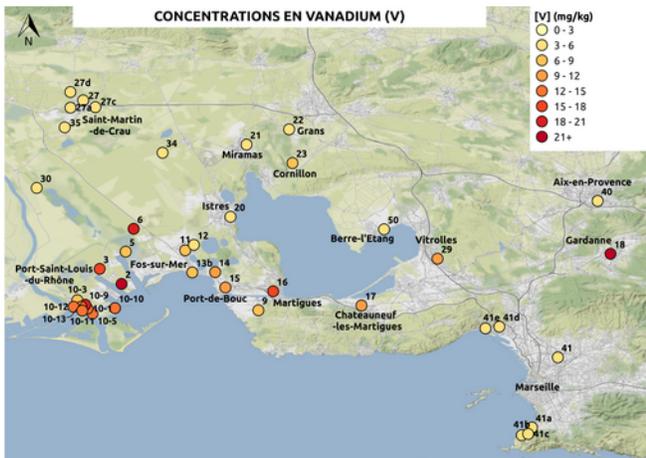
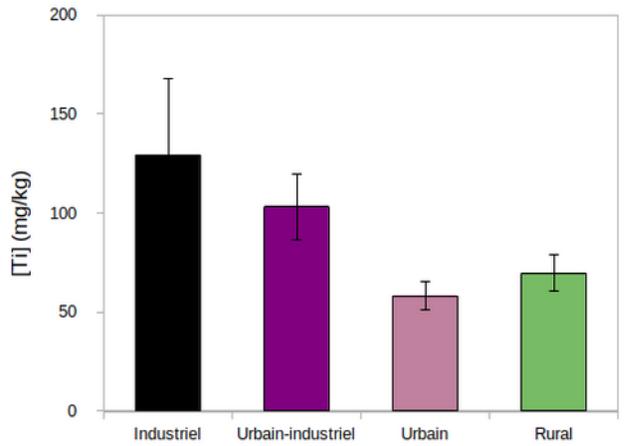
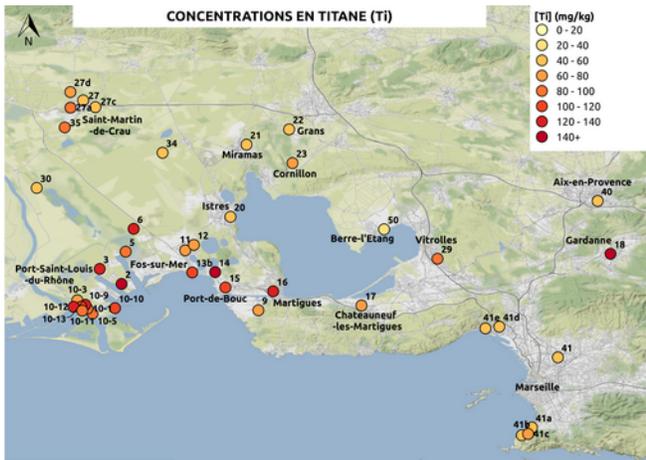
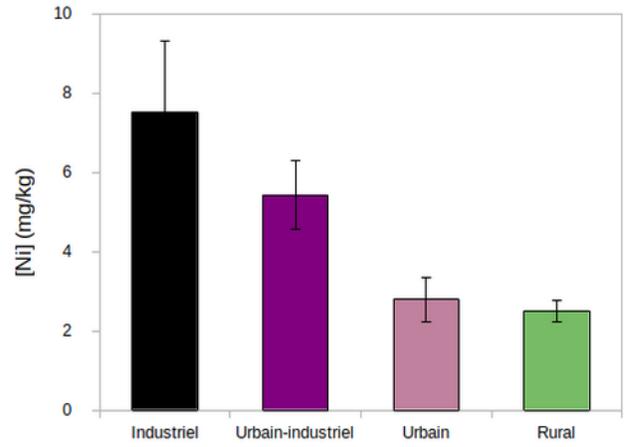
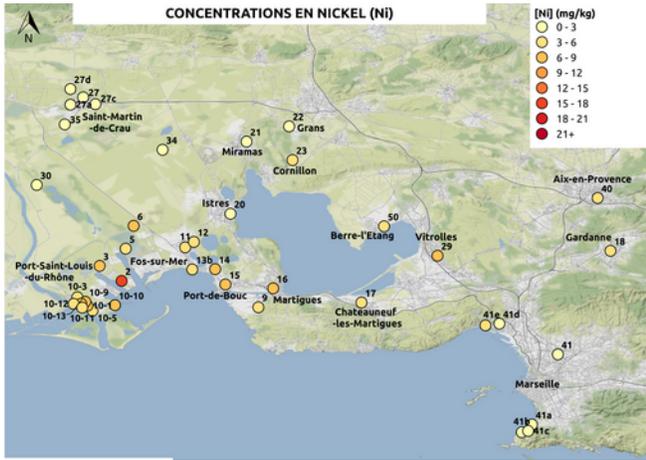
Annexe D1 : Métaux

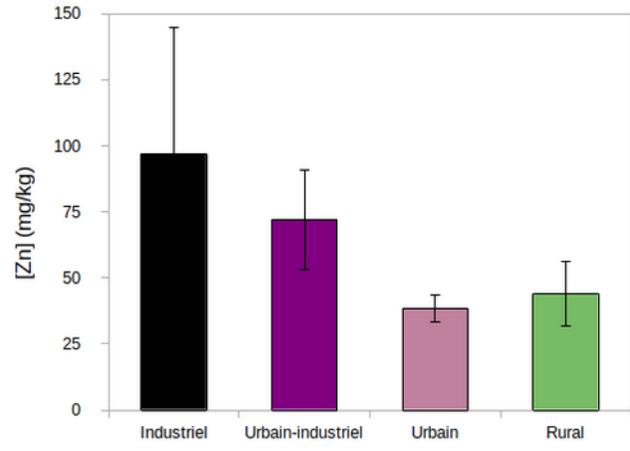
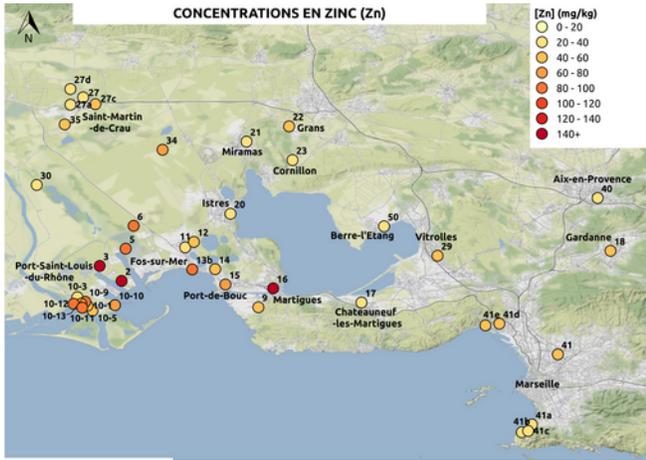




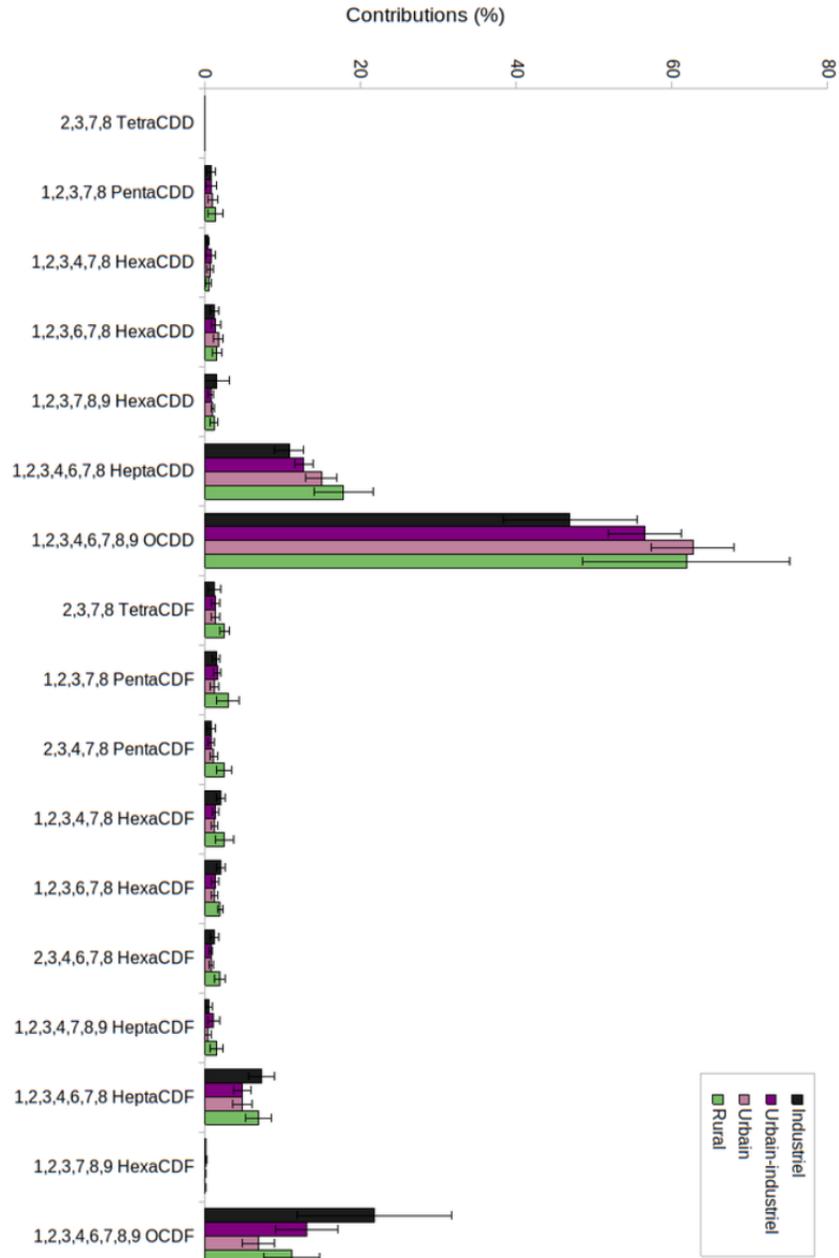




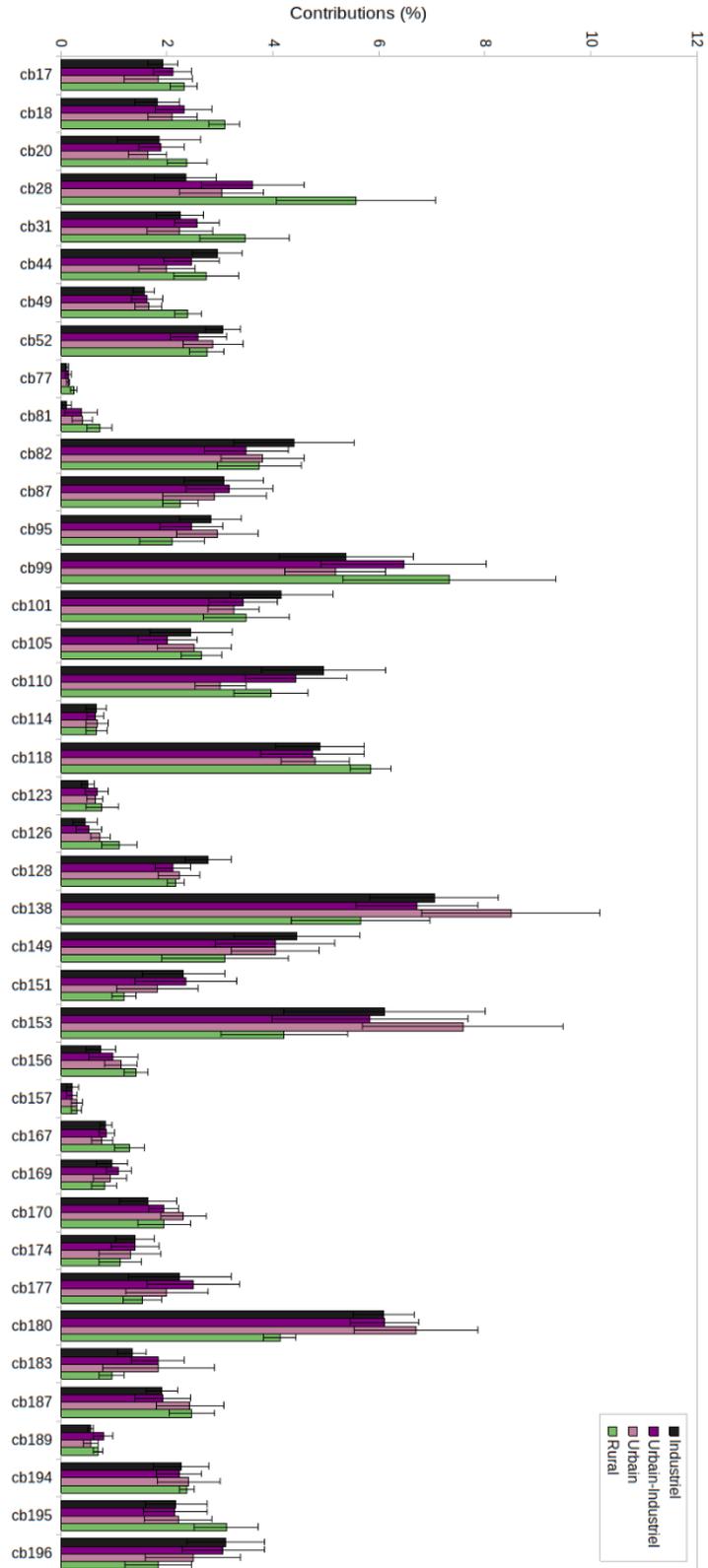




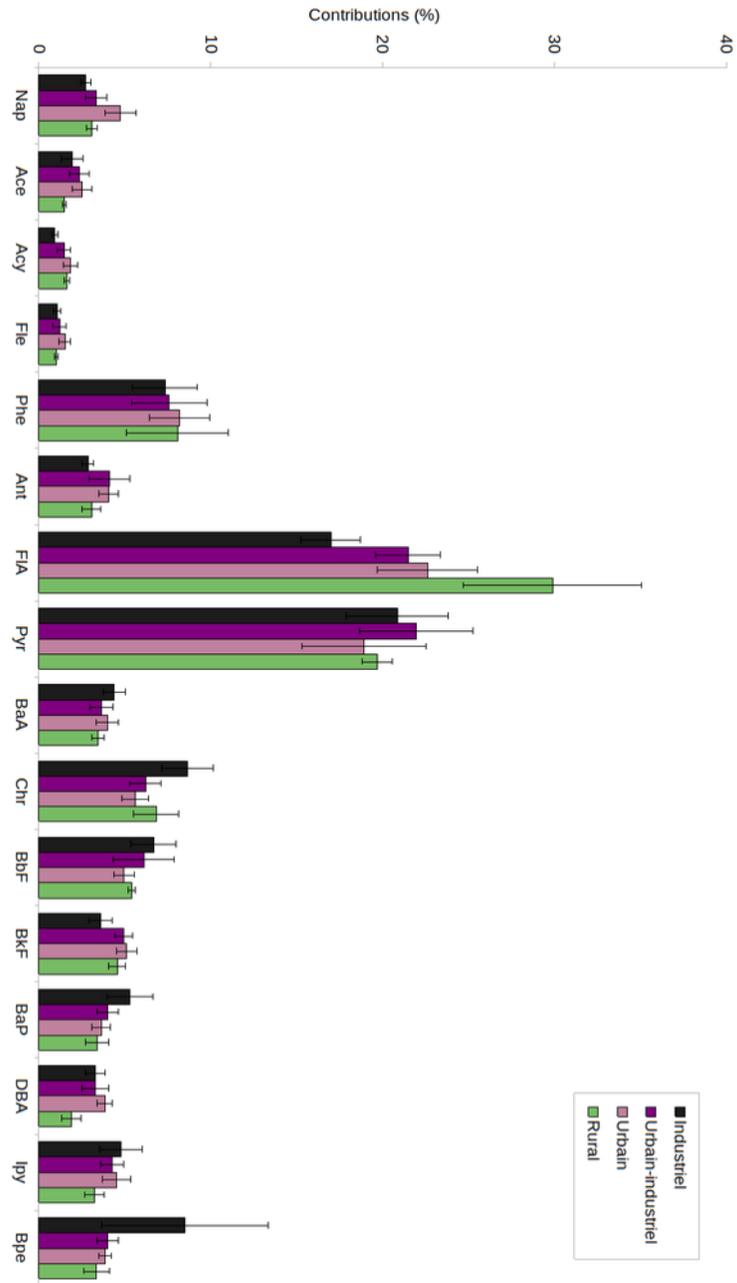
Annexe D2 : PCDD/F



Annexe D3 : PCB



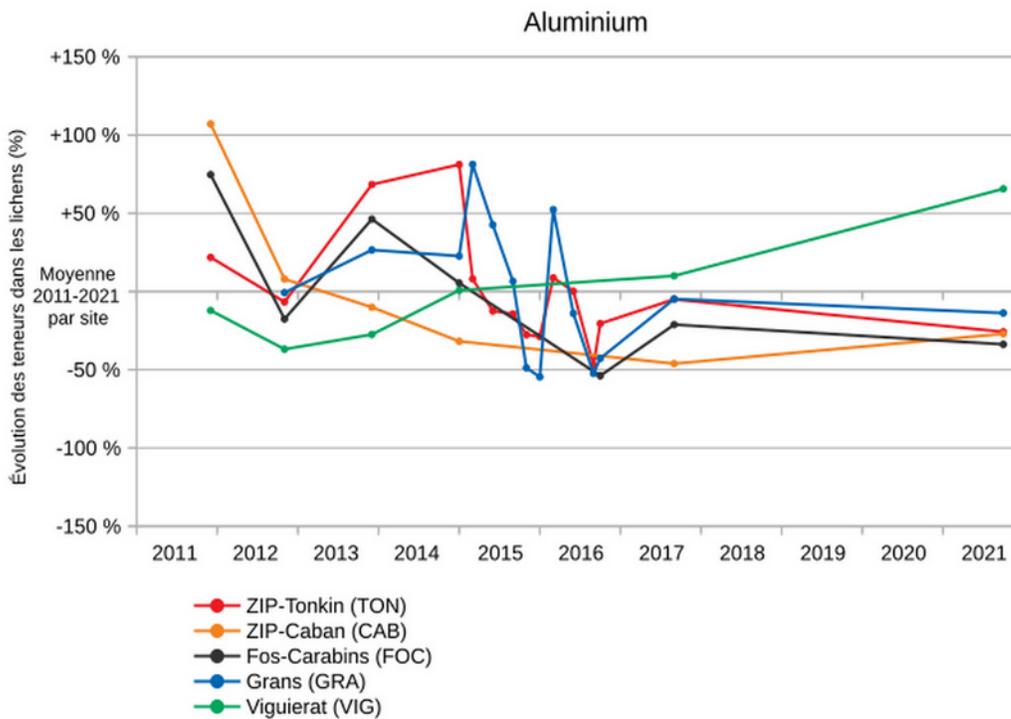
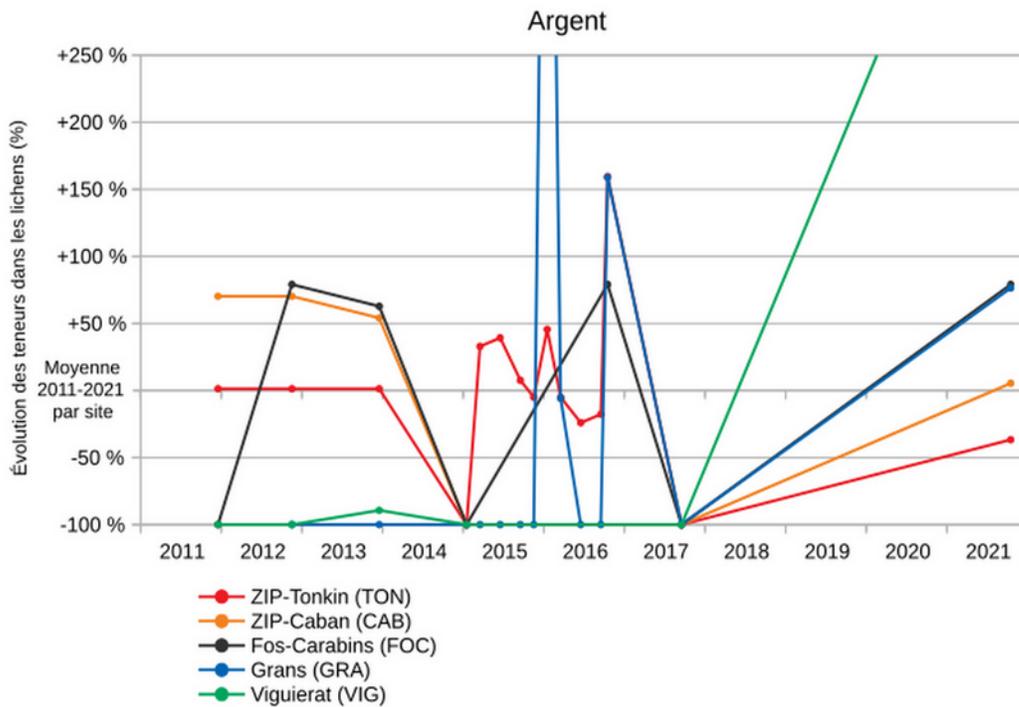
Annexe D4 : HAP



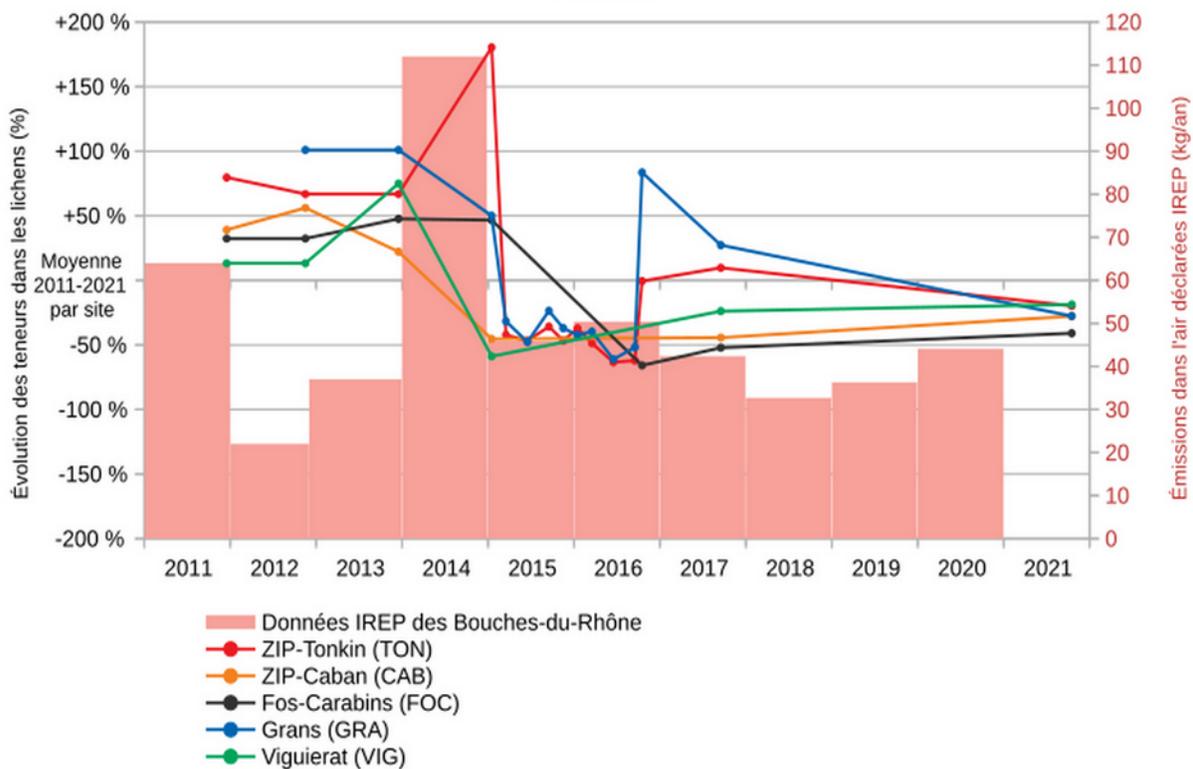
Annexe E

Évolution des concentrations dans les lichens depuis 2011

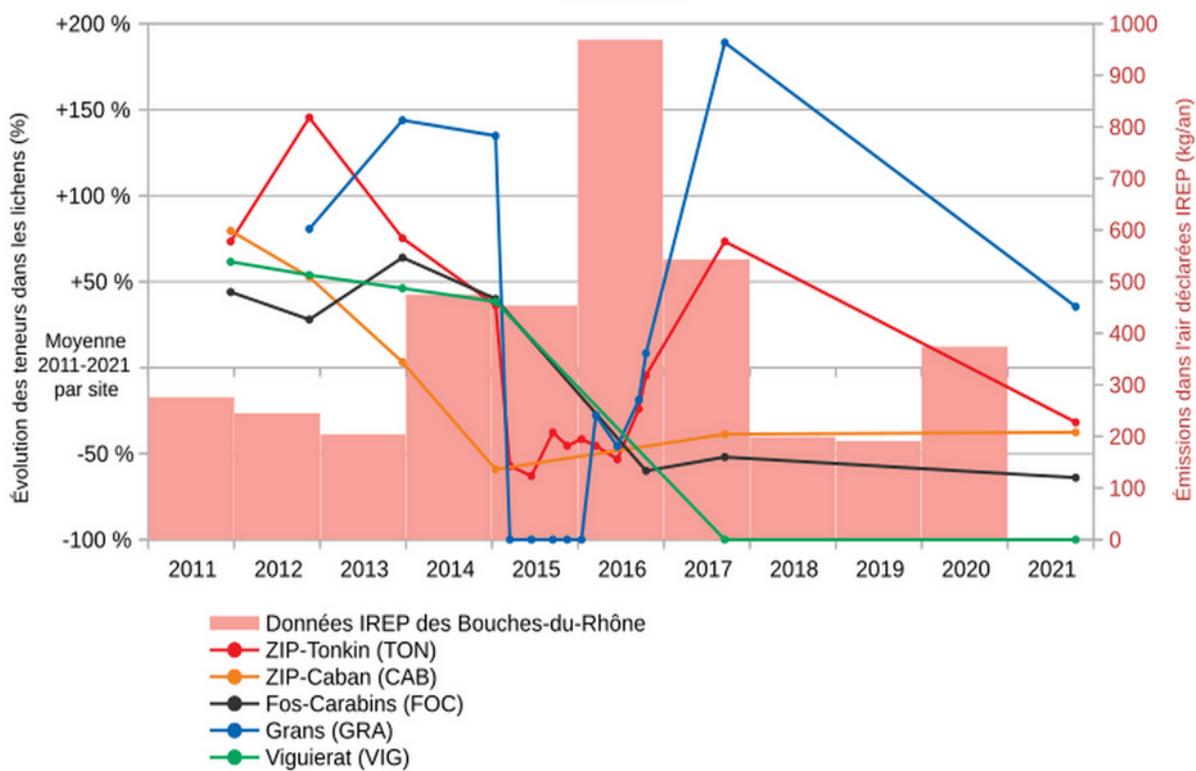
Annexe E1 : Métaux



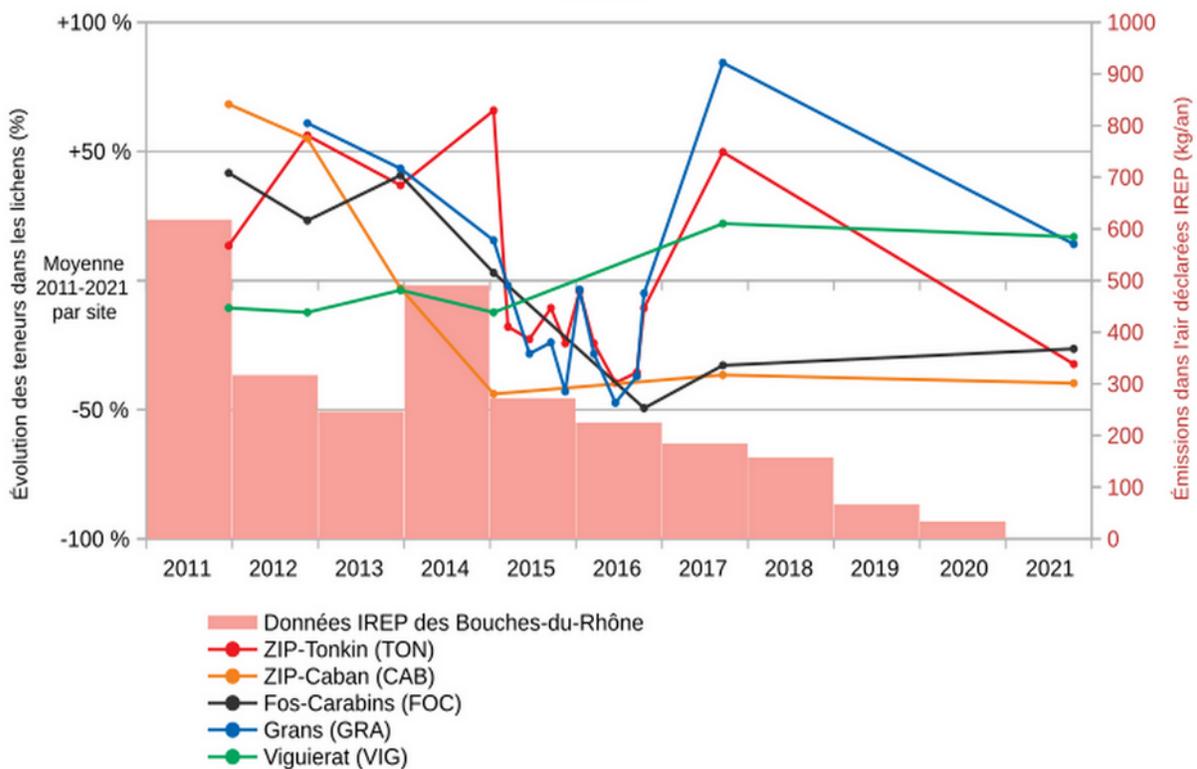
Arsenic



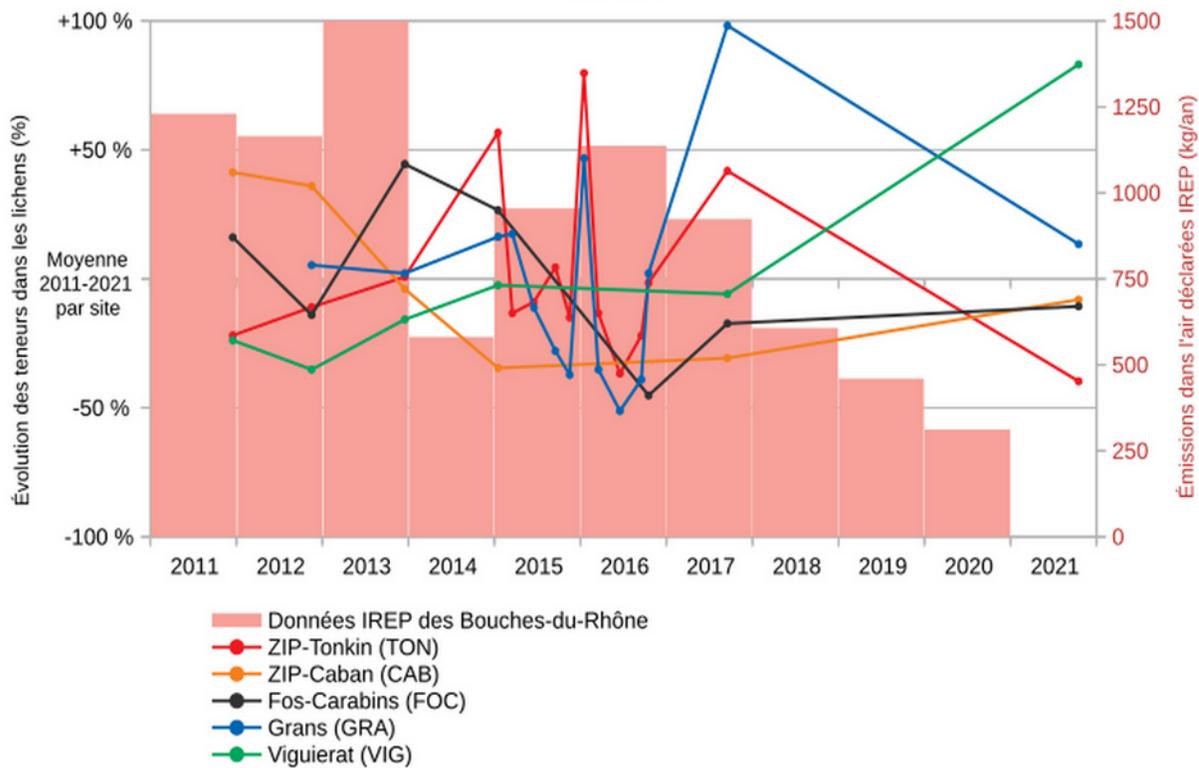
Cadmium

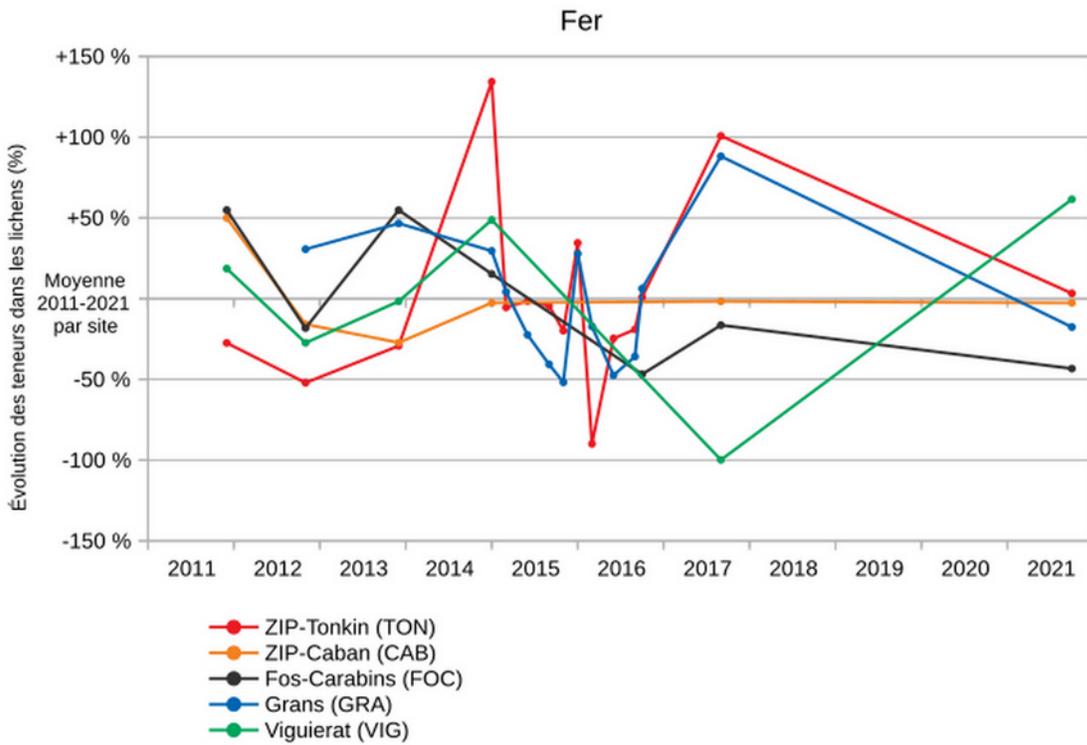
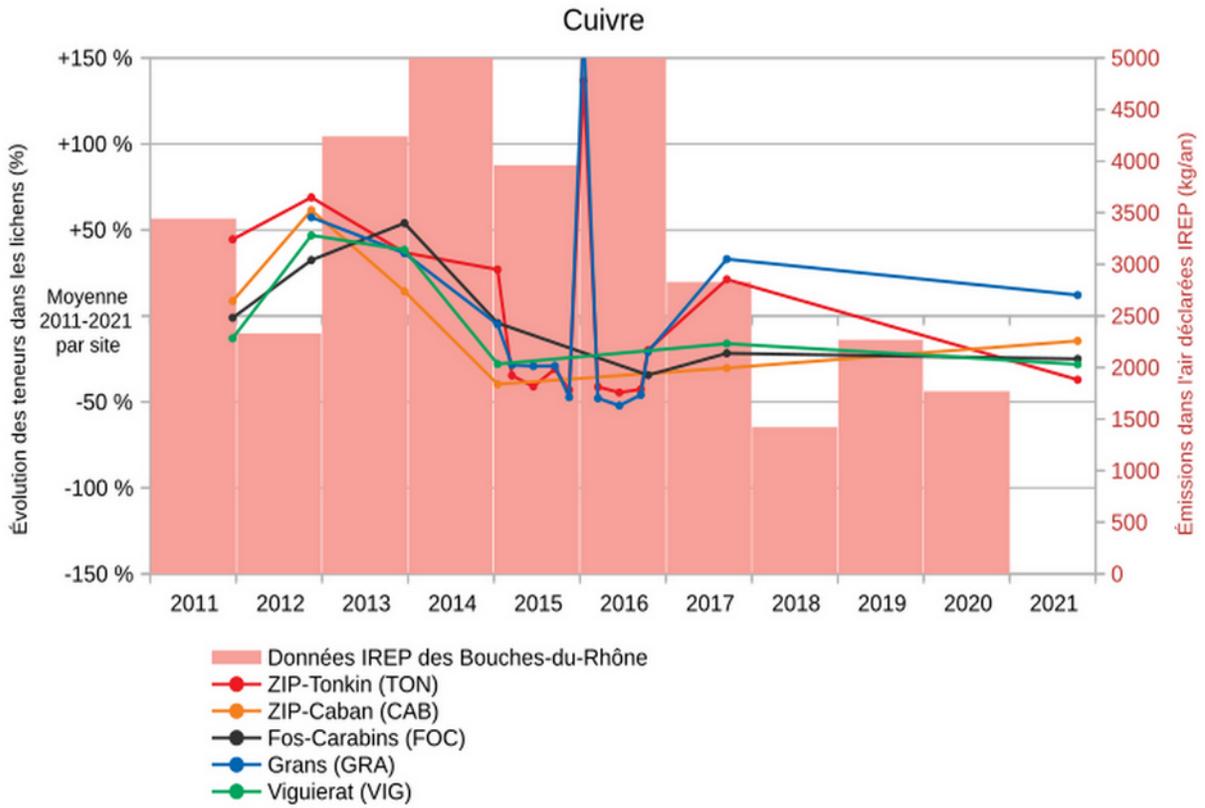


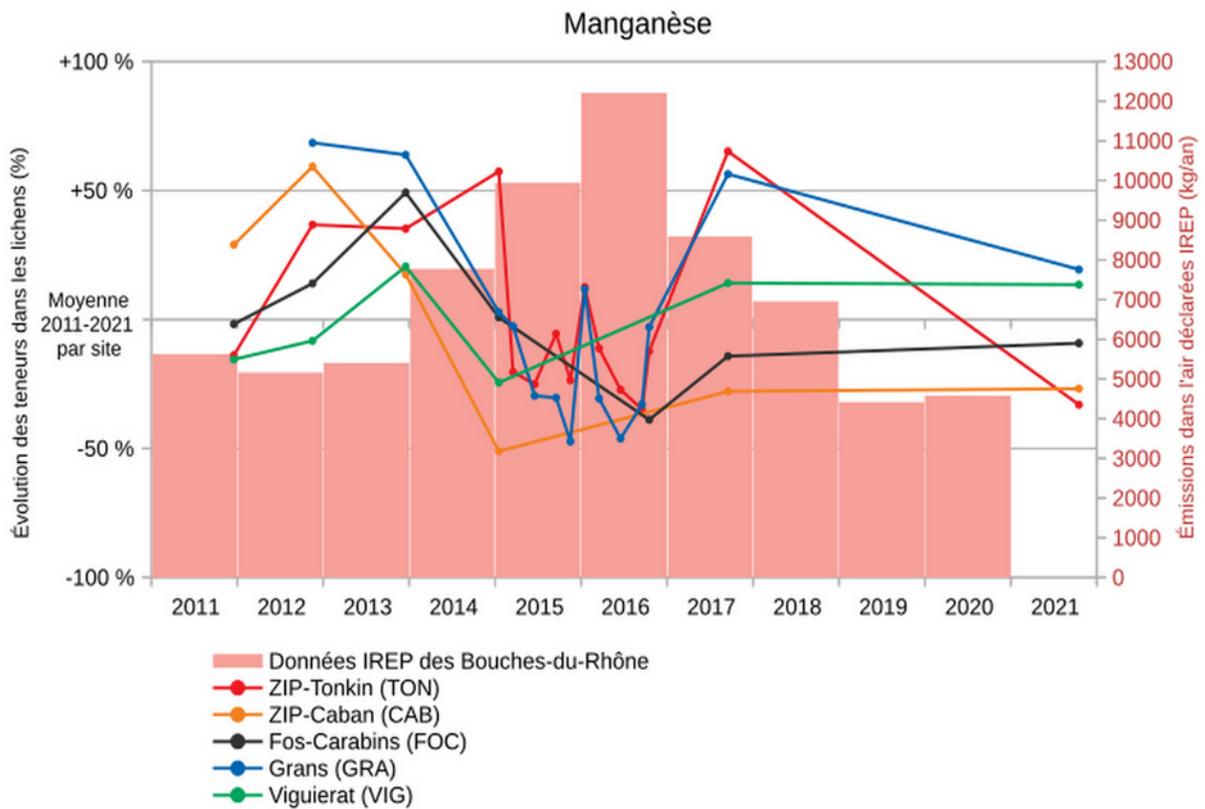
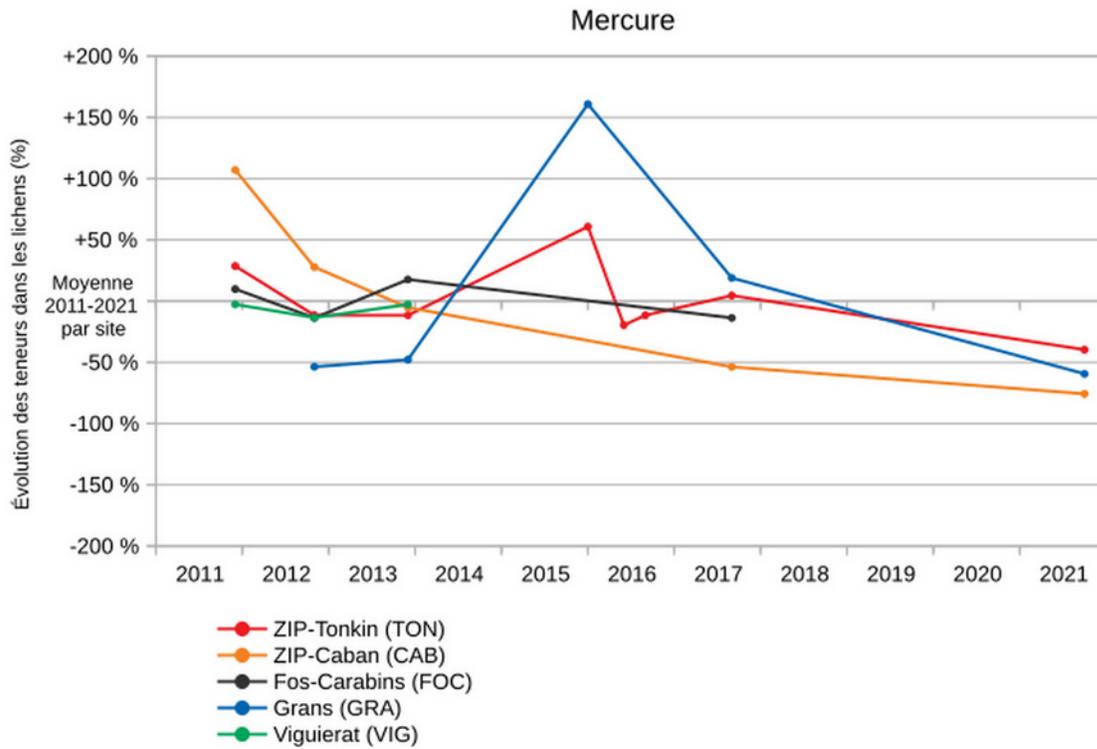
Cobalt

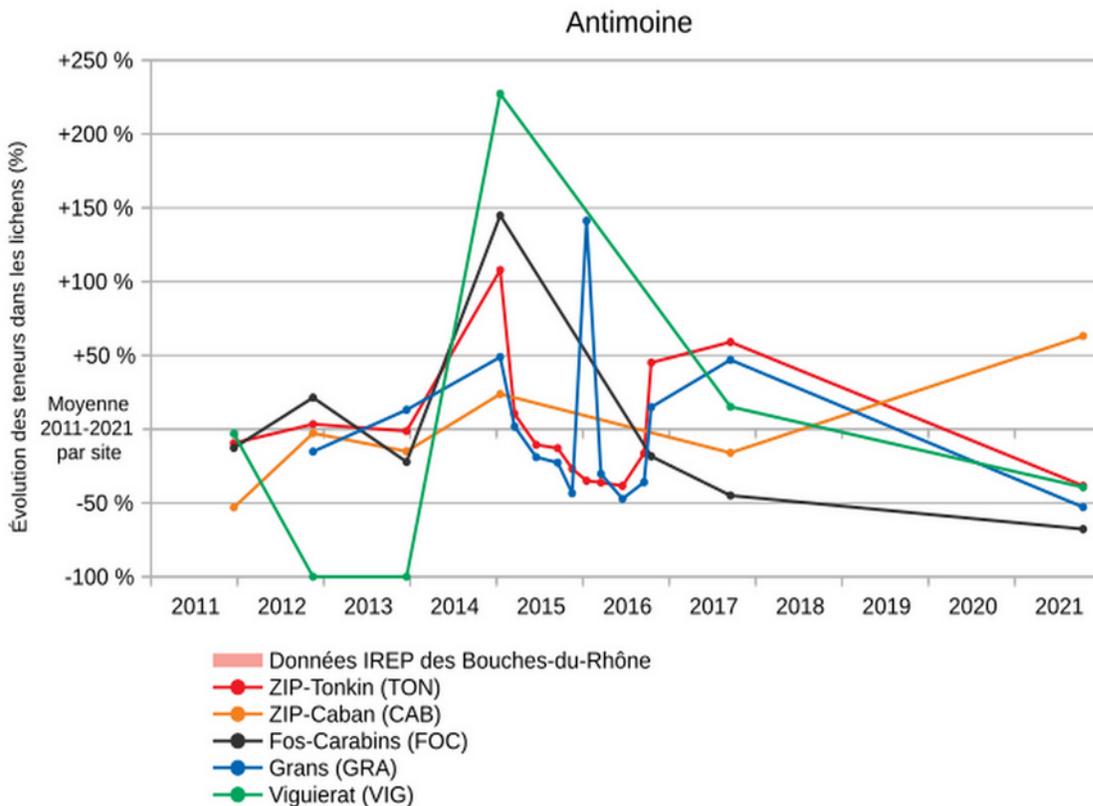
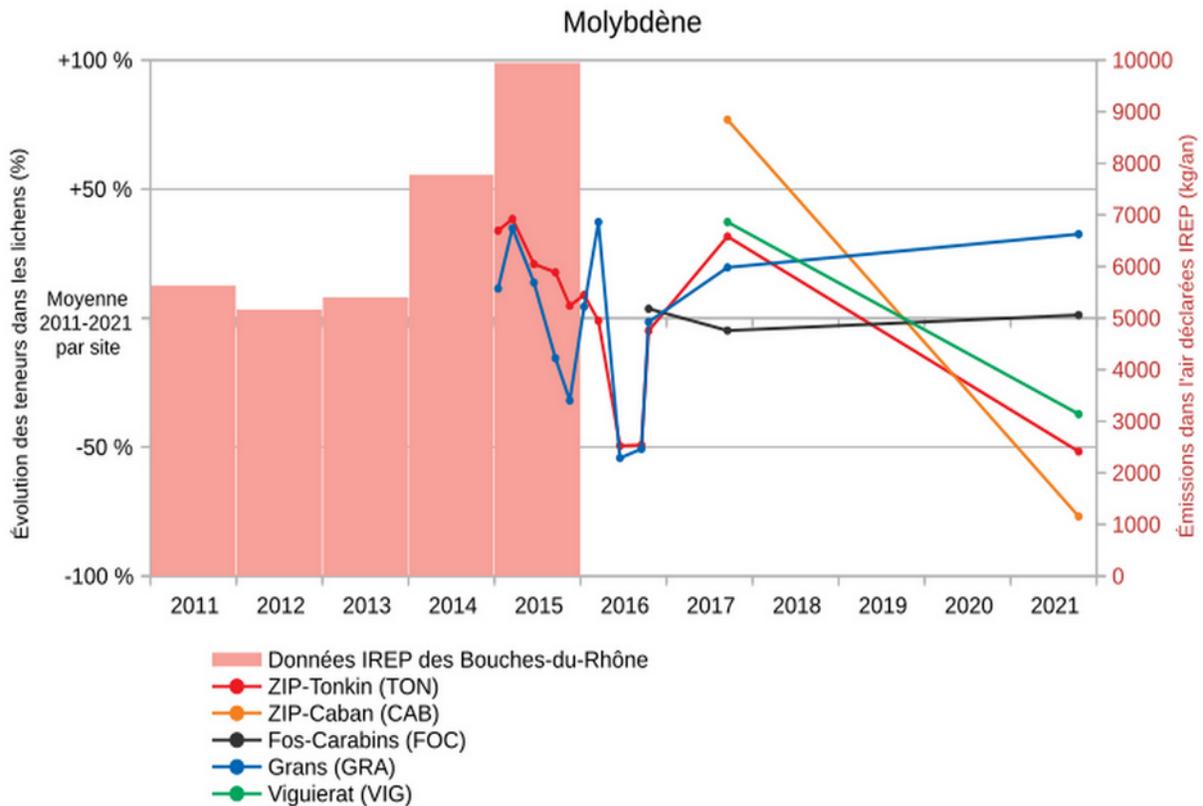


Chrome

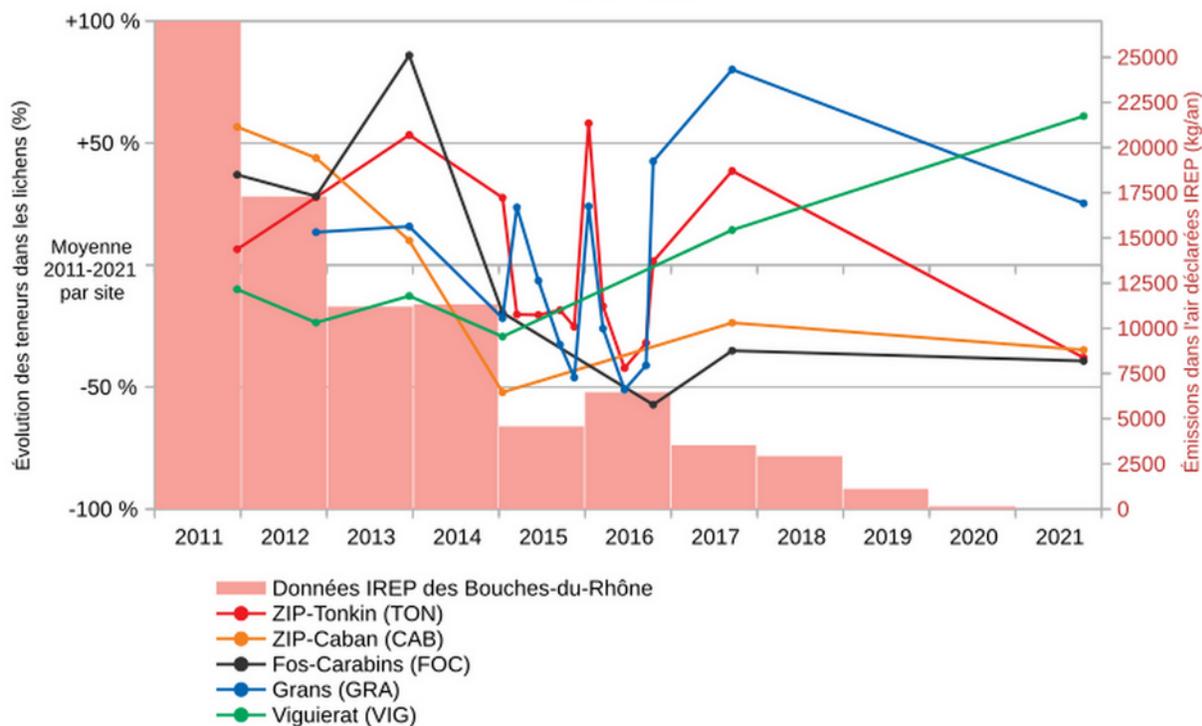








Vanadium



Zinc

