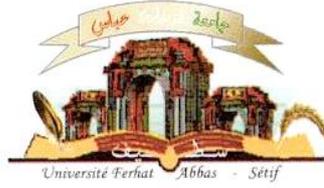


الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Université Ferhat Abbas Sétif 1
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة فرحات عباس، سطيف 1
كلية علوم الطبيعة و الحياة

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET ECOLOGIE VEGETALES

N°..... /SNV/2019

THÈSE

Présentée par

ADJIRI Fatima

Pour l'obtention du diplôme de:

DOCTORAT 3^{ÈME} CYCLE

Filière: **BIOLOGIE**

Spécialité: **Valorisation et Protection de la Biodiversité Végétale**

THÈME

**Valorisation de la Flore Lichénique de la Région de BBA et son Application
comme Bio-indicatrice de la Pollution Atmosphérique**

Soutenue le 16 septembre 2020

DEVANT LE JURY

Président	Hafsi Miloud	Professeur	UFA Sétif 1
Directeur de thèse	Ramdani Messaoud	Professeur	UFA Sétif 1
Examineur	Lograda Takia	Professeur	UFA Sétif 1
Examineur	Serradj Mounia	Professeur	Université d'Annaba
Examineur	Boucenna Mounir	MCA	UFA Sétif 1
Examineur	Trea Saliha	MCA	Université d'Annaba

Laboratoire de Valorisation des Ressources Biologiques Naturelles

Université Ferhat Abbas Sétif 1
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE ET ECOLOGIE VEGETALES

THÈSE

Présentée par

ADJIRI Fatima

Pour l'obtention du diplôme de:

DOCTORAT 3^{ÈME} CYCLE

Filière: BIOLOGIE

Spécialité: Valorisation et Protection de la Biodiversité Végétale

THÈME

**Valorisation de la Flore Lichénique de la Région de BBA et son Application
comme Bio-indicatrice de la Pollution Atmosphérique**

Soutenue le 16 septembre 2020

DEVANT LE JURY

Président	Hafsi Miloud	Professeur	UFA Sétif 1
Directeur de thèse	Ramdani Messaoud	Professeur	UFA Sétif 1
Examineur	Lograda Takia	Professeur	UFA Sétif 1
Examineur	Serradj Mounia	Professeur	Université d'Annaba
Examineur	Boucenna Mounir	MCA	UFA Sétif 1
Examineur	Trea Saliha	MCA	Université d'Annaba

Laboratoire de Valorisation des Ressources Biologiques Naturelles

Je remercie Allah le tous puissant, qui m'a donné le courage et la force pour mener à bout ce travail.

En préambule de cette thèse, je souhaiterais adresser mes remerciements les plus sincères aux personnes qui m'ont apportée leur aide et qui ont contribué à l'élaboration de ce travail de thèse ainsi qu'à la réussite de cette formidable expérience qu'est le doctorat.

Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements au Professeur Ramdani Messaoud de m'avoir proposée ce sujet et de m'avoir suivi pour son encadrement tout au long de cette thèse. Je mesure également la chance que j'ai d'avoir été guidée, encouragée, conseillée et la confiance qu'il m'a accordée. Pour tout cela merci.

Ma profonde gratitude et mes vifs remerciements s'adressent au Professeur Hafsi Miloud de l'Université Ferhat Abbas, Sétif 1 pour nous avoir fait l'honneur d'être président de jury et d'examiner ma thèse.

Mes remerciements vont à Madame Lograda Takia Professeur de l'Université Ferhat Abbas, Sétif 1 pour me faire honorer de sa présence pour examiner mon travail.

Mes sincères remerciements s'adressent à Madame Serradj Mounia Professeur de l'Université d'Annaba d'avoir accepté d'examiner ma thèse.

J'adresse mes remerciements aussi à Madame Trea Saliha MCA de l'Université d'Annaba pour avoir accepté d'examiner ma thèse.

Je tiens à remercier Monsieur Boucenna Mounir MCA de l'Université Ferhat Abbas, Sétif 1 pour avoir accepté d'examiner mon travail.

Merci à tous mes collègues, en particulier les doctorants de l'Université Ferhat Abbas Sétif-1 pour leur bonne humeur.

Mes remerciements à mes amis pour l'aide et la joie qu'ils m'ont apportés.

J'en profite également pour remercier ma tante Docteur Adjiri Adouda pour avoir bien voulu examiner ce travail et mon ami Monsieur Kouachi Mostefa de m'avoir aidé dans la réalisation des cartes.

Je remercie spécialement l'équipe de laboratoire du département Chimie, Faculté des Sciences, Université Ferhat Abbas Sétif-1 et l'équipe de l'Entreprise National des Produits de l'Electrochimie Sétif (ENPEC) de leurs aides dans la réalisation l'analyse des éléments traces métalliques.

Un remerciement particulier à mon frère Mourad pour les meilleurs moments passés avec lui sur terrain, pour son encouragement et son soutien qui m'a apporté.

Enfin je me dois de remercier ma famille, les plus chers parents, mes frères, mes sœurs qui m'ont encouragé, m'ont donné l'envie de poursuivre, merci pour cette confiance.

▪ **Publications internationales**

Adjiri F., Ramdani M., Lograda T., Chalard P. (2018). Bio-Monitoring of Metal Trace Elements by Epiphytic Lichen in the Bordj Bou Arreridj Area, East of Algeria. *Scholars Academic Journal of Biosciences (SAJB)*, 6(2): 199-208.

Adjiri F., Ramdani M., Lograda T. (2019). Relationship between lichen diversity and air quality in urban region in Bourdj Bou Arriridj, Algeria. *Biodiversitas*, 20(8): 2329-2339.

▪ **Communications affichées en congrès internationaux**

Adjiri F., Ramdani M., Lograda T., Slama D.E., Rahem I., Mohamadi Y. (2016). Quantification de la pollution atmosphérique par les lichens dans la région de Bordj Bou Arreridj (BBA) (Algérie). 27^{ème} Congrès international de l'Association Tunisienne des Sciences Biologiques et de biotechnologie (ATSB). 28-31 mars, Hammamet, Tunisie.

Adjiri F., Ramdani M., Lograda T., Slama D.E., Rahem I. (2016). Quantification de la pollution atmosphérique par les lichens dans la région de Bordj Bou Arreridj (BBA) (Algérie). Journée internationale de la Biodiversité (JIB2016) Inventaire et Préservation de la Biodiversité pour le Développement Durable. 22 mai, M'sila, Algérie.

Adjiri F., Ramdani M. (2017). L'intérêt de la flore lichénique dans la région de Bordj Bou Arreridj (BBA) (Algérie). *Phytodiversité et Plantes d'intérêt écologique et économique en Algérie inventaire, conservation et valorisation*. 29-30 octobre, M'sila, Algérie.

▪ **Communications affichées en congrès nationaux**

Adjiri F., Ramdani M. (2016). Valorisation de la Flore Lichénique de la Région de BBA et son Application comme Bio-Indicatrice de la Pollution Atmosphérique. Journée doctorale de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. 31 mai, Sétif, Algérie.

Adjiri F., Ramdani M. (2017). Bio-surveillance des éléments traces métalliques par le lichen dans la région de BBA, Est d'Algérie. Journée doctorale de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. 9 mai, Sétif, Algérie.

Adjiri F., Ramdani M. (2018). Lichens, comme Bio-indicateurs de la qualité de l'air de la région de BBA. Journée doctorale de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie. 25 avril, Sétif, Algérie.

Résumé

ملخص

تم إجراء دراسة حول المراقبة البيولوجية للأشنيات من أجل تقييم نقاوة الهواء في منطقة برج بوعريريج وذلك بالاعتماد على طريقة المؤشرات البيولوجية التي تركز على التنوع الأشنة وعلاقتها بمستويات نقاوة الهواء، بالإضافة إلى الاعتماد على طريقة التراكم البيولوجي من خلال العناصر المعدنية النزرة (المعادن الثقيلة) المتراكمة داخل الأشنة (*Xanthoria parietina*). قد تم التعرف على 79 نوع من الأشنيات في منطقة برج بوعريريج منها 12 نوع محمي من القانون الجزائري. وفي هذه المنطقة نجد أن النوع الأكثر شيوعا هي الأشنيات (crustacées) التي تنمو على الأشجار بينما يتراوح مؤشر جودة الهواء (IPA) من 16.19 إلى 79.82 ومؤشر قيمة تنوع الأشنيات (VDL) من 12.50 إلى 52.16 ، في حين أن هاته المؤشرات بينت لنا أن هناك علاقة وطيدة بين ثراء الأشنيات ومدى نقاوة الهواء مما بينت لنا أن هاته المنطقة تعتبر من المناطق أقل تلوثا. أما قياس تركيزات المعادن المتراكمة في الأشنيات نجدها قد تجاوزت المعايير المعتمدة علميا، غير أن مستوى معدن الحديد نجده مرتفعا في جميع المحطات التي تم دراستها وذلك بمتوسط (16373.7±43184.4 مغ/كغ). وتوصلنا إلى أن زيادة التوسع الحضري و الأنشطة البشرية بشكل عام يؤدي إلى تناقص التنوع البيولوجي للأشنيات ونقاوة الهواء لاسيما في المحطات الحضرية. و أخيرا تم أيضا استخراج قائمة للأشنيات الحساسة والمتسامحة.

الكلمات المفتاحية: المراقبة البيولوجية، المؤشرات البيولوجية ، التراكم البيولوجي، العناصر المعدنية النزرة،

Xanthoria parietina, الجزائر

Résumé

L'étude de bio-surveillance utilisant les lichens a été réalisée pour évaluer et cartographier la qualité de l'air dans la région de Bordj Bou Arreridj (BBA). Deux méthodes ont été employées pour cette fin ; la bio-indication et la bio-accumulation. La première s'intéresse à la diversité lichénique et sa relation avec les niveaux de qualité de l'air, tandis que la seconde cherche à estimer la pollution atmosphérique à travers les éléments traces métalliques (ETMs) accumulés dans les thalles de *Xanthoria parietina*. 79 espèces ont été inventoriées dans la région de BBA dont 12 espèces protégées par la loi algérienne au niveau national. Dans cette région les types morphologiques les plus abondants sont les lichens épiphytiques crustacées. L'indice de pureté de l'air (IPA) varie de 16,19 à 79,82 et l'indice de valeur de la diversité des lichens (VDL) varie de 12,50 à 52,16. Ces variations des indices montrent une relation significative entre la richesse en lichens et la qualité de l'air, indiquant globalement que la pollution atmosphérique dans la région de BBA est faible. Les concentrations en ETMs mesurées dans les thalles de *Xanthoria parietina* dépassent les normes certifiées ; le niveau de Fe étant très élevé dans toutes les stations avec une moyenne de $(43184,4 \pm 16373,7 \text{ mg/Kg})$. L'accroissement de l'urbanisation et les activités humaines en général révèlent que la biodiversité des lichens et la qualité de l'air diminuent notamment dans les stations urbaines. Finalement, une liste d'espèces sensibles et tolérantes à la pollution atmosphérique a été établie pour la région de BBA.

Mots-clés: Bio-surveillance, Bio-indication, Bioaccumulation, *Xanthoria parietina*, Eléments Traces Métalliques, Algérie.

Abstract

The bio-monitoring study using lichens was carried out to evaluate and map the air quality in the Bordj Bou Arreridj (BBA) region. Two methods have been used for this purpose; the bio-indication and the bioaccumulation. The first is interested in lichen diversity and its relationship to air quality levels, while the second seeks to estimate air pollution across the metallic trace elements (MTEs) accumulated in *Xanthoria parietina* thalli. 79 species have been inventoried in the BBA region of which 12 species are protected by the law at the national level in Algeria. In the BBA region the most abundant morphological types are crustaceous epiphytic lichens. The purity index of the air (PIA) ranged from 16.19 to 79.82 and the lichen diversity value index (LDV) varied from 12.50 to 52.16. These index variations show a significant relationship between lichen richness and air quality while globally indicating that air pollution in the BBA region is low. However, the concentrations of ETMs measured in thalli of *Xanthoria parietina* exceeded the certified standards; the level of Fe was very high in all stations with an average of $(43184.4 \pm 16373.7 \text{ mg/kg})$. Increasing urbanization and human activities in general show that lichen biodiversity and air quality are decreasing, particularly in urban stations. Finally a list of sensitive and tolerant species to atmospheric pollution has been established for the BBA region.

Keywords: Bio-monitoring, Bio-indication, Bio-accumulation, *Xanthoria parietina*, Metallic Trace Elements, Algeria.

AIW	Acidophiele Indicatie Waarde
Al	Aluminium
ANPA	Agence nationale pour la protection Environnement
BBA	Bordj Bou Arreridj
Cd	Cadmium
ClHO₄	Acide perchlorique
CO	Monoxyde de Carbone
Co	Cobalt
COV	Composés Organiques Volatiles
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
ENPEC	Entreprise National des Produits de l'Electrochimie
ETM	Eléments Traces Métalliques
Fe	Fer
H'	Indice de diversité de Shannon
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycyclique
HF	Acide fluorhydrique (HF)
HNO₃	Acide nitrique
IBLE	Indice Biologique de Lichens Epiphytes
IPA	Indice de Pureté Atmosphérique
IQA	Indice de Qualité de l'Air
JORA	Journal officiel de la République Algérienne
K	Potasse.
LVRBN	Laboratoire de Valorisation des Ressources Biologiques Naturelles
Mn	Manganèse
N	Azote
NH₃	Ammoniac
NH₄	ammonium
Ni	Nickel
NIW	Nitrophiele Indicatie Waarde
NO₂	Dioxyde d'azote
NO₃	nitrate
O₃	Ozone
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
P	Paraphénylènediamine

Pb	Plomb
PM	Particules
PM_{2,5}	Particules fines
SAAF	Spectrophotométrie d'Absorption Atomique avec Flamme
Sb	Antimoine
SO₂	Dioxyde de soufre
V	Vanadium
VDI	Verein Deutscher Ingenieure (Association des ingénieurs allemands)
VDL	Valeur de la Diversité Lichénique
Zn	Zinc

Figure 1:	Emissions, transports et dépôts des ETMs.....	17
Figure 2:	Transfert des éléments traces métalliques dans l'environnement.....	19
Figure 3:	Utilisation des différents bio-indicateurs dans la bio-surveillance des ETMs atmosphérique.....	33
Figure 4:	Principaux types de thalles lichéniques.....	47
Figure 5:	Coupes transversales du thalle de lichens	49
Figure 6:	Soralies, Cils & Apothécies.....	50
Figure 7:	Différents types d'isidies.....	51
Figure 8:	Reproduction asexuée par sorédies.....	52
Figure 9:	Reproduction asexuée par isidies	53
Figure 10:	Reproduction sexuée des lichens.....	53
Figure 11:	Échanges nutritionnels entre les partenaires des lichens.....	54
Figure 12:	Lichens sur des substrats artificiels.....	57
Figure 13:	Échelle d'évaluation de la pollution de l'air par l'indice de pureté atmosphérique (IPA).....	70
Figure 14:	Échelle d'évaluation de la pollution atmosphérique par l'Indice de Qualité de l'Air (IQA).....	72
Figure 15:	Échelle d'évaluation des valeurs de la diversité des lichens (VDL).....	72
Figure 16:	Différents mécanismes d'absorption métalliques dans le lichen.....	76
Figure 17:	<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.....	79
Figure 18:	Stations échantillonnées dans la région de BBA.....	84
Figure 19:	Grille d'échantillonnage sur la face du tronc d'arbre échantillonné.....	89
Figure 20:	Spectrophotométrie d'Absorption Atomique avec Flamme (SAAF) AA6200.....	94
Figure 21:	Différents types des lichens trouvés dans la région étudiée.....	98
Figure 22:	Diversité spécifique des familles lichéniques de la région de BBA.....	101
Figure 23:	Diversité des types physiologiques de lichens à BBA.....	102
Figure 24:	Présence des lichens nitrophiles dans la région de BBA.....	103
Figure 25:	Présence des lichens acidophiles dans la région de BBA	104
Figure 26:	Présence de lichens épiphytes dans les stations étudiées.....	113
Figure 27:	Diversité spécifiques de la région de BBA (A: Familles, B: Genres).....	113
Figure 28:	Répartition des différents types morphologiques des lichens.....	114

Figure 29:	Diversité lichénique de la région de BBA.....	119
Figure 30:	Répartition des valeurs de l'indice de l'IPA dans la région de BBA.....	120
Figure 31:	Variabilité des indices de bio-diversité et de bio-indication.....	121
Figure 32:	Cercle de corrélation, projection des variables sur le plan (1x2).....	122
Figure 33:	Projection des individus sur le plan (1x2) issu de l'ACP.....	123
Figure 34:	Projection des individus sur le plan (1x3) issu de l'ACP.....	123
Figure 35:	Projection spatiale des stations, basée sur les trois premiers axes de l'ACP.....	124
Figure 36:	UPGMA des stations étudiées.....	125
Figure 37:	Répartition des zones de pollution atmosphérique au niveau de BBA.....	126
Figure 38:	Répartition des concentrations de Pb dans la région de BBA.....	133
Figure 39:	Répartition des concentrations de Zn dans la région de BBA.....	133
Figure 40:	Répartition des concentrations de Cd dans la région de BBA.....	134
Figure 41:	Répartition des concentrations en Sb dans la région de BBA.....	135
Figure 42:	Répartition des concentrations en Fe dans la région de BBA.....	136
Figure 43:	Répartition des concentrations en Cu dans la région de BBA.....	137
Figure 44:	Répartition des concentrations en Mn dans la région de BBA.....	137
Figure 45:	Répartition des concentrations en Ni dans la région de BBA.....	138
Figure 46:	Répartition des concentrations en Cr dans la région de BBA.....	139
Figure 47:	Répartition des concentrations en Co dans la région de BBA.....	140
Figure 48:	Variabilité des concentrations en ETM ₅ dans les thalles de <i>X. parietina</i> ...	141
Figure 49:	Cercle des corrélations, projection des variables sur le plan (1x2).....	142
Figure 50:	Classification des ETMs dans les thalles de <i>Xanthoria parietina</i>	143
Figure 51:	Projection des individus sur le plan (1x2) issus de l'ACP.....	144
Figure 52:	Projection des individus sur le plan (1x3) issus de l'ACP.....	145
Figure 53:	Projection spatiale des stations basée sur les trois premiers axes de l'ACP.....	146
Figure 54:	UPGMA basée sur la concentration des éléments traces métalliques.....	147

Tableau 1:	Sources naturelles des ETM _s	13
Tableau 2:	Principales sources anthropiques des ETM _s	14
Tableau 3:	Principaux effets des ETM _s sur la santé humaine.....	22
Tableau 4:	Méthodes de bio-surveillance des ETM _s	28
Tableau 5:	Réseau routier de BBA.....	81
Tableau 6:	Zones et activités industrielles à BBA	82
Tableau 7:	Localisation des stations échantillonnées de la région de BBA.....	86
Tableau 8:	Valeurs certifiées des ETM _s (mg/kg) du lichen (CRM 482) par la SAAF	95
Tableau 9:	Diversité des lichens de la région de BBA.....	99
Tableau 10:	Liste de lichens nitrophiles et acidophiles.....	102
Tableau 11:	Lichens protégés par la loi Algérienne et recensés dans la région de BBA.....	108
Tableau:12	Fréquences lichénique de la région de BBA.....	110
Tableau 13:	Estimation des indices de bio-diversité de la région de BBA.....	115
Tableau 14:	Indices de bio-indication de la qualité de l'air de la région de BBA.....	117
Tableau 15	Matrice de corrélation des indices de biodiversité et de bio-indication...	121
Tableau 16:	Concentrations des ETMS (mg/kg) dans les thalles de <i>Xanthoria</i> <i>parietina</i>	132
Tableau 17:	Matrice de corrélation des concentrations des ETM _s	142

Annexe 1: Échelles de bio-indication lichénique de la qualité de l'air.....	183
Annexe 2: Catalogue de certains lichens identifiés dans la région de BBA.....	185
Annexe 3: Calculs les indices lichéniques: exemple la station du Colla (8).....	189
Annexe 4: Publications internationaux.....	194

Remerciements
Valorisation des travaux de thèse
Résumé
Liste des abréviations
Liste des Figures
Liste des Tableaux
Liste des Annexes

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	2
PARTIE I. CONTEXTE GÉNÉRAL	4
I. Pollution Atmosphérique & Éléments Traces Métalliques (ETMs).....	5
I.1. Pollution atmosphérique.....	5
I.2. Conséquences des émissions polluantes.....	5
I.3. Réglementation de pollution atmosphérique.....	6
I.3.1. Normes en Europe	6
I.3.2. Normes en Algérie.....	6
I.4. Éléments Traces Métalliques (ETMs).....	7
I.4.1. Origine d'éléments traces métallique dans l'environnement.....	12
I.4.2. Émissions atmosphériques à l'échelle mondiale.....	15
I.4.3. Émissions atmosphériques en Algérie.....	16
I.5. Transport d'éléments trace métalliques atmosphérique.....	16
I.5.1. Mécanisme de dépôt atmosphérique.....	16
I.6. Effets des ETMs sur l'environnement et la santé humaine.....	18
I.6.1. Effets des éléments traces métalliques sur l'écosystème.....	18
I.6.2. Effets des éléments traces métalliques sur la végétation.....	19
I.6.3. Effets des éléments traces métalliques sur la santé humaine.....	20
I.7. Pollution azotée.....	23
I.8. Surveillance de la pollution atmosphérique à la mesure des ETMs.....	23
II. Bio-surveillance de la Qualité de l'Air.....	24
II.1. Approches des surveillances de la pollution atmosphérique.....	24
II.2. La bio-surveillance.....	25
II.2.1. La bio-surveillance en Algérie.....	26
II.2.2. Concepts en bio-surveillance.....	26
II.2.2.1. La bio-surveillance sensible.....	26
II.2.2.2. Bio-surveillance par accumulation.....	27
II.2.3. Méthodes d'échantillonnage de la bio-surveillance.....	27
II.2.3.1. Bio-surveillance active.....	28
II.2.3.2. Bio-surveillance passive.....	29
II.2.4. Intérêts de la bio-surveillance de la qualité de l'air.....	29
II.3. Bio-surveillance végétale et fongique de la qualité de l'air.....	30
II.3.1. Bio-surveillance des ETMs atmosphérique.....	32
II.3.1.1. Bio-surveillance de la qualité de l'air à l'aide des mousses.....	32

II.3.1.2. Bio-surveillance de la qualité de l'air à l'aide des végétaux supérieurs.....	33
II.3.1.3. Bio-surveillance de la qualité de l'air à l'aide des lichens épiphytes.....	34
II. 4. Cartographies spatio-temporelles des effets des polluants atmosphériques.....	35
II.4.1. Cartographies spatio-temporelles des ETM _s en Algérie.....	36
II. 5. Bio-surveillance par l'usage des lichens dans un contexte épidémiologique.....	36
III. Biodiversité Lichénique, Propriétés Biologiques et Écologiques.....	39
III.1. Biodiversité.....	39
III.1.1. Biodiversité des lichens.....	40
III.1.1.1. Biodiversité lichénique à l'échelle mondiale.....	40
III.1.1.2. Biodiversité lichénique en Algérie.....	41
III.1.2. Intérêt de conservation des lichens.....	42
III. 2. Les lichens.....	43
III.2.1. Classification des lichens.....	43
III.3. Caractères biologiques des lichens.....	44
III.3.1. Nature des lichens.....	44
III.3.1.1. Algues et les cyanobactéries des lichens.....	44
III.3.1.2. Les champignons des lichens.....	45
III.3.2. Morphologie et anatomie des lichens.....	45
III.3.2.1. Formes de croissance de thalles.....	45
III.3.2.2. Structures végétatives des lichens.....	48
III.3.2.3. Organes particuliers du thalle des lichens.....	49
III.3.3. Reproduction des lichens.....	51
III.3.3.1. Reproduction asexuée (multiplication végétative).....	52
III.3.3.2. Reproduction sexuée.....	53
III.3.4. Échanges nutritionnels entre les partenaires lichéniques.....	54
III.3.4.1. Symbiose lichénique.....	54
III.3.4.2. Intérêt du champignon (hétérotrophe) dans la lichénisation.....	55
III.3.4.3. Intérêt de l'algue (autotrophe) dans la lichénisation.....	55
III.4. Écologie des lichens.....	56
III.4.1. Facteurs substratiques.....	56
III.4.2. Facteurs climatiques.....	57
III.4.2.1. Facteurs hydriques.....	57
III.4.2.2. Facteur de température.....	58
III.4.2.3. Facteur de lumière.....	58
III.4.2.4. Facteur du vent.....	58
III.4.3. Facteurs biologiques.....	59
III.4.4. Facteur du temps.....	59
III.5. Intérêt économique et biologique des substances à base de lichens.....	59
III.5.1. Utilisation de lichens dans les aliments pour l'humain.....	59
III.5.2. Usages industriels des lichens.....	60
III.5.3. Usages de lichens en médecine traditionnelle et dans l'industrie pharmaceutique	61

III.5.4. Usages de lichens comme indicateurs de la pollution atmosphérique.....	62
IV. Bio-indication & Bioaccumulation Lichéniques.....	63
IV.1. Sensibilité de lichens aux polluants atmosphériques.....	63
IV.1.1. Réponse des lichens à la pollution atmosphérique.....	64
IV.1.2. Effets des polluants atmosphériques sur l'état des lichens.....	65
IV.1.3. Lichens Bio-indicateurs & Bio-accumulateurs Appropriés.....	66
IV.2. Bio-indication lichéniques.....	67
IV.2.1. Lichens bio-indicateurs de la pollution atmosphérique.....	67
IV.2.2. Lichens indicateurs écologiques.....	68
IV.2.3. Méthodes de mesure de la pollution atmosphérique par les lichens.....	68
IV.2.3.1. Méthode Hawkswork & Rose (1970).....	69
IV.2.3.2. Méthode LeBlanc & De Sloover (1970).....	70
IV.2.3.3. Méthode Van Haluwyn & Lerond (1986).....	71
IV.2.3.4. Méthode Lallemant et al. (1996).....	71
IV.2.3.5. Méthode VDI (une association des ingénieurs allemands).....	72
IV.2.3.6. Méthode Asta et al. (2002).....	72
IV.2.3.7. Indice de Shannon (H').....	73
IV.2.3.8. Indice lichénique de nitrophilie & d'acidophilie.....	73
IV.3. Bioaccumulation lichéniques	74
IV.3.1. Lichens comme bio-accumulateurs de la pollution atmosphérique.....	74
IV.3.2. Mécanismes d'accumulation des éléments traces atmosphériques.....	75
IV.3.2.1. Piégeage des particules atmosphériques.....	75
IV.3.2.2. Processus d'échange d'ions extracellulaires.....	75
IV.3.2.3. Processus d'absorption intracellulaire.....	75
IV.4. Facteurs d'influence d'accumulation des éléments traces chez les lichens.....	76
IV.4.1. Facteurs environnementaux.....	76
IV.4.2. Facteurs morphologiques & physiologiques.....	77
IV.4.3. La proximité des sources anthropiques & leurs effets sur les lichens.....	77
IV.5. Le lichen <i>Xanthoria parietina</i>	78
PARTIE II. MATÉRIEL & MÉTHODES	80
I. Sites d'étude.....	81
II. Biodiversité lichénique.....	83
II.1. Zone d'échantillonnage.....	83
II.2. Matériel.....	83
II.2.1. Matériel utilisés sur le terrain.....	83
II.2.2. Matériel utilisés au laboratoire.....	83
II.3. Récolte des lichens.....	85
II.4. Détermination	85
III. Bio-indication lichénique.....	88
III.1. Choix des phorophytes.....	88
III.2. Protocole d'échantillonnage.....	88
III.3. Analyse statistiques.....	89
IV. Bioaccumulation lichénique.....	91
IV.1. Protocole de prélèvement.....	91
IV.2. Matériel.....	91
IV.3. Choix d'espèce lichénique utilisée.....	92

IV.3.1. Prélèvement.....	92
IV.4. Traitement et l'analyse des échantillons.....	92
IV.5. Analyses des données.....	93
IV.5.1. Analyse chimique.....	93
IV.5.1.1. Principe de la SAAF.....	94
IV.5.1.2. Résultats expérimentaux en mg/kg.....	94
IV.5.2. Procédures analytiques des concentrations d'éléments traces métalliques.....	95
IV.5.3. Analyses statistiques.....	95
PARTIE III. RESULTAT & DISCUSSION	97
I. Résultats de la Biodiversité lichénique.....	98
I.1. Diversité de la flore lichénique	98
I.1.1. Diversité des types physionomiques	101
I.1.2. L'extraction des espèces nitrophiles et acidophiles.....	102
I.2. Discussion	105
I.2.1. Relation des lichens nitrophiles et acidophiles avec la pollution	106
I.3. Conclusion de la biodiversité lichénique	108
II. Résultats de la Bio-indication des lichens épiphytes.....	109
II.1. Indices de bio-diversité lichénique.....	114
II.1.2. Indices de la qualité de l'air.....	116
II.1.3. Analyse en composantes principales (ACP).....	120
II.1.3.1. Etude des variables.....	120
II.1.4. Cartographie des zones de pollution atmosphérique.....	125
II.2. Discussion.....	127
II. 3. Conclusion de la bio-indication lichénique.....	130
III. Bioaccumulation lichénique	131
III.1. Résultats	131
III.2. Analyse en Composantes Principales (ACP).....	140
III.2.1. Étude des variables	141
III.3. Discussion.....	148
III.4. Conclusion de la bioaccumulation des ETMs.....	153
CONCLUSION & PERSPECTIVES.....	154
BIBLIOGRAPHIE.....	157
ANNEXE.....	182

Introduction

Au cours des dernières décennies, la qualité de l'air en milieu urbain est devenue un problème environnemental à l'échelle mondiale. Le processus d'urbanisation est une conséquence de l'explosion du processus d'industrialisation et du trafic routier. En conséquence, ces activités émettent une grande quantité de polluants dans l'atmosphère, ce qui pose de nombreux problèmes environnementaux, tels que la pollution atmosphérique.

La surveillance de la pollution atmosphérique est indispensable afin de contrôler la qualité de l'air et de pouvoir identifier et diminuer les sources anthropiques. L'évolution des méthodes classiques de mesure ne cesse de faire progresser cette surveillance. Par ailleurs, la bio-surveillance de la qualité de l'air est l'utilisation des réponses, à tous les niveaux, d'organismes biologiques pour prévoir et/ou révéler un impact environnemental et suivre son évolution en fonction du temps (Garrec and Van Haluwyn, 2002).

La bio-surveillance est un outil opérationnel courant très efficace. C'est une méthode complémentaire aux analyses physico-chimiques, utilisée pour évaluer l'exposition et les risques causés par divers polluants atmosphériques tels que les éléments traces métalliques (ETMs) (Cuny *et al.*, 2008).

Les ETMs, sont des métaux lourds ou métaux toxiques et leur faible teneur dans l'environnement favorise naturellement leur enrichissement par les nombreux apports anthropiques et naturels. Ces derniers sont susceptibles d'entrer dans les réseaux trophiques par l'intermédiaire des dépôts atmosphériques et causent ainsi de nombreux effets nuisibles sur les écosystèmes et la santé humaine.

Les organismes vivants peuvent être utilisés comme des indicateurs de la qualité de l'air par leur présence ou leur absence. Le premier effet décrit scientifiquement concerne le déclin des lichens épiphytes dans les zones très polluées (Wolterbeek *et al.*, 2003).

Les lichens sont des organismes d'une association entre algue et d'un champignon. Ils sont définis comme des « systèmes de contrôle permanents » pour estimer la pollution atmosphérique (Conti and Cecchetti, 2001). Les lichens sont parmi les organismes cryptogamiques les plus utilisés en bio-indication à long terme, afin de détecter et de surveiller la qualité de l'air (Kar *et al.*, 2014). Cette sensibilité des lichens est liée aux particularités biologiques de ces organismes. *Xanthoria parietina*, est l'espèce la plus utilisée dans les études de bio-surveillance à cause de sa capacité à accumuler des ETMs (Nimis *et al.*, 2001).

Plusieurs méthodes de bio-indication ont été établies, en fonction de la composition de la flore épiphyte, comme outil de la bio-surveillance. Des cartes spatio-temporelles des niveaux de pollution atmosphérique sont réalisées. L'analyse des polluants dans les dépôts atmosphériques est facilitée par la méthode de bio-accumulation.

Ce travail de thèse est un projet de recherche scientifique sur la qualité de l'air de la région urbaine de Bordj Bou Arreridj (BBA). L'utilisation des lichens en tant que bio-indicateurs et bio-accumulateurs des éléments traces métalliques (ETMs) vise à estimer le niveau de pollution atmosphérique. Cette recherche inclut la biodiversité lichénique par l'estimation de sa richesse spécifique ainsi que la réalisation de carte de la répartition de la pollution atmosphérique dans cette région. Des éléments traces métalliques ont été évalués à travers la bio-surveillance par *Xanthoria parietina* au sein des communes (stations) de la région de BBA. Ce travail a été réalisé pour remplir les objectifs suivants:

- Évaluer la richesse spécifique lichénique dans la région de BBA;
- Évaluer la qualité de l'air de la région définie dans notre étude;
- Identifier le niveau de pollution de l'environnement par les ETMs et le taux accumulé dans les thalles de *Xanthoria parietina*;
- Identifier les espèces lichéniques polluo-résistantes et polluo-sensibles.

Ce travail est organisé en trois chapitres: le premier chapitre (Généralités) regroupe l'ensemble des informations utiles pour la réalisation de cette thèse. Le second chapitre regroupe le matériel et les méthodes utilisés pour l'obtention des résultats. Le troisième chapitre rassemble les résultats avec leurs interprétations et leurs discussions, ainsi qu'une conclusion.

Partie I.

Contexte général

I. Pollution Atmosphérique et Éléments Traces Métalliques (ETMs)

I.1. Pollution atmosphérique

Le compartiment atmosphérique, participe au stockage et au transfert des éléments chimiques au sein des grands cycles biogéochimiques (Rauch and Pacyna, 2009).

La matière particulaire atmosphérique est un mélange de diverses substances surtout chimiques ayant des conséquences nuisibles de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les variables climatiques, et à détériorer les biens matériels (Invs, 2008; Prajapati, 2012). Ces substances présentes dans l'atmosphère, constituent la pollution atmosphérique, qui est un mélange complexe de composés (polluants) émis par différentes sources (Invs, 2008).

La pollution atmosphérique est définie en termes de polluants (Garty, 2001), c'est aussi une modification chimique et physique du milieu naturel aboutissant à des effets nuisibles pour l'environnement et l'homme (Krupa and Legge, 1995; Arqués, 1998).

I.2. Conséquences des émissions polluantes

Les activités anthropogéniques ont radicalement modifié les cycles biogéochimiques naturels des éléments biogènes (Rauch and Pacyna, 2009) et l'équilibre de certaines substances polluantes (Shukla *et al.*, 2014). Les polluants atmosphériques sont émis dans l'atmosphère, par différentes sources de pollution, il s'agit principalement des particules (PM) ou de gaz tels que l'ozone (O₃), le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO), des métaux lourds, des hydrocarbures aromatiques polycyclique (HAP) et de certains composés organiques volatiles (COV) (Invs, 2008). Ces substances sont transportées et/ou transformées au sein de l'atmosphère pour ensuite être éliminées par voies de dépôts secs ou humides (incorporés à la pluie ou au nuage) (Bardl, 2005). Les émissions tels que les métaux lourds sont depuis longtemps reconnus comme des menaces potentielles pour l'environnement et la santé humaine (Azimi *et al.*, 2005).

Cette pollution croissante des écosystèmes, par des éléments toxiques, entraîne une accumulation inévitable des toxines dans les réseaux trophiques qui constituent un problème de toxicité aiguës et chroniques (Nriagu, 1988; Leygonie, 1993).

En outre, le transport atmosphérique, à longue distance, permet le déplacement de polluants des zones contaminées des pays fortement industrialisés vers les zones éloignées de toute source de pollution. Ce déplacement des polluants a des effets négatifs sur l'environnement et la santé humaine (Pacyna and Pacyna, 2001).

I.3. Réglementation de pollution atmosphérique

I.3.1. Normes en Europe

La Conférence des Nations Unies de Stockholm en 1972 constitue le point de départ de la lutte contre les émissions de soufre sur le continent européen et l'acidification des lacs scandinaves. La convention a été le premier instrument international conçu pour protéger l'environnement contre la menace croissante de pluies acides. Adopté en 1979 à Genève par 34 pays avec l'appui de la Commission Économique pour l'Europe des Nations Unies (CEE-NU), cette convention est entrée en vigueur en 1983 (Agnan, 2013).

Les mesures coopératives prises par la convention ont beaucoup contribué au traitement du problème de la pollution atmosphérique en Europe et en Amérique du Nord. Aujourd'hui, le cadre réglementaire européen lié aux rejets atmosphériques est basé sur les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) proposant des valeurs à titre d'indication et des valeurs limites. Une nouvelle directive « Qualité de l'Air » est mise en place à l'échelle européenne en 2008 pour la réduction des émissions de particules fines (PM_{2,5}), concernant la réglementation des polluants métalliques, reste néanmoins insuffisante (Catinon, 2010; OMS, 2015).

En France, c'est en 1996 que la pollution atmosphérique était l'objet d'une loi à part entière, la loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (LAURE), tournant essentiel dans la surveillance de la qualité de l'air et reprise en 2000 dans le Code de l'Environnement. Il en résulte une obligation de surveiller périodiquement la qualité de l'air à l'échelle nationale. De plus, un indice dit ATMO, basé sur la mesure de polluants, est calculé tous les jours pour les plus grandes agglomérations. Afin d'évaluer l'évolution de la pollution atmosphérique, des réseaux de surveillances s'avèrent nécessaires, mis en œuvre depuis plusieurs décennies tant au niveau national qu'international par exemple: le réseau MERA (Mesure des Retombées Atmosphériques) (Agnan, 2013).

I.3.2. Normes en Algérie

En Algérie, l'usage courant des ETM_S et les risques associés à leur utilisation a entraîné une évolution de la législation. Parmi les textes les plus représentatifs:

La loi n° 03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable. Le décret exécutif n° 06-138 du 15 avril 2006, réglemente l'émission dans l'atmosphère de gaz, fumées, vapeurs, particules liquides ou solides (Site web n°1). Ainsi, le gouvernement a institué une taxe sur les carburants (l'essence avec Pb) selon loi n°01-21 du 22 décembre 2001 portant loi de finances pour 2002 (Site web n°2).

En 1980, un réseau de surveillance de la qualité de l'air (oxydes de soufre, oxydes d'azote et poussières) avait été mis en place à Alger par l'Agence Nationale pour la Protection de l'Environnement (ANPE). Elle a été dissoute au début des années 1990. Un autre réseau de surveillance de la qualité de l'air « Samaa safia » (ciel pur) a été mise en place à Alger en 2002, puis étendu à Annaba pour surveiller la qualité de l'air. Les dernières mesures de ce réseau remontent à 2009 (Site web n°3).

I.4. Éléments Traces Métalliques (ETMs)

Au cours du siècle dernier, la problématique de la pollution atmosphérique est devenue un problème majeur dans notre société. Par la nature et l'étendue de son impact, le rejet d'un grand nombre de polluants dans l'atmosphère représente une grave menace pour l'environnement et la santé humaine (Azimi *et al.*, 2005).

Dans cette problématique, les éléments traces métalliques qui sont mentionnées dans la littérature tels que (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Zn...) constituent la catégorie de polluants atmosphériques la plus importante (Pacyna and Pacyna, 2001; Gombert *et al.*, 2005; Gouzy and Ducos, 2008; Rauch and Pacyna, 2009; Aslan *et al.*, 2011; Sen and Peucker-Ehrenbrink, 2012; Agnan *et al.*, 2013).

Le terme «métaux lourds» a été largement utilisé au cours des deux dernières décennies, il est souvent utilisé comme nom de groupe pour les métaux et les semi-métaux (métalloïdes). Ces métaux ont été associés à une contamination et à une toxicité potentielle ou à une écotoxicité (Duffus, 2002).

Les métaux sont définis chimiquement comme des éléments qui présentent des caractéristiques métalliques, bons conducteurs thermiques et électriques, capables de former des cations et ont des oxydes basiques (Miquel, 2001; Duffus, 2002). Les métaux lourds sont associés aux particules et si leur densité excède généralement 4,5 g/cm³, ils sont appelés métaux lourds (Wittig, 1993).

Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles (en traces). Ils sont « la trace » du passé géologique et de l'activité humaine (Miquel, 2001).

De nombreuses définitions différentes du terme métal lourd ont été proposées et sont basées sur la densité, le numéro atomique, le poids atomique, caractéristiques chimiques ou toxicité (Prasad, 1997). La majorité des scientifiques préfèrent l'appellation « Eléments en Traces Métalliques (ETMs) ou par extension « Eléments Traces » (Miquel, 2001; Rollin & Quiot 2006). Par ce terme générique on désigne donc indistinctement des métaux et métalloïdes (Gouzy and Ducos, 2008).

Les ETMs sont les constituants naturels les plus abondants de la croûte terrestre (Shukla *et al.*, 2014). Ils viennent juste après le silicium, l'oxygène, le carbone, l'hydrogène, l'azote et le soufre (Barre, 2013). Leur présence dans l'atmosphère, l'eau et le sol, résulte des conséquences de processus naturels et ou des activités humaines, principalement des activités industrielles, minières et le transport (Bessagnet, 2008).

Le dépôt des ETMs est considéré comme un problème environnemental majeur parce que ces derniers sont connus pour avoir un effet significatif sur les écosystèmes (Agnan *et al.*, 2013) et sur la santé humaine (Gouzy and Ducos, 2008; Chen and Lippmann, 2009; Cuny *et al.*, 2009). Par rapport à d'autres types de polluants environnementaux, les ETMs sont particulièrement dangereux en raison de leur omniprésence, de leur toxicité, et de leur persistance (Guney *et al.*, 2010; Suvarapu and Baek, 2017), notamment le cadmium, le mercure et le plomb (Nriagu, 1988; Leygonie, 1993, Miquel, 2001).

La plupart des ETMs sont toxiques dans la nature, leur caractère stable et non biodégradable leur permet de pénétrer dans la chaîne alimentaire et d'avoir des effets nuisibles sur les organismes en contact (Nriagu, 1988; Shukla *et al.*, 2014; Suvarapu and Baek, 2017). Ces éléments appartiennent à diverses familles chimiques, basés sur leur toxicité et / ou leur importance biologique (Suvarapu and Baek, 2017). L'accent a souvent été mis sur les métaux de transition tels que le Cd, Co, Fe, Mn, V, Ni, Cr, Cu, Zn, les éléments pauvres tels que le Pb, et les métalloïdes par exemple Sb (Chen and Lippmann, 2009).

▪ **Cadmium (Cd)**

Le cadmium est un métal relativement rare présent dans l'environnement principalement en association avec le zinc, le plomb et le cuivre. C'est un métal de forte masse atomique, lourd, peu répandu et présent dans les minerais sous forme d'oxyde de chlorure et de sulfure (Brignon *et al.*, 2015).

Une grande partie du Cd provient des activités humaines (Pacyna and Pacyna, 2001). Le Cd est absorbé par les plantes, dont certaines sont destinées à la consommation humaine, d'autres plantes contaminées serviront de nourriture à des animaux (Ibge, 2002). La grande charge

corporelle en cadmium chez les humains était attribuée au tabagisme (Ibge, 2002; Bradl, 2005; Satarug *et al.*, 2010; Suvarapu and Baek, 2017). Le Cd est un métal de transition toxique, puissant et cumulatif qui présente une période biologique relativement longue dans l'organisme (> 10 ans) (Mueller *et al.*, 1998). Une fois le Cd entre dans le corps humain, il peut être retenu efficacement et s'accumule tout au long de la vie (Bradl, 2005).

▪ **Chrome (Cr)**

Le chrome est parmi les éléments les plus abondants sur terre. C'est un métal de transition, qui se trouve dans les roches magmatiques (Rollin and Quiot, 2006) et qui provient principalement de la chromite (Marliere *et al.*, 2002). Le Cr existe principalement dans la nature sous deux formes de dérivés et présente différents degrés d'oxydation: le chrome trivalent (Cr^{3+}) et le chrome hexavalent (Cr^{6+}) (Suvarapu and Baek, 2017) avec ce dernier étant plus toxique et plus mobile (Marliere *et al.*, 2002; Rollin and Quiot, 2006). Les sources de chrome sont à la fois naturelles et anthropiques. La majorité du chrome naturel provient des minerais. Les plantes ont une tendance à accumuler le Cr^{3+} qui peut devenir toxique à partir d'une certaine concentration (Bradl, 2005).

▪ **Cobalt (Co)**

La croûte terrestre renferme environ ($23 \times 10^{-4}\%$) de cobalt, et est associé aux minerais de cuivre, de nickel et de fer, souvent enrichis en arsenic (Marliere *et al.*, 2002). C'est un élément métallique et ferromagnétique à température ambiante (Bradl, 2005). Dans l'atmosphère, il est stable, non volatile, donc il est fortement lié à la phase particulaire sous forme insoluble. L'intoxication avec des doses excessives de cobalt provoque des effets de sensibilisations et des effets cancérogènes (Marliere *et al.*, 2002).

▪ **Cuivre (Cu)**

Le cuivre est naturellement sous forme de sulfure ou de carbonates. C'est un métal rougeâtre selon son état d'oxydation avec une très bonne conductivité thermique et électrique, et résiste à la corrosion (Bradl, 2005). Il existe dans la nature à l'état pur et dans différents minerais de zinc (Marliere *et al.*, 2002). Le Cu est retenu dans les sols par des mécanismes d'échanges et d'adsorption (Rollin and Quiot, 2006). Une majeure partie des émissions de cuivre provient des transports ferroviaires (61%) (Marliere *et al.*, 2002). Ce métal sert également à la préparation d'additifs alimentaires et promoteurs de croissance, et comme agent pour lutte contre les maladies dans l'élevage et la production de volaille (Marliere *et al.*,

2002). Le cuivre est un oligo-élément essentiel présent à l'état de trace dans le corps humain, c'est un constituant indispensable des chaînes enzymatiques (Taulan, 2004). Les intoxications par le Cu chez l'homme se produisent essentiellement par inhalation de poussières et de vapeurs de Cu (Marliere *et al.*, 2002). Ainsi le Cu est essentiel à la nutrition des plantes, bien qu'il ne soit nécessaire qu'en petites quantités de 5 à 20 µg/g (Bradl, 2005).

▪ **Fer (Fe)**

Le Fer est un bon conducteur électrique et thermique, résistant à la déformation et a un point de fusion élevé (Ineris, 2009). Les deux états d'oxydation les plus communs sont Fe²⁺ (ferreux) soluble et Fe³⁺ (ferrique) insoluble (Antony, 2006). Le fer est réactif, il forme avec l'oxygène des oxydes de Fe, et avec des eaux chaudes, il produit de l'hydrogène (H₂) (Marliere *et al.*, 2002). Le Fer est l'élément le plus abondant de la croûte terrestre, dont il constitue 5% de la masse et la couleur du sol témoigne souvent de la forme sous laquelle cet élément se présente; rouge pour l'oxyde ferrique (hématite) ou brun/jaune pour l'oxyhydroxyde ferrique (goethite). Pour d'autres composés solides du fer telle que la magnétite, la pyrite ou la sidérite interviennent dans des environnements spécifiques comme sédiments (Antony, 2006).

Le fer est l'élément le plus indispensable pour les organismes vivants, mais il devient toxique à forte concentration. Il peut être dommageable, notamment pour les tissus ou avoir des effets cancérogènes à long terme (Bradl, 2005).

▪ **Manganèse (Mn)**

C'est un métal gris-blanc, plus dur et beaucoup plus cassant et se trouve dans de nombreux types de minerais (Marliere *et al.*, 2002). Dans l'atmosphère, il est transporté par les particules de petites tailles (Agnan, 2013). Sa structure lui permet de produire plusieurs états d'oxydation différents, c'est la forme Mn²⁺ qui prédomine (Bradl, 2005). Le manganèse représente 1000 µg/g dans la lithosphère, naturellement, il est injecté dans l'environnement par l'érosion éolienne de minéraux contenant du Mn (sulfures, oxydes, carbonates, silicates, phosphates et borates) (Bradl, 2005). Les composés de manganèse ont une grande variété d'utilisation, par exemple le permanganate de potassium, est employé comme désinfectant, blanchissant et conservateur pour les fleurs et les fruits frais (Marliere *et al.*, 2002), et comme additif d'essence qui remplace les composés organiques de Pb (Bradl, 2005). Le Mn est essentiel pour les animaux, les plantes et les humains, il n'a pratiquement aucun effet sur les organismes vivants, mais il devient toxique aux fortes concentrations (Michalk *et al.*, 2007).

▪ **Nickel (Ni)**

Le nickel est un métal lourd, blanc argenté, malléable, ductile et ferromagnétique à température ambiante. Dans la nature le Ni est principalement associé au manganèse et aux oxydes de fer. Ce métal se retrouve sous forme divalente (Ni^{2+}) (Marliere *et al.*, 2002). La plus grande application de Ni est dans la production d'acier inoxydable (Rollin and Quiot, 2006). L'exposition à long terme au Ni et ces composés (organiques et inorganiques) provoque des effets néfastes chez l'homme allant jusqu'aux cancers des voies respiratoires dans le cas d'inhalation (Taulan, 2004). Chez les plantes, les concentrations de Ni supérieures à 50 $\mu\text{g/g}$, entraînent des symptômes de toxicité (Bradl, 2005).

▪ **Plomb (Pb)**

Le Plomb est un métal omniprésent, très répandu dans la croûte terrestre (Ibge, 2002). C'est un métal gris-bleuâtre d'un éclat brillant, il est doux, malléable, ductile, mauvais conducteur d'électricité et très résistant à la corrosion (Bradl, 2005). Il peut être rejeté par des sources naturelles, les volcans et l'érosion du sol (Richardson *et al.*, 2001). Les émissions anthropiques de plomb ont été longtemps dominées par le transport automobile, du fait de la présence de Pb dans l'essence (Li *et al.*, 2012). Les pesticides contenant du plomb ont été interdits aux États-Unis, en Autriche, en Belgique et en Allemagne, mais sont toujours utilisés dans certains pays (Bradl, 2005). L'intoxication par le plomb est un problème environnemental et public majeur (Bradl, 2005).

La plus importante source d'intoxication par le plomb chez les enfants est la peinture à base de plomb (Sta, 1996; Ibge, 2002). Le Pb pénètre dans le corps principalement par contact cutané et par inhalation (Miquel, 2001; Marliere *et al.*, 2002). L'exposition à long terme à des niveaux de plomb même relativement bas ou une exposition à court terme à des niveaux élevés, peuvent affecter gravement la santé humaine (Bradl, 2005). Ainsi, chez les femmes enceintes, cela peut réduire la croissance du fœtus et provoquer une naissance prématurée (Suvarapu and Baek 2017).

▪ **Antimoine (Sb)**

Antimoine est un métal toxique non essentiel à la vie (Zeng *et al.*, 2015). Le Sb peut être associé à des dépôts de minerais non ferreux (Marliere *et al.*, 2002). C'est un métalloïde relativement volatil, sous forme vapeur et suite à un processus de combustion, il se condense sur la matière particulaire en suspension fine (Bisson *et al.*, 2007). Dans l'environnement, le Sb est principalement sous les degrés d'oxydation, Sb (III) et Sb (V), il ne s'oxyde qu'aux

températures élevées (Filella *et al.*, 2002). Le Sb entre avec une teneur de 0,001% dans la composition de l'écorce terrestre (Marliere *et al.*, 2002). C'est un métal omniprésent dans l'environnement en raison des processus naturels et des activités humaines (Filella *et al.*, 2007; Bisson *et al.*, 2007). Nriagu (1989) a estimé que 41% des émissions atmosphériques d'antimoine proviennent de sources naturelles.

Les effets d'une intoxication de Sb par inhalation ou ingestion à travers l'eau et la nourriture portent atteinte aux différents organes quelle que soit la dose pour l'humain et les autres espèces de mammifères (Marliere *et al.*, 2002). L'antimoine n'est pas considéré comme un élément essentiel pour les plantes (Filella *et al.*, 2007). Des études ont montré que l'extraction et la fusion de Sb contaminent le système sol-légume (carotte, oignon, pomme de terre...) et deviennent un risque pour la santé humaine (Hammel *et al.*, 2000; Zeng *et al.*, 2015).

▪ **Zinc (Zn)**

Le zinc est un métal doux blanc bleuâtre, son état d'oxydation dans la nature est Zn^{2+} , il est très soluble dans l'eau, et son taux d'absorption dépend de la taille des particules et de la solubilité (Bradl, 2005). En tant que métal cationique, l'adsorption de Zn augmente avec le pH (Rollin and Quiot, 2006). Cet élément a une grande capacité à s'oxyder dans une atmosphère humide, lui offrant une propriété anticorrosive (Frassinetti *et al.*, 2006). Le zinc est le 24^{ème} élément le plus abondant dans la croûte terrestre avec une moyenne de $70 \mu g g^{-1}$ (Bradl, 2005). Il se trouve naturellement dans les minerais et se présente sous forme de sphalérite (sulfure), smithsonite (carbonate), calamine (silicate), et franklinite (zinc, manganèse, oxyde de fer) (Rollin and Quiot, 2006).

Le Zn est un oligo-élément pour l'homme et les plantes (Marliere *et al.*, 2002). Il est essentiel pour l'homme, plus de 300 enzymes et protéines à Zn ont été identifiés à ce jour (Frassinetti *et al.*, 2006). La carence en Zn résulte d'une insuffisance dans l'apport alimentaire (l'anémie) en particulier pendant les périodes de croissance et de grossesse (Bradl, 2005). Dans les plantes, le Zn catalyse l'oxydation et la synthèse des protéines ainsi que la transformation des glucides, mais si les concentrations de Zn dépassent les $100 \mu g g^{-1}$, les symptômes de phytotoxicité apparaissent (Bradl, 2005).

I.4.1. Origine d'éléments traces métallique dans l'environnement

La majorité des éléments sont présents naturellement à l'état de traces dans le fond géochimique (sols, eaux) (Nriagu, 1989). Ils sont libérés dans l'atmosphère par des sources

d'émission naturelles ou liées aux activités humaines (Bradl, 2005). Deux catégories principales de sources atmosphériques des éléments traces sont distinguées:

▪ **Sources naturelles**

La principale source naturelle des éléments traces métalliques dans l'environnement provient de matériaux de la croûte terrestre altérés et érodés ou par l'activité volcanique (Hoodaji *et al.*, 2012). L'érosion éolienne des matières particulaires du sol, les embruns salés, les feux de forêt, les poussières météoriques, et certaines particules libérées par la végétation (Hoodaji *et al.*, 2012), constituent des sources naturelles des ETMs (Leygonie, 1993; Richardson *et al.*, 2001; Spiegel, 2002) (Tableau 1).

Tableau 1: sources naturelles des ETMs

Sources	ETMs	Références
Les éruptions volcaniques	As, Cd, Cu, Ni, Hg, Pb, Sb, Zn	Nriagu, 1989; Richardson <i>et al.</i> , 2001; Miquel, 2002; Suvarapu and Baek, 2017.
L'érosion de la croûte terrestre	Al, As, Cd, Cr, Fe, Ni, Sb, V, Zn	Richardson <i>et al.</i> , 2001; Suvarapu and Baek, 2017.
Les feux de forêt	Cd, Cu, Pb, Sb, Zn	Nriagu, 1989; Richardson <i>et al.</i> , 2001; Suvarapu and Baek, 2017.
Les émissions biogéniques issues de la végétation	Hg, Mo, As, Cd, Cu, Mn, Pb, Zn	Nriagu, 1989.
Les embruns marins	Cd, Cu, Pb, Hg, Ni, Sb, Zn	Nriagu, 1989; Richardson <i>et al.</i> , 2001.

▪ **Sources anthropogéniques**

De grand progrès ont été accomplis dans la définition des principales sources anthropiques des éléments traces métalliques (Tableau 2). Ces sources d'émissions industrielles et d'émissions des véhicules se trouvent principalement en régions urbaines (Suvarapu and Baek, 2017). Les activités humaines les plus importantes contribuant à l'émission des ETMs dans l'atmosphère sont la combustion de charbon et de pétrole, les activités métallurgiques, la production de ciment, la fabrication du fer et de l'acier, l'incinération des déchets, la production énergétique, le transport et les activités agricoles (Nriagu, 1988; Pacyna and Pacyna, 2001; Bradl, 2005).

Tableau 2: principales sources anthropiques des ETMs

ETMs	Sources anthropiques	Références
Cd	Combustion de charbon, combustibles fossiles, alliages, sidérurgie, métallurgie des métaux ferreux et non ferreux, des batteries Ni/Cd, production des pigments pour (peinture, verres et encres), l'industrie (chimique, bois, papier), l'incinération des déchets et les boues d'épurations.	Pacyna and Pacyna, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005; Bessagnet, 2008; Brignon <i>et al.</i> , 2015.
Co	Métallurgie, alliages, production (papier, céramiques, verres et peintures), exploitation des minerais, l'incinération des déchets, transport.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005
Cr	Alliages, combustion de charbon, combustibles fossiles, exploitation des minerais, métallurgie des ferreux, les fonderies, productions (ciment, textiles, tannages de cuir, verres, bois), colorants, l'incinération des déchets.	Pacyna and Pacyna, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005; Bessagnet, 2008.
Cu	Alliages, les industries (électroniques, toitures, conduites d'eau, pièces de monnaies...), exploitation des minerais, métallurgie des métaux non ferreux, production pharmaceutiques et produits chimiques, l'incinération des déchets, raffinage de pétrole. agriculture (utilisations des engrais).	Pacyna and Pacyna, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005; Bessagnet, 2008.
Fe	Alliages, production d'acier, transport.	Bradl, 2005.
Mn	Alliages, combustion de charbon, combustion de combustibles fossiles, exploitation des minerais, productions (de fer et d'acier, des batteries, catalyseurs, les produits de préservation du bois, feux d'artifice et vernis), l'incinération des déchets, agriculture (alimentation d'animaux et des fongicides).	Pacyna and Pacyna, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005.
Ni	Alliages, combustion de charbon, raffinage du pétrole, combustion d'huiles et de graisses, production (batteries Ni/Cd, catalyseurs, céramiques, verres, pièces de monnaies, prothèses chirurgicales et dentaires).	Pacyna and Pacyna, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005; Bessagnet, 2008; Chen and Lippmann, 2009.
Pb	Transport, alliages, soudure, production (des batteries, céramiques, verres, matière de plastique), métallurgie des métaux non ferreux, colorants, l'incinération des déchets, traitement du minerai.	Pacyna and Pacyna, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005; Suvarapu and Baek 2017.
Sb	Alliages, transport, combustion de combustibles fossiles, combustion de charbon, production pharmaceutiques (contre les maladies parasitaires), l'incinération des déchets.	Pacyna and Pacyna, 2001; Bradl, 2005.
Zn	Alliages, métallurgie des métaux non ferreux, production (ciment, batteries, peintures, plastiques), les flux de soudure et de soudage, production mécaniques, pharmaceutiques et produits chimiques, transport, l'incinération des déchets et les boues d'épurations, agriculture (utilisations des engrais).	Pacyna and Pacyna, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005; Bessagnet, 2008.

Les grandes zones urbaines ne cessent de croître dans le monde, ces zones sont caractérisées par de très fortes densités de population, de consommation d'énergie et d'activités industrielles et de transport (Quoc Ho, 2012).

Des études en Allemagne dans des régions rurales, des agglomérations urbaines et des zones industrielles par Niirnberg et al. (1984), ont identifié que les zones urbaines et industrielles sont chargées des éléments traces beaucoup avec des taux plus élevés, comparées aux régions rurales, dont les niveaux des concentrations des ETMs sont relativement plus faibles ou plutôt constants. Ravindra et al. (2004) ont montré que l'évaluation des risques pour la santé humaine est lié aux éléments traces métalliques dans les zones urbaines.

I.4.2. Émissions atmosphériques à l'échelle mondiale

A l'échelle mondiale, les émissions d'origine anthropique dépassent les émissions d'origines naturelles pour plusieurs éléments traces métalliques comme le plomb, le cadmium, le zinc, l'arsenic et le mercure (Nriagu, 1989). Depuis la fin des années 70, la majorité des émissions anthropiques des éléments traces ont fortement baissé de part la mise en place de diverses politiques de diminution de ces émissions et des techniques de plus en plus performantes de traitement des effluents gazeux (Barre, 2013).

En Europe, les émissions atmosphériques sont en constante diminution au cours de ces dernières années, mais les plus grandes émissions anthropiques d'éléments traces métalliques ont été estimées en Asie à 60% du total des émissions (Shukla *et al.*, 2014), notamment en Chine où les concentrations de Cr, d'As et de Cd étaient supérieures aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (Suvarapu and Baek, 2017). Ces émissions peuvent s'expliquer par la demande croissante d'énergie et l'augmentation de la production industrielle (Pacyna and Pacyna, 2001).

Les concentrations de plomb atmosphérique ont fortement augmenté lors de la révolution industrielle, avec l'introduction des additifs à base de plomb dans l'essence des voitures (Bradl, 2005). Les contributions les plus importantes des différents pays proviennent des pays Européens avec 19%, l'Amérique du nord avec 16% et l'Afrique environ 12% de la totalité des émissions (Pacyna and Pacyna, 2001).

Le transport routier reste la principale source de Pb responsable des rejets atmosphériques, malgré sa réduction et suite aux mesures réglementaires concernant l'interdiction de l'utilisation des additifs plombés dans les essences (Niirnberg *et al.*, 1984; IBGE, 2002; Li *et al.*, 2012). Les éléments traces métalliques peuvent avoir des effets néfastes

sur l'environnement et la santé humaine selon leur biodisponibilité et toxicité dans divers compartiments environnementaux (Pacyna and Pacyna, 2001; Hoodaji *et al.*, 2012).

I.4.3. Émissions atmosphériques en Algérie

En Algérie, les principales sources de pollution atmosphérique sont directement liées à la densité du trafic routier, à cause de l'usage le plus souvent des carburants non conformes aux règles décrétées en matière de protection de l'environnement (Maatoug *et al.*, 2011). Cette pollution affecte la plupart des grandes agglomérations en Algérie (Maizi *et al.*, 2010). Selon le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), le secteur des transports adopte le premier rang en termes d'émissions des polluants atmosphériques avec 51%, suivi de l'industrie avec 47,25% (Site web n°4). Les émissions de Pb atmosphériques en Algérie sont d'origine routières (Rahali, 2002; Boughedaoui *et al.*, 2004; Maatoug *et al.*, 2007, 2010, 2011; Maizi *et al.*, 2010; Lakhdari and Benabdeli, 2012; Omar *et al.*, 2015; Belhadj *et al.*, 2015; Berrayah *et al.*, 2016).

I.5. Transport atmosphérique d'éléments traces métalliques

Le compartiment atmosphérique joue un rôle essentiel dans la dispersion des éléments chimiques sous les différentes formes, gazeuses ou particulaires à travers d'aérosols (Agnan, 2013). La plus part des éléments traces métalliques sont associés à des aérosols (particule solide ou particule liquide) en suspension dans l'atmosphère (Catinon, 2010; Hoodadji *et al.*, 2012). Ces particules de diamètres variables sont transportées avec un temps de résidence plus ou moins long avant de retomber au sol. Se sont d'excellents porteurs de substances peu volatiles nuisibles à l'environnement (Mohapatra and Biswal, 2014).

Leur cycle dans l'environnement peut être résumé en trois phases: émission, transport et dépôt. Ce cycle constitue la première étape de l'accumulation des éléments traces métalliques dans l'atmosphère (Figure 1).

I.5.1. Mécanisme de dépôt atmosphérique

Le dépôt atmosphérique des particules dans les écosystèmes se fait par trois processus: (1) les dépôts humides, par piégeage des précipitations au cours duquel les particules se déposent sous la pluie et la neige, (2) le dépôt sec, et (3) les dépôts occultes, cachés des mesures qui déterminent les dépôts secs et humides, par interception de brouillard et d'eau de nuage (Grantz *et al.*, 2003; Prajapati, 2012).

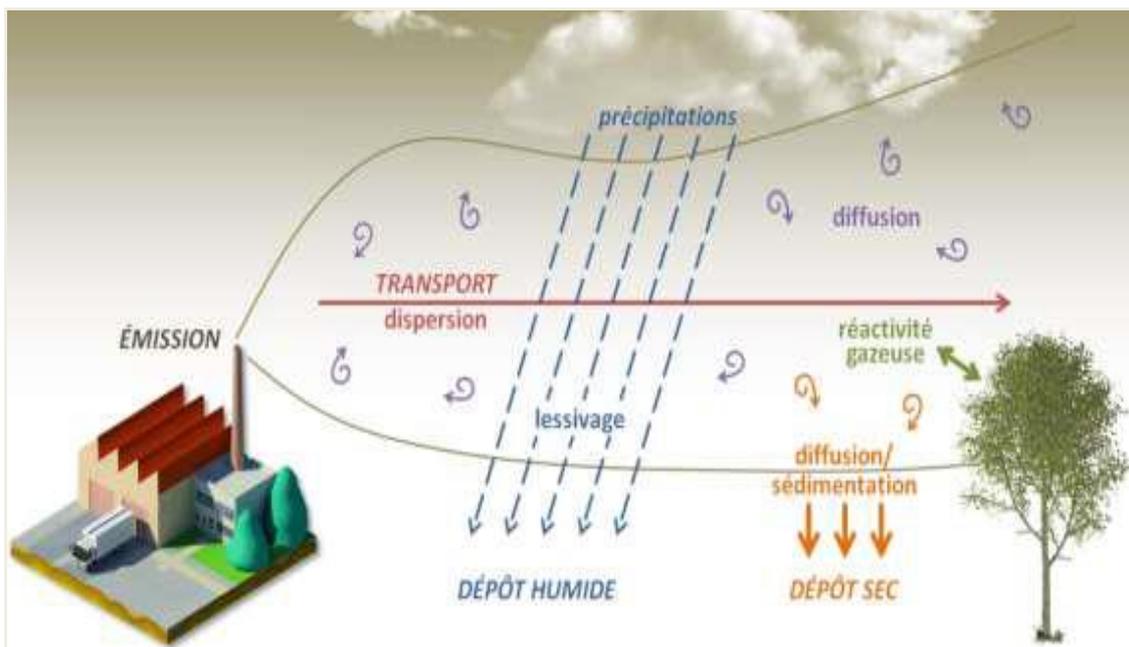


Figure 1: Émission, transport et dépôt des ETMs (Agnan, 2013).

Ce transport constitue la première étape de l'accumulation des éléments traces atmosphériques qui contaminent les eaux et les sols (Leygonie, 1993). Les voies prédominantes, dépendent des éléments traces et des facteurs météorologiques telle que l'intensité et la répartition des pluies (Hoodaji *et al.*, 2012).

• Dépôt sec

Un dépôt sec est dû à la simple vigueur des particules mises en suspension dans l'air qui peuvent jouer un rôle critique dans de nombreux processus ayant un impact sur la vie humaine, soit indirectement sur le climat, soit directement sur la santé (Prospero *et al.*, 1983). Il existe deux catégories de particules; les particules fines dont le diamètre est ($\leq 2,5\mu\text{m}$) et les particules grosses dont le diamètre est ($< 10\mu\text{m}$) (Mohapatra and Biswal, 2014). Les éléments traces métalliques qui se trouvent dans la fraction des particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) ont été cités comme éléments de particules les plus susceptibles d'être toxiques (Chen and Lippmann 2009; Shukla *et al.*, 2014). Ces particules fines et légères sont émises principalement par le trafic routier (Hoodaji *et al.*, 2012). Elles restent plus longtemps dans l'atmosphère, elles sont respirables et peuvent être facilement transportées sur de très longues distances selon les conditions climatiques et topographiques (Grantz *et al.*, 2003). Elles sont généralement éliminées par les précipitations (Mohapatra and Biswal, 2014). Par contre, les

plus grosses particules (PM₁₀) ont un temps de séjour court dans l'atmosphère et elles sont déposées à proximité des sources d'émissions (Catinon, 2010).

▪ **Dépôt humide**

Les dépôts humides sont des dépôts essentiellement dus aux précipitations, à la neige et aux aérosols liquides tels que les brouillards. Les particules d'aérosols humides sont récupérées par deux processus: le piégeage des nuages et l'impaction d'eau de brouillard sur des surfaces naturelles (Barrie and Schemenauer, 1986). Le dépôt humide est efficace pour éliminer certains composés solubles des éléments traces métalliques de l'atmosphère.

Une grande quantité de ces éléments toxiques déposée par voie humide est dissoute dans la pluie atteint le sol et la couverture de végétation sous une forme plus favorable à l'absorption (Niirnberg *et al.*, 1984). De plus, la topographie joue un rôle important sur l'intensité et le type de dépôt provenant de l'atmosphère à travers l'altitude qui accentue la formation de nuage (Fowler *et al.*, 1988).

I.6. Effets des ETMs sur l'environnement et la santé humaine

I.6.1. Effets d'éléments traces métalliques sur l'écosystème

Les dépôts d'origine atmosphérique constituent la plus grande charge de polluants pour les écosystèmes naturels par rapport aux teneurs naturelles du fond géochimique (sols, eaux) (Markert *et al.*, 2003) (Figure 2).

L'exposition à un polluant atmosphérique comme les éléments traces métalliques est connue pour provoquer des effets dommageables, à court ou à long terme, aux systèmes vivants ou inertes. Mais ces effets sont difficiles à mesurer puisqu'ils se produisent sur des systèmes présentant des seuils de vulnérabilité variables (Gombert *et al.*, 2005).

Dans les systèmes aquatiques, la pollution métallique affecte la qualité des eaux de surface et des nappes phréatiques, pouvant aller jusqu'à une limitation de l'utilisation de l'eau (Gombert *et al.*, 2005). Dans les systèmes terrestres, les apports des éléments traces métalliques dans les sols ont progressivement augmenté au cours des dernières décennies en conséquence d'usage agricoles (engrais et pesticides) et d'élimination des boues d'épuration (Spiegel, 2002).

Ces éléments traces qui s'accumulent dans les sols, peuvent modifier la végétation et contaminer les cultures (Niirnberg *et al.*, 1984; Wolterbeek, 2002). Ainsi, la structure de sol (pH) peut être modifiée de façon dramatique par les dépôts des ETMs (Grantz *et al.*, 2003).

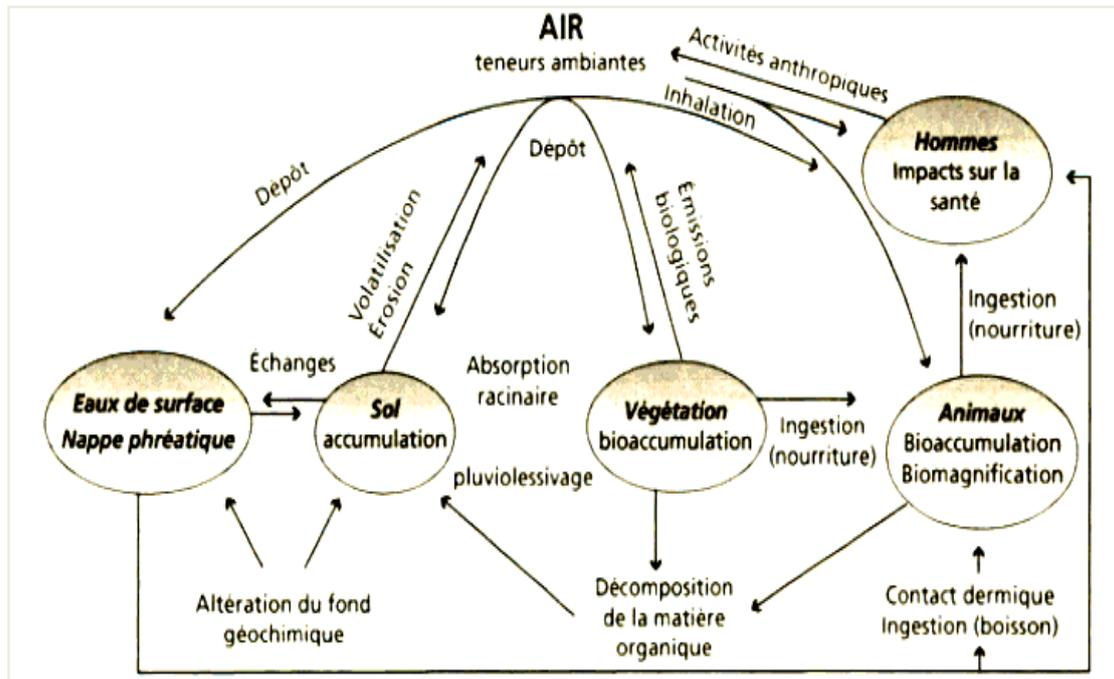


Figure 2: Transfert des éléments traces métalliques dans l'environnement (Gombert *et al.*, 2005)

Les modifications dans le sol peuvent ne pas être observées avant que le polluant ne soit accumulé pendant 10 ans ou plus, sauf dans le cas des zones gravement polluées (autour des zones industrialisées) (Prajapati, 2012). Les exemples les plus communs incluent des carrières de calcaire, des fours à ciment et des fonderies ayant des effets indirects sur les écosystèmes et même capables de détruire la végétation (Grantz *et al.*, 2003). Par exemple la couche de poussière de calcaire en se disposant sur le thalle de lichens peut endommager son appareil photosynthétique (Mohapatra and Biswal, 2014).

I.6.2. Effets des éléments traces métalliques sur la végétation

La pollution atmosphérique est un problème de longue date et ses effets néfastes sur la végétation sont bien connus. Un grand nombre des constituants des atmosphères polluées ont des effets néfastes sur les plantes (Darley, 1960). Les effets toxiques des éléments traces métalliques dépendent de leurs doses et de leurs natures chimiques. Ces effets sont multiples chez les végétaux et se traduisent par une diminution de la reproduction, de la croissance, de la productivité et de la biodiversité (Wright and Welbourn, 2002, *in* Gombert *et al.*, 2005).

D'une manière générale, tous les végétaux sont des accumulateurs d'éléments traces métalliques, qu'ils soient aquatiques (algues) ou terrestres (lichens, champignons, mousses, végétaux supérieurs...). Premier maillon des chaînes alimentaires, les végétaux sont le point de départ du transfert des ETMs dans cette chaîne et peuvent ensuite se concentrer de manière parfois importante dans les niveaux trophiques supérieurs (bioamplification) (Gombert *et al.*, 2005).

Les particules métalliques atmosphériques par leur composition chimique et leur activité, peuvent entraîner des réponses phytotoxiques très différentes (Mohapatra and Biswal, 2014), causer des dégradations, diminuer la photosynthèse et provoquer la chute prématurée des feuilles (Darley, 1960). Une voie plus probable d'absorption métabolique et d'impact sur la végétation et les écosystèmes passe par la rhizosphère (Grantz *et al.*, 2003; Prajapati, 2012). Les organismes de la rhizosphère jouent un rôle crucial dans la création de substances chimiques et les transformations biologiques, la décomposition de la matière organique et la mise à disposition de minéraux inorganiques pour l'absorption par les plantes (Wall and Moore, 1999). Ces effets indirects des particules sur l'écosystème sont généralement chroniques et se manifestent avec le temps (Prajapati, 2012).

Les dépôts directs sur le sol peuvent influencer le cycle des nutriments et avoir des impacts sur les microorganismes de la rhizosphère et inhibent l'absorption des nutriments par les plantes (Grantz *et al.*, 2003). Les lichens et mousses épiphytes, en raison de leur dépendance nutritionnelle et de leur contact continu avec les dépôts de particules, sont menacés (Mohapatra and Biswal, 2014).

Les pluies acides atteignent de manière significative l'environnement, même si les éléments traces métalliques sont déposés en permanence en faibles taux, ces ETMs s'accumulent dans l'environnement et poseront un risque majeur croissant pour l'environnement et la santé humaine sur une longue période (Hoodaji *et al.*, 2012).

I.6.3. Effets d'éléments traces métalliques sur la santé

La pollution métallique a été un problème de santé publique depuis plusieurs décennies. Les humains et les environnements sont continuellement exposés aux éléments traces métalliques via des processus naturels et anthropiques. Cette exposition aux éléments est associée à des effets néfastes sur la santé humaine (Nriagu, 1988; Heal *et al.*, 2012).

Des événements tragiques de la pollution atmosphérique ont causé des morbidités et des mortalités excessives. Par exemple aux États-Unis en 1948, environ 10% de la population de (Donora) était gravement affectée par les émissions de combustion industrielle. Un autre événement atmosphérique en Angleterre en 1952, par le dioxyde de soufre (SO₂) et les particules métallique, causant 3000 à 4000 décès (Sta, 1996).

La plupart des éléments métalliques sont indispensables en faible dose à la vie dans le processus biologique (oligoéléments), c'est le cas du Zn, Cu, Co, Mn, Cr, Ni, V et le Fe. Malgré ces fonctions indispensables, ces mêmes éléments peuvent provoquer des effets toxiques pour la santé, s'ils dépassent le niveau naturel toléré (Tableau 3).

D'autres éléments ne sont pas nécessaires à la vie et sont préjudiciables comme l'As, Pb, Hg, Cd et Sb. Certains d'entre eux présentent une véritable toxicité pour l'homme, entraînant notamment des lésions neurologiques plus ou moins graves (Miquel, 2001; Spiegel, 2002; Marliere *et al.*, 2002; Taulan, 2004). Les éléments traces qui ont été classés comme cancérigènes par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) sont le Pb, Ni, As, Cu et le Cd (Suvarapu and Baek, 2017).

Les éléments traces métalliques ont une toxicité variable, selon leur nature, la dose, la durée de l'exposition (Suvarapu and Baek, 2017), et leur mode de pénétration (ingestion, respiration, contact avec la peau) dans l'organisme (Gombert *et al.*, 2005). Cette toxicité entraîne des pathologies aiguës ou chroniques (Inrs, 2012). Ces effets toxiques à court et/ou à long terme peuvent entraîner progressivement des perturbations plus graves dans le fonctionnement normal des systèmes d'organes (Marliere *et al.*, 2002).

Les ETM_S sont la forme la plus mortelle des polluants atmosphériques en raison de leur capacité à pénétrer profondément dans les poumons et les flux sanguins non filtrés (Mohapatra and Biswal, 2014). Ils peuvent aggraver des maladies respiratoires chroniques et des maladies cardiovasculaires, altérer les défenses immunitaires, endommager le tissu pulmonaire, contribuer au cancer et entraîner des décès prématurés (Bernard *et al.*, 2001). Par exemple les émissions de Pb restent un problème de santé publique important en raison d'effets neurologiques bien établis sur les enfants (Bernard *et al.*, 2001).

Dans la littérature actuelle, les études épidémiologiques comprennent progressivement des évaluations des relations possibles entre les effets sur la santé et les concentrations élémentaires dans les particules (Wolterbeek, 2002). Chaque année, les effets de la pollution atmosphérique sur la santé publique sont en train d'évoluer en Algérie (Maatoug *et al.*, 2011).

Tableau 3: principaux effets des ETMs sur la santé

ETMs	Organes cibles	Symptômes de l'intoxication	Références
Cd	l'appareil digestif, rein, os, foie, tissus oculaires et poumons.	Destruction des érythrocytes, rhinite, emphysème, conjonctivite, déformations osseuses, bronchite chronique, hypertension, ostéomalacie, troubles (digestifs, et rénaux) et cancérogène (cancer du pancréas).	Schwartz and Reis, 2000; Miquel, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; IBGE, 2002; Taulan, 2004; Bradl, 2005; Satarug <i>et al.</i> , 2010.
Cr	Embryons et les fœtus, l'appareil respiratoire tube gastro-intestinal, foie, reins, glande thyroïde et os.	Bronchite, pneumonie, allergène cutané, gastro-intestinaux, l'irritation des (muqueuses, respiratoires) et cancérogène.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005.
Co	Goîtres, sang, vaisseaux sanguins, foie, reins, gorge et le tube gastro-intestinal.	Coagulation du sang, des lésions cardiaques, une fibrose pulmonaire, troubles du système nerveux, perte de poids, l'anémie, hypertension et cancérogène.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005.
Cu	membranes nasales, rein et le foie.	Vomissements, anémie, troubles (osseux, cardiovasculaires et système nerveux), Insuffisance rénale, lésion des muqueuses et respiratoires.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Taulan, 2004; Bradl, 2005.
Fe	l'appareil digestif et la peau.	Troubles digestifs, lésions du rein, irritation (peau et muqueuses).	Inrs, 2012.
Mn	l'appareil respiratoire et les voies reproductives.	maux de tête, anorexie, somnolence, insomnies, la maladie de Parkinson et les symptômes neurologiques.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005.
Ni	L'appareil respiratoire, peau, rein, cœur et le foie.	Allergies de peau, hépatique, asthme, anémie. troubles (respiratoires et digestifs), rhinite chronique cardiovasculaire, et cancérogène.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Taulan, 2004; Bradl, 2005; Chen and Lippmann, 2009.
Pb	L'appareil respiratoire, gencive des dents, tissus, fœtus, foie, rate, sang, reins, moelle osseuse, et os.	Perturbation de la croissance (chez l'enfant), fatigue persistante, l'irritabilité, anémie, des maux (d'estomac et tête), l'insomnie, troubles (neurologiques et rénaux), saturnisme, hypertension, crises d'épilepsie et cancérogène.	Sta, 1996; Miquel, 2001; Marliere <i>et al.</i> , 2002; IBGE, 2002; Taulan, 2004; Bradl, 2005.
Sb	L'appareil (respiratoire et digestif), reins, foie, cœur et la peau	Toux, bronchite, troubles (cardio-vasculaires et gastro-intestinaux), lésions (hépatiques, rénales et nerveuses), rhinite, et cancérogène.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Zeng <i>et al.</i> , 2015.
Zn	L'appareil (respiratoire et digestif).	Fièvre, fatigue, frissons, irritation des muqueuses, gastro-intestinales, dermatite, anémie et le cholestérol.	Marliere <i>et al.</i> , 2002; Bradl, 2005.

I.7. Pollution azotée

L'azote naturel (N) est le constituant dominant de l'atmosphère (78% en masse) (Garrec and Van Haluwyn, 2002), cependant, les additions de composés azotés anthropogéniques (NO_3 , NH_4 et NH_3) constituent l'une des principales classes de polluants atmosphériques importants pour la santé humaine et l'environnement (Krupa, 2003). Parmi les principales sources d'azote atmosphérique les océans sont proposés comme une source probable (Tozer *et al.*, 2005), la volatilisation à partir de déchets animaux et d'engrais synthétiques, la combustion de biomasse (les incendies de forêt), les cultures agricoles et les émissions d'origine humaine (Bouwman *et al.*, 1997). Les lichens accumulent des niveaux élevés de composés azotés par l'effet des sources naturelles et anthropiques de l'azote dans l'atmosphère. La nutrition est assurée par les dérivés azotés qui peuvent se déposer sur la surface du thalle par l'intermédiaire des dépôts secs et humides (Nieboer *et al.*, 1978).

I.8. Surveillance de la pollution atmosphérique et la mesure des ETMs

Le degré et l'étendue des modifications environnementales ont donné une pertinence à la détection et à la compréhension de ces modifications qui ont changé les cycles biogéochimiques globaux des éléments traces métalliques et d'autres polluants (Hoodaji *et al.*, 2012).

La surveillance des éléments traces atmosphériques de sources anthropiques est un problème complexe (Sloof, 1993; Cuny *et al.*, 2009; 2012). Cette complication est due à diverse raisons: le grand nombre de substances potentiellement dangereuses, la difficulté d'estimer la biodisponibilité et la grande variation spatio-temporelle des phénomènes de pollution (Nimis *et al.*, 2000; Wolterbeek, 2002).

Afin de suivre la pollution atmosphérique avec la mesure des éléments traces métalliques directement dans l'atmosphère ou dans le dépôt (sec et humide), des modèles ont été construits décrivant la propagation des polluants et utilisant un moyen simple et moins coûteux. Il s'agit de la surveillance biologique ou la bio-surveillance (ensemble de méthodes fondées sur l'observation des altérations fonctionnelles d'êtres vivants) (Markert *et al.*, 2003; Cuny *et al.*, 2008).

II. Bio-surveillance de la Qualité de l’Air

Les termes « qualité de l'air » et « pollution de l'air » ont un sens différent. La qualité de l'air fait référence aux effets de différents polluants sur une variété de sujets, y compris l'homme, les animaux, les plantes et même les substrats inorganiques tels que les monuments (Nimis *et al.*, 1991). Alors que la pollution atmosphérique est définie en termes de concentration de polluants dans l'atmosphère (Garty, 2001).

En général, la bio-surveillance de la qualité de l’air représente une capacité élevée pour une meilleure compréhension du fonctionnement de l'écosystème et pour détecter et démontrer les effets sur la végétation dans des écosystèmes particuliers tels que les écosystèmes urbains, agronomiques et naturels et ainsi sensibiliser les humains aux effets de la pollution atmosphérique (De Temmerman *et al.*, 2004; Markert *et al.*, 2003).

II.1. Approches de surveillance de la pollution atmosphérique

Des méthodes physiques et chimiques ainsi que des méthodes biologiques sont disponibles pour le suivi et la surveillance des polluants atmosphériques et leurs effets possibles sur les récepteurs de notre environnement (De Temmerman *et al.*, 2004).

La mesure physico-chimique des niveaux de la pollution de l'air est une méthode objective et précise (Darley, 1960; Mulgrew and Williams, 2000). Cependant, ces méthodes physico-chimiques ne fournissent pas des informations suffisantes sur les risques associés à une exposition sur l'organisme (Mulgrew and Williams, 2000) quelles que soient les évolutions technologiques des systèmes de métrologie utilisés (Van Haluwyn *et al.*, 2011). En outre les équipements d'analyse en laboratoire sont généralement conçus pour mesurer un nombre limité de polluants (Seaward, 1995). L'utilisation de ces équipements techniques est peu répandue pour des raisons économiques: les mesures orientées vers le récepteur nécessitent un équipement et une main-d'œuvre tous deux coûteux. En plus des coûts élevés, ces technologies ne sont pas suffisamment sensibles, ainsi il n'est pas possible d'installer du matériel instrumental à tous les endroits nécessaires pour effectuer des mesures adéquates (Sloof, 1993; Wolterbeek, 2002).

C'est ici que les méthodes biologiques entrent en jeu et permettent d'évaluer directement le risque d'une exposition car les données biologiques peuvent être utilisées pour estimer l'impact environnemental et l'impact potentiel sur d'autres organismes (Mulgrew and Williams, 2000).

La surveillance biologique ou la bio-surveillance est généralement moins coûteuse que les autres méthodes, elle peut être considérée comme une méthode complémentaire aux méthodes physico-chimiques atmosphériques (Garrec and Van Haluwyn, 2002; Wolterbeek *et al.*, 2003; Occelli *et al.*, 2013) ou comme une méthode alternative pour les études détaillées à la surveillance de vastes zones, à long terme, sans déployer des équipements sophistiqués (Garty, 2001). En se basant sur des organismes vivants, la bio-surveillance est considérée comme un outil servant à évaluer les concentrations d'éléments traces métalliques dans les aérosols et les dépôts atmosphériques (Wolterbeek, 2002) pour mettre en évidence la pollution de l'environnement (Cuny *et al.*, 2008).

II.2. La bio-surveillance

La bio-surveillance peut être définie comme l'utilisation des propriétés d'un organisme ou d'une partie d'organisme, pour obtenir des informations sur une certaine partie de la biosphère (Sloof, 1993).

Dans le cadre des études de surveillance de l'environnement, il existe une variation considérable dans l'utilisation des termes bio-indicateurs et bio-moniteurs: les bio-indicateurs reflètent des organismes (ou des parties d'organismes ou des communautés d'organismes) contenant des informations sur la qualité de l'environnement (ou une partie de l'environnement). Les bio-moniteurs sont des organismes (ou des parties d'organismes ou des communautés d'organismes) fournissant des informations sur les aspects quantitatifs de la qualité de l'environnement (Wittig, 1993; Markert *et al.*, 1997; 2003). La différenciation est claire entre la bio-indication et la bio-surveillance en utilisant l'approche qualitative / quantitative des éléments traces dans l'environnement, ce qui rend les bio-indicateurs directement comparables aux systèmes de mesure physico-chimiques (Markert *et al.*, 2003; Markert, 2007).

Garrec et Van Haluwyn (2002) ont défini la bio-surveillance comme étant « l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution ».

L'avantage de la bio-surveillance est principalement lié à la présence permanente et commune de l'organisme sur le terrain, à la facilité d'échantillonnage, même dans les zones isolées, le degré d'accumulation d'éléments traces, l'absence de tout équipement technique coûteux (Sloof, 1993; Wolterbeek, 2002; Wolterbeek *et al.*, 2003).

La bio-surveillance peut être un outil d'aide à la décision dans le cadre de politiques environnementales. Elle a eut sa place dans certains outils de planification issus de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie tels que les Plans Régionaux de la Qualité de l'Air (PRQA) (Cuny, 2012). La mise en place d'une normalisation européenne a été publiée en 2008 par une commission de bio-surveillance de la qualité de l'air, créée en 2005 (Van Haluwyn, 2009).

II.2.1. La bio-surveillance en Algérie

Le réseau de surveillance de l'air est généralement très limité dans les pays en voie de développement et dans de nombreux cas inexistant car la surveillance physico-chimique nécessite l'utilisation d'un équipement coûteux et d'un personnel qualifié (De Temmerman *et al.*, 2001).

En Algérie, la surveillance de la pollution atmosphérique est difficile à établir en raison de l'absence du système de contrôle des émissions dans l'atmosphère. Il n'y a généralement qu'un réseau de surveillance de l'air très limité dans certaines villes d'Algérie en particulier la ville d'Alger (Maatoug *et al.*, 2011).

Cette contrainte a permis d'utiliser les organismes vivants dans la surveillance des polluants atmosphériques par la bio-surveillance comme technique de base (Semadi and Tahar, 1995; Maatoug *et al.*, 2012). A partir des nombreux travaux scientifiques réalisés en Algérie, l'utilisation de la bio-surveillance est devenue un complément séduisant des méthodes classiques de mesure de la qualité de l'air, qui est très utile dans les agglomérations urbaines telles que (Alger, Annaba...) pour identifier et quantifier la pollution atmosphérique au sein d'organismes sensibles (Maatoug *et al.*, 2012; Belhadj *et al.*, 2015).

II.2.2. Concepts en bio-surveillance

En général, on distingue deux principes de bio-surveillance:

II.2.2.1. La bio-surveillance sensible

Elle utilise des organismes répondant au stress causé par la pollution (Benard *et al.*, 2004). En fonction des différents niveaux des réactions des organismes, la mesure de cette sensibilité a été distinguée sur trois concepts:

▪ **Bio-intégrateur**

Le bio-intégrateur se situe au niveau des variations des communautés, populations et groupes d'espèces. Ces variations concernent les modifications de compositions spécifiques, présence ou abondance d'espèces (Cuny, 2012). Actuellement ce concept est notamment utilisé pour l'étude des changements d'aires de répartition ou de disparition d'espèces dus au changement climatique (Cuny *et al.*, 2008).

▪ **Bio-marqueur**

Le bio-marqueur est un paramètre biologique mesurable au niveau sous-organisationnel (génétique, enzymatique, physiologique, morphologique) dans lesquels les changements structurels ou fonctionnels indiquent des influences environnementales en général et une action particulière en termes qualitatifs ou quantitatifs (Garrec and Van Haluwyn, 2002; Markert, 2007). Le bio-marqueur peut être utilisé comme bio-test (essai biologique), qui décrit une analyse toxicologique systématique (Markert, 2007) afin d'évaluer un état de santé et un stress particulier ou général (Van Haluwyn *et al.*, 2011).

▪ **Bio-indicateur**

Le bio-indicateur se traduit par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques (croissance et reproduction) visibles d'un organisme au niveau individuel exposé à un polluant (Van Haluwyn *et al.*, 2011). Par exemple, l'apparition de nécroses sur des plantes de tabac exposées à l'ozone (Saitanis and Karandinos, 2001).

II.2.2.2. Bio-surveillance par accumulation

Elle utilise des organismes ayant une capacité d'accumuler les différents polluants atmosphériques au sein de leurs tissus (bio-accumulateurs) suite à des mécanismes de transfert et d'accumulation (Rzepka and Cuny, 2008; Cuny, 2012). C'est une méthode qui permet d'étudier l'imprégnation de l'environnement par les polluants et de suivre l'évolution spatiale et temporelle de cette imprégnation (Van Haluwyn *et al.*, 2011). Ces concepts s'articulent selon les niveaux d'organisation biologique et doivent montrer que la bio-surveillance est liée par principe aux effets des polluants sur les organismes et sur les écosystèmes (Cuny, 2012).

II.2.3. Méthodes d'échantillonnage de la bio-surveillance

La bio-surveillance des éléments traces métalliques, utilisant différents matériaux et méthodes d'échantillonnage, peut être divisée en deux groupes: active et passive (Tableau 4).

Les facteurs à prendre en compte dans le choix de la méthodologie comprennent les finances et les ressources, la précision souhaitée des résultats, les échelles de temps de l'étude, la taille de la zone d'étude, l'étendue et le type de pollution (Mulgrew and Williams, 2000).

Tableau 4: méthodes de bio-surveillance des ETMs (Gailey and Lloyd, 1993).

Bio-surveillance passive échantillonnage indigène (in situ)	Bio-surveillance active (transplant)
Les résultats de pollution peuvent être obtenus en quelques jours.	Les résultats dépendent du temps d'exposition des transplants sont plus longs.
Les résultats nous renseignent sur la pollution des années précédentes.	Les résultats illustrent la pollution pendant la période d'exposition.
Les niveaux d'accumulation sont généralement supérieurs aux niveaux détectables en raison d'une durée d'exposition plus longue.	Les concentrations accumulées peuvent être indétectables sur une période d'exposition plus courte.
Faible surveillance et peu de risque de dégradation.	Risque potentiel de dégradation.
Coûts liés aux transports vers les sites de prélèvement et aux analyses chimiques.	Les coûts supplémentaires liés aux matériaux et au temps de préparation des transplants avant l'exposition.
Manque potentiel d'échantillons indigènes.	La densité des points de prélèvement, le nombre de transplants et les conditions d'étude sont contrôlés.
Les taux de dépôt de pollution sont difficiles à estimer.	Les taux de dépôt sont calculés à partir du temps d'exposition contrôlé.
Les concentrations de métaux reflètent les influences d'autres facteurs tels que l'âge de la plante, la teneur en métal du substrat et la contamination locale.	Les concentrations de polluants dans les plantes peuvent être plus directement liées à la pollution atmosphérique.
Les plantes peuvent être stressées ou subir des modifications morphologiques et physiologiques, qui affectent l'absorption, par l'exposition à long terme à certains polluants.	Les plantes proviennent d'environnements relativement non pollués.

II.2.3.1. Bio-surveillance active

La bio-surveillance active enferme l'exposition d'espèces bien définies dans des conditions contrôlées (Čeburnis and Valiulis, 1999) et peut être divisée en méthodes de transplantation et tests de laboratoire (Hoodaji *et al.*, 2012). Dans la procédure de transplantation, les organismes appropriés principalement les mousses et les lichens sont transportés des zones non polluées vers le site pollué considéré.

Le temps d'exposition est donc bien défini (Čeburnis and Valiulis, 1999). Cette technique initialement mise au point par Brodo (1961) est généralement appliquée pour tester les effets des polluants sur des bio-moniteurs sensibles. La technique de transplantation est très appropriée aux réseaux de surveillance car l'influence des variables de confusion (structure du sol, éléments nutritifs, arrosage, environnement) peut être en grande partie exclue (De Temmerman *et al.*, 2004). Cependant la reproductibilité de cette technique ne semble pas très acceptable pour des paramètres tels que la concentration de l'air et le taux de dépôt (Čeburnis and Valiulis, 1999).

II.2.3.2. Bio-surveillance passive

La bio-surveillance passive fait référence à l'observation ou à la surveillance d'analyse chimique des plantes indigènes qui proviennent de sites naturels in situ (Čeburnis and Valiulis, 1999). Ces plantes sont influencées par la pollution atmosphérique directement ou indirectement (par l'absorption du sol) au cours d'une longue période (De Temmerman *et al.*, 2004). En général, la méthode de bio-surveillance passive présente un inconvénient majeur: tous les processus et toutes les sources agissent en même temps et il n'est pas possible de les séparer et d'en rechercher un en particulier (Čeburnis and Valiulis, 1999). Dans cette méthode passive, les espèces (sensibles / non sensibles) doivent être facilement identifiables sur le terrain, largement répandues, facilement échantillonnées et cela tout au long de l'année pour permettre des suivis temporels (Cuny, 2012).

II.2.4. Intérêts de la bio-surveillance de la qualité de l'air

La bio-surveillance présente l'avantage de pouvoir assurer les données physiques et chimiques par des données physiologiques (Garty, 2001). En général, un bon indicateur d'accumulation de polluants atmosphériques doit répondre à certaines exigences:

1. Un mode de collecte facile, rapide, fiable et peu coûteux (Sloof, 1993; Seaward, 1995; Conti and Cecchetti, 2001; Garrec and Van Haluwyn, 2002; Maatoug *et al.*, 2011);
2. Accumuler les polluants de l'air de la même manière et au même degré dans différentes conditions (Wittig, 1993, Conti and Cecchetti, 2001);
3. Les polluants devraient être facilement mesurés et les mesures devraient fournir des informations sur le niveau de dépôt de polluants (Sloof, 1993; Poikolainen, 2004; Hoodaji *et al.*, 2012);
4. Ils devraient également indiquer les limites de risque causées par l'augmentation des niveaux de polluants (Poikolainen, 2004; Hoodaji *et al.*, 2012);

5. Le bio-moniteur doit être tolérant aux polluants aux niveaux appropriés (Sloof, 1993); Fourniture d'informations biologiques avec des aspects de sensibilisation (Garrec and Van Haluwyn, 2002);
6. La présence permanente et suffisante de l'organisme sur le terrain pour être disponible pour la collecte tout au long de l'année dans la même zone (Sloof, 1993; Conti and Cecchetti, 2001; Wolterbeek, 2002; Poikolainen, 2004; Hoodaji *et al.*, 2012);
7. Son utilisation devrait être basée sur des techniques d'analyse standard (Sloof, 1993; Poikolainen, 2004; Hoodaji *et al.*, 2012);
8. L'organisme ne doit pas absorber des quantités importantes d'éléments provenant de sources autres qu'atmosphérique (Sloof, 1993);
9. Afin de déterminer l'état de l'écosystème par rapport au polluant étudié, l'état de l'écosystème dans la zone de fond devrait également être connu (Seaward 1995);
10. Le niveau de fond est généralement considéré comme le niveau «naturel» auquel les émissions ont un effet aussi faible que possible (Conti and Cecchetti, 2001);
11. Le niveau de fond des différents polluants varie selon les espèces végétales (Poikolainen, 2004; Hoodaji *et al.*, 2012) et les espèces devraient avoir de faibles concentrations de fond (Sloof, 1993);
12. Possibilité de réaliser des cartographies: localisation et niveau de la pollution (Garrec and Van Haluwyn, 2002).

Des bio-moniteurs adaptés, répondant à toutes les exigences, assurent une surveillance continue et même une surveillance rétrospective de la pollution atmosphérique possible à des coûts relativement bas (Sloof, 1993).

II.3. Bio-surveillance végétale et fongique de la qualité de l'air

Avec le début de l'ère industrielle et l'augmentation des émissions, il est devenu évident que les organismes sont non seulement capables d'indiquer les caractéristiques naturelles d'un lieu, mais fournissent des informations qualitatives et quantitatives sur les modifications de l'environnement causées par l'homme (Markert *et al.*, 1997).

En 1860, des conclusions ont été déjà tirées sur la pollution atmosphérique à partir de la composition spécifique des lichens présents naturellement au Luxembourg (Nylander, 1866). Des dégâts dus à l'oxydant ont été découverts pour la première fois à Los Angeles, aux États-Unis, en 1944, bien que la nature du polluant ne soit pas connue à l'époque, on savait que les dégâts étaient dus à la pollution de l'atmosphère mais non au dioxyde de soufre,

ammoniac ou autres polluants. En 1950, des dommages typiques dus à l'oxydant étaient signalés à San Francisco (Darley, 1960).

La bio-surveillance végétale et fongique de la qualité de l'air est apparue à la fin du XIXe siècle, avec l'utilisation des lichens épiphytes à Paris et ses environs notamment par Nylander (1866) qui les avait qualifiés à l'époque d'hygiomètres de l'air (Van Haluwyn and Lerond, 1993; Cuny *et al.*, 2008). La disparition des lichens épiphytes est liée à une mauvaise qualité de l'air (Van Haluwyn and Lerond, 1993). C'est à la fin des années 1950 que l'idée d'utiliser des végétaux supérieurs pour la bio-surveillance de la qualité de l'air était née (Cuny, 2012).

Des indicateurs biologiques ont été utilisés pour la première fois en 1958 dans le bassin de Los Angeles, aux États-Unis (De Temmerman *et al.*, 2004), mais c'est au cours des années 1970 que les méthodes se sont principalement focalisées sur les effets du dioxyde de soufre en Angleterre (Hawksworth and Rose, 1970). Paulson (1919) a estimé que les lichens épiphytes étaient probablement endommagés par le dioxyde de soufre (SO₂) qui, associé à l'eau de pluie, formait un acide qui coulait sur le long des troncs (Hawksworth, 1971).

La bio-surveillance végétale et fongique de la qualité de l'air est une méthode opérationnelle (Van Haluwyn, 2009) qui a fait ses preuves dans de nombreux domaines d'application et apporte des informations fondamentales sur les impacts de la qualité de l'air (Cuny, 2012). C'est une discipline, intégrée à l'écotoxicologie (Cuny *et al.*, 2008) et est capable d'évaluer des effets biologiques d'une altération de l'environnement (Van Haluwyn *et al.*, 2011).

Les différents objectifs principaux des études de bio-surveillance végétale sont le suivi des distributions spatiales et temporelles des effets des polluants, le suivi de sources ponctuelles, la participation à des études d'évaluation des risques sanitaires, l'information du grand public et l'aide à la décision dans les politiques publiques (Cuny, 2012).

Il existe une variété de plantes pouvant être utilisées pour surveiller un certain nombre de polluants atmosphériques, non seulement en termes de nature, mais également pour indiquer la concentration (Darley, 1960). Les plantes montrent une réponse intégrée à la contamination et à d'autres facteurs environnementaux (Mulgrew and Williams, 2000; De Temmerman *et al.*, 2004).

II.3.1. Bio-surveillance des ETMs atmosphérique

La surveillance biologique par les plantes est une méthode efficace et peu coûteuse d'estimation des niveaux de polluants atmosphériques et de leur impact sur les récepteurs biologiques (Mulgrew and Williams, 2000).

Les plantes, les champignons et les bactéries ont été largement utilisés comme bio-indicateurs et bio-moniteurs dans les études sur la pollution atmosphérique par les éléments traces métalliques au cours des dernières décennies (Wolterbeek *et al.*, 2003). Par leurs exigences très spécifiques en matière de ressources environnementales (Seaward, 1995), ils peuvent être utilement utilisés pour évaluer l'absorption et l'enrichissement des polluants atmosphériques dans le biote (Mulgrew and Williams, 2000; Etim *et al.*, 2015) (Figure 3). Certaines espèces végétales sensibles à des polluants spécifiques ou à des mélanges de polluants sont susceptibles d'être utilisées pour surveiller les effets des polluants atmosphériques en tant que plantes bio-indicatrices (De Temmerman *et al.*, 2004).

Les conditions préalables, à la détermination quantitative de la pollution atmosphérique en éléments traces métalliques à l'aide des plantes, sont le choix des espèces végétales. Ces conditions varient d'une espèce à l'autre (Seaward, 1995), appropriées sur les effets de la variation génétique et du microclimat (Conti & Cecchetti, 2001), sur l'efficacité d'accumulation des plantes à surveiller et sur l'estimation du temps d'accumulation (Čeburnis and Valiulis, 1999).

Leur diversité offre un large éventail d'organismes utilisables tels que les bryophytes, les lichens, les plantes supérieures (plantes herbacées, feuilles et écorces des arbres...) qui sont employés spécifiquement ou non pour détecter un grand nombre de polluants (Benard *et al.*, 2004) et surveiller la pollution atmosphérique (Etim *et al.*, 2015).

II.3.1.1. Bio-surveillance de la qualité de l'air à l'aide des mousses

Les mousses font partie des bryophytes (Rzepka and Cuny, 2008). Elles peuvent indiquer la présence d'éléments et leurs gradients de concentration (Mulgrew and Williams, 2000). L'utilisation de mousses comme bio-moniteurs pour le dépôt atmosphérique des ETMs a été rapportée dans un grand nombre d'études (Čeburnis and Valiulis, 1999) pour plusieurs raisons: les facteurs naturels associés aux propriétés morphologiques et physiologiques des mousses et au site de leur croissance (Poikolainen, 2004). En outre la plupart d'entre elles sont persistantes et ont une capacité à accumuler des éléments à des concentrations très élevées (Mulgrew and Williams, 2000).

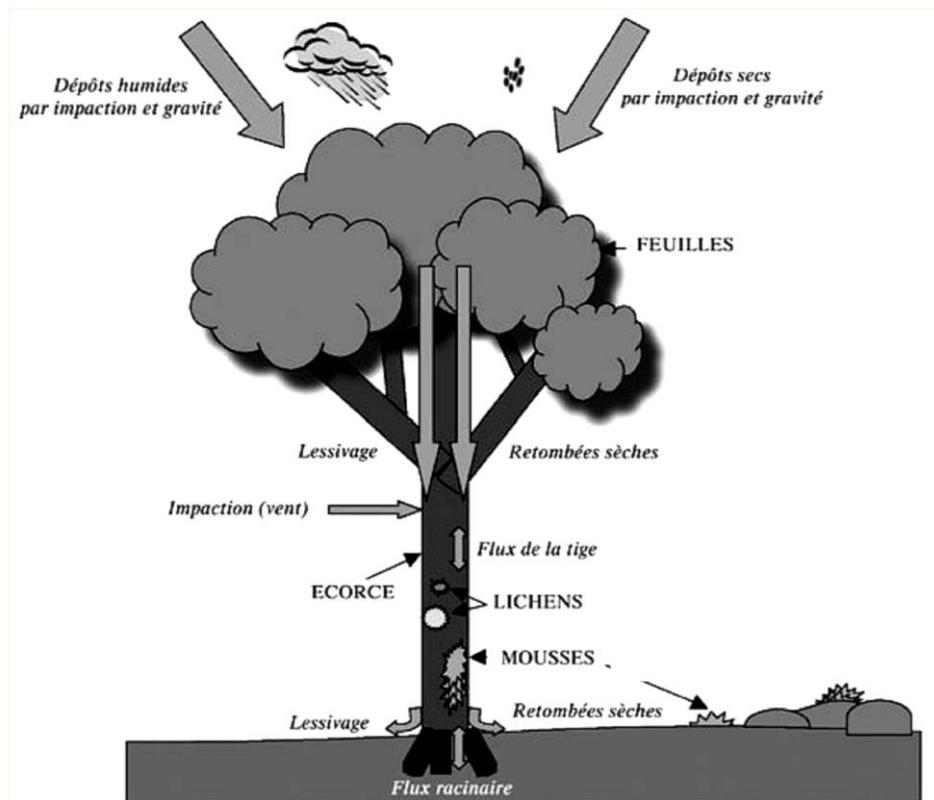


Figure 3: utilisation de différents bio-indicateurs dans la bio-surveillance des ETMs atmosphériques (Bargagli, 1998, in Rzepka and Cuny, 2008).

Les mousses utilisent une technique favorable à l'estimation des modifications temporelles et spatiales à long terme des éléments métalliques (Čeburnis and Valiulis, 1999). Elles sont particulièrement résistantes à cet usage (Rzepka and Cuny, 2008) car elles reçoivent les nutriments directement de l'atmosphère et retiennent efficacement un certain nombre d'éléments (Čeburnis and Valiulis, 1999).

II.3.1.2. Bio-surveillance de la qualité de l'air à l'aide des végétaux supérieurs

Les arbres sont l'un des puits biologiques typiques pour les particules en suspension dans l'atmosphère en raison de son exposition constante à l'environnement (Suzuki, 2006). L'écorce des arbres et les couches les plus externes du tronc ont été utilisées pour évaluer la contamination par les éléments traces métalliques (Ademoroti, 1986) de leurs capacités d'adsorption et d'accumulation des polluants atmosphériques. Ce sont donc des indicateurs appropriés dans les zones urbaines et industrielles (Poikolainen, 2004; Etim *et al.*, 2015). Les capacités d'accumulation sont variées en fonction de l'espèce d'arbre, l'épaisseur, la porosité, la rugosité (Rzepka and Cuny, 2008) et l'acidité de l'écorce (Poikolainen, 2004).

Le bois est un élément interne, qui accumule principalement les éléments traces provenant du sol, au contraire des feuilles et de l'écorce qui sont exposées aux particules atmosphériques (Rzepka and Cuny, 2008). Mais les particules peuvent aussi se retrouver dans le sol, après le lessivage par les pluies et être absorbées par les racines puis circuler jusqu'aux feuilles (Breulmann *et al.*, 2002). Par exemple le plomb reste dans les racines et le cadmium passe plus facilement dans les parties aériennes (Miquel, 2001). Les écorces sont meilleures accumulatrices de plomb, cuivre, cadmium et de zinc que les feuilles (Rzepka and Cuny, 2008).

II.3.1.3. Bio-surveillance de la qualité de l'air à l'aide des lichens épiphytes

La bio-surveillance par les lichens est un outil intéressant pour l'évaluation environnementale (Wolterbeek, 2002). Les lichens sont reconnus comme des indicateurs biologiques sensibles, spécifique de la pollution atmosphérique par les éléments traces métalliques (Bennett and Wetmore, 1999; Bargagli and Nimis 2002; Garrec and Van Haluwyn, 2002; Loppi *et al.*, 2004; Kar *et al.*, 2014) car ils montrent une sensibilité différentielle à la pollution atmosphérique, c'est-à-dire que les lichens les plus sensibles ont tendance à disparaître des zones polluées tandis que les espèces les plus tolérantes peuvent être observées dans les zones à émissions polluantes (Nimis *et al.*, 1991).

Les lichens possèdent un pouvoir d'accumulation exceptionnel des ETMs (Deruelle, 1992) issus d'activités industrielles et de trafic routier (Poikolainen, 2004). Ils montrent certainement une résistance à l'absorption des éléments traces, et des concentrations élevées ont été enregistrées chez ceux qui poussent non seulement sur des sols enrichis en éléments traces et dans des environnements dégradés, mais également dans des habitats non affectés (Seaward, 1995).

Les lichens possèdent différents avantages tel que l'absence de moyen de protection vis-à-vis des polluants; ils absorbent les ETMs présents dans l'atmosphère en même temps que les éléments qui leur sont nécessaires et les accumulent dans leurs tissus (Rzepka and Cuny, 2008). Ils en font des organismes sentinelles de choix de la qualité de l'air (De Temmerman *et al.*, 2004; Garrec and Van Haluwyn, 2002; Cuny *et al.*, 2008). Les lichens épiphytes sont les représentants du règne fongique les plus couramment employés (Occelli, 2014) et sont particulièrement indiqués pour le suivi des ETMs (Loppi *et al.*, 2004; Occelli *et al.*, 2013; Kar *et al.*, 2014).

II. 4. Cartographies spatio-temporelles des effets des polluants atmosphériques

Les travaux de cartographie pour le suivi spatio-temporel des polluants sont très importants et se sont progressivement basés sur les différents concepts de la bio-surveillance de la qualité de l'air (Cuny, 2012). La technique la plus utilisée dans les études de la bio-surveillance consiste à cartographier la répartition des espèces sensibles autour des sources de pollution dans les environnements terrestres ou aquatiques (Seaward, 1995). Les schémas de cette répartition peuvent inclure la présence ou l'absence des espèces en réponse à un gradient de la pollution (Mulgrew and Williams, 2000). Le déclin de la couverture des espèces et la recolonisation des espèces autour des régions urbaines sont associées à une meilleure qualité de l'air (Mulgrew and Williams, 2000; Loppi *et al.*, 2004).

La baisse des niveaux de pollution durant les dernières décennies, spécialement dans les régions occidentales et les États-Unis, a entraîné une ré-invasion de nombreuses espèces de lichens. Plusieurs études ont utilisé des lichens comme indicateurs d'amélioration des conditions de surveillance des lichens sensibles à la pollution grâce à une cartographie répétée aux mêmes stations de surveillance (Van Haluwyn and Van Herk, 2002), afin de fournir des échelles de bio-indication pour la détermination de la nature et / ou de la gravité de la pollution (Seaward, 1995).

L'utilisation des lichens en tant que bio-moniteurs de la pollution des éléments traces métalliques par l'atmosphère a évolué à partir des observations de longue date sur les relations entre la pollution atmosphérique et la présence d'espèces de lichens (Wolterbeek *et al.*, 2003). Cette utilisation offre les moyens de réaliser les estimations préliminaires de la propagation de cette pollution, la localisation et l'identification des sources de pollution, et la méthode de cartographie complète de la pollution dans une zone donnée (Sloof and Wolterbeek, 1993). Une cartographie a permis de mettre en évidence la contribution des sources anthropiques principales dans l'imprégnation de l'environnement par les éléments traces métalliques (Occelli *et al.*, 2013).

Rzepka et Cuny (2008) ont présenté les principales stratégies de bio-surveillance des ETMs parmi lesquelles l'utilisation des lichens occupe une place importante. De par leurs caractéristiques morphologiques et physiologiques, les lichens absorbent et accumulent des concentrations d'ETMs (Cuny *et al.*, 2009), ce qui permet de cartographier la contamination de l'environnement (Cuny, 2012). Les lichens sont donc très utiles pour surveiller non seulement les tendances spatiales mais aussi les tendances temporelles du dépôt d'éléments traces métalliques (Loppi *et al.*, 2004).

Depuis, un très grand nombre de travaux ont été réalisés en France et dans de nombreux pays et ont permis le suivi des effets des polluants atmosphériques ou de la qualité globale de l'air sur les communautés lichéniques (Van Haluwyn and Lerond, 1993; Conti and Cecchetti, 2001; Van Haluwyn *et al.*, 2011). La première cartographie française de la pollution atmosphérique à l'aide des lichens à grande échelle a été établie en 1973, par Delzenne-Van Haluwyn dans la région Nord Pas-de-Calais et la Somme (Van Haluwyn, 2009).

Ces techniques de cartographie sont la plupart du temps employées pour le suivi des éléments traces métalliques à proximité de sources d'émissions routières et industrielles (Garty, 2001; Loppi *et al.*, 2004), ainsi que le suivi spatio-temporel de leur imprégnation (Loppi *et al.*, 2004; Scerbo *et al.*, 1999; Fuga *et al.*, 2008). Ces cartographies pourront être utilisées comme des outils de décision dans la gestion des territoires soumis à des inégalités environnementales importantes (Ocelli *et al.*, 2013).

II.4.1. Cartographies spatio-temporelles des ETMs en Algérie

En Algérie, l'usage des lichens pour évaluer la qualité de l'air est insuffisant, mis à part quelques études réalisées dans la région de Annaba (Semadi and Deruelle, 1993), d'Alger (Rahali, 2003), et de Tiaret (Maatoug *et al.*, 2007, 2010, 2012). Ces derniers ont utilisé les feuilles de différentes espèces de plantes urbaines pour l'évaluation de la qualité de l'air dans la région semi-aride de la ville de Tiaret. Afin de déterminer la source principale des polluants et leur répartition spatiale dans la ville. Ainsi, ils ont utilisé les thalles du lichens *Xanthoria parietina* dans la même ville afin de cartographier en 2010 la pollution atmosphérique par le plomb d'origine routière (Maatoug *et al.*, 2010).

D'autres cartographies ont été réalisées afin d'apprécier la répartition spatiale de la pollution et l'impact environnemental en milieu urbain par l'utilisation des lichens et des mousses comme indicateurs biologiques à grande échelle par Semadi et Deruelle (1993) à Annaba et par Berrayah *et al.* (2016) à Tlemcen.

II. 5. Bio-surveillance par l'usage des lichens dans un contexte épidémiologique

Au début des années 90, la bio-surveillance et son application dans des études épidémiologiques humaines ont commencé à être acceptées (Cislaghi and Nimis, 1997; Wolterbeek and Verburg, 2004).

Malgré l'intérêt de ces méthodes de bio-surveillance (Cuny *et al.*, 2008), il existe très peu de travaux sur les liens entre les observations d'effets biologiques réalisées chez les organismes sentinelles et les impacts sur la santé (Cuny, 2012) lorsque l'on s'appuie sur des cartographies de diversité ou d'imprégnation lichénique (Ocelli, 2014).

L'un des premiers travaux de grande ampleur concernent la pollution atmosphérique dans les régions industrielles de la Vénétie au Nord de l'Italie par Cislighi et Nimis (1997) qui ont comparé la cartographie de la mortalité par cancer pulmonaire chez les hommes de moins de 55 ans avec celle des indices de la biodiversité lichénique.

Les résultats montrent qu'il existe une correspondance importante entre les deux cartographies obtenues, ainsi les zones présentant un impact important de la pollution atmosphérique sur la diversité lichénique sont également celles pour lesquelles la mortalité par cancer du poumon est élevée (Garty, 2001; Cuny *et al.*, 2008; Rzepka and Cuny, 2008; Van Haluwyn *et al.*, 2011; Cuny, 2012; Ocelli, 2014). Dans cette étude, les lichens ont été utilisés comme indicateurs de la qualité globale de l'air (Rzepka and Cuny, 2008).

Une autre étude a été réalisée par Sarmiento *et al.* (2008) qui ont utilisé des lichens pour déterminer si les éléments traces dans les dépôts atmosphériques peuvent être associés à l'incidence de la mortalité par le cancer dans la population portugaise. Wolterbeek et Verburg (2004) ont réalisé une étude similaire entre les concentrations des éléments traces, en utilisant les mousses et les données épidémiologiques, sur la santé et les taux de mortalité par le cancer aux Pays-Bas.

La bio-indication lichénique qui fournit un indice d'intégration temporelle de la qualité de l'air en milieu urbain, pourrait aider à identifier des zones plus à risque pour la santé (Bibeau and Chevalier, 2003) comme les maladies respiratoires qui ont été démontrées dans une étude épidémiologique par l'usage des lichens comme un outil d'aide en Écosse centrale où la mortalité par cancer du poumon était plus élevée (Garty, 2001).

Rzepka *et al.* (2010), ont effectué une étude dans des établissements scolaires en France afin d'évaluer le potentiel génotoxique des polluants atmosphériques, une probabilité de survenue d'un cancer des enfants exposés.

Ces études se sont intéressées aux relations entre la diversité lichénique sur la pollution atmosphérique en éléments traces et l'apparition de diverses pathologies (Wolterbeek and Verburg, 2004). Cependant il existe une difficulté d'associer des pathologies à des éléments traces en particulier (Fuga *et al.*, 2008; Sarmiento *et al.*, 2008).

La bio-surveillance ne peut donc pas être utilisée pour mesurer des impacts sanitaires à l'aide des organismes végétaux sentinelles directement car l'homme est exposé à son environnement de manière plus complexe et possède un système de métabolisation différent (Occelli, 2014; Van Haluwyn *et al.*, 2011). Ainsi la bio-surveillance va se situer dans le domaine de l'évaluation du risque et non sur la mesure des impacts sanitaires (Van Haluwyn *et al.*, 2011).

La bio-surveillance par les éléments traces est la seule approche permettant d'évaluer des effets biologiques sur la performance des écosystèmes (Van Haluwyn *et al.*, 2011) et la santé humaine (Wolterbeek, 2002). Ainsi, l'usage des plantes sentinelles reste le seul outil fiable pour détecter les polluants toxiques dans l'environnement (Darley, 1960).

III. Biodiversité Lichénique, Propriétés Biologiques et Écologiques

Le nom de « Lichen » est d'origine grecque, il a été utilisé par Théophraste dans son « Histoire des plantes » pour décrire une croissance superficielle sur l'écorce d'arbres des oliviers (Llano, 1948; Ozenda and Clausade, 1970). En Anglais le lichen est appelé « stone flower » fleur de pierre (Shukla *et al.*, 2014). Les lichens sont capables de s'adapter à des conditions de biotope extrêmes et une capacité de s'installer en pionnier sur des substrats difficiles (Jahns, 1996; Humbert, 2012). Les lichens sont très anciens, avec une trace de fossile remontant à 600 millions d'années conservés en phosphorite marine (Yuan *et al.*, 2005). Le rôle des lichens en tant qu'outils biologiques permettant de surveiller la qualité de l'air est reconnu depuis longtemps (Conti and Cecchetti, 2001; Catalano *et al.*, 2012).

III.1. Biodiversité

Le mot biodiversité ou la diversité biologique est utilisé pour expliquer la diversité de la vie sur terre (Gaston and Spicer, 2004). La biodiversité englobe à la fois l'ensemble des organismes vivants de la planète et les relations fonctionnelles complexes qu'ils entretiennent entre eux (Abdelguerfi and Ramdane, 2003). La biodiversité englobe les différents niveaux d'organisation biologique, y compris les gènes, les espèces, les écosystèmes et leur abondance relative (Gaston and Spicer 2004). Elle est le plus souvent comprise en termes de nombre d'espèces ou d'autres taxons et peut être considérée à différentes échelles spatiales (De Vere, 2008).

Au cours de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) de Rio de Janeiro 1992, la diversité biologique a été définie comme: « La variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Sommet Planète Terre, Article. 2 de la Convention sur la diversité biologique, 1992).

Les objectifs de la convention sur la diversité biologique sont la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses composants et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'utilisation des ressources génétiques. Néanmoins, les actions humaines ont provoqué d'énormes pertes de biodiversité, notamment la perturbation des processus éco-systémiques, la destruction de l'habitat, l'érosion et l'extinction des espèces (De Vere, 2008).

III.1.1. Biodiversité des lichens

La diversité des lichens peut être utilisée pour identifier des régions plus perturbées, résultant de la pollution et des facteurs écologiques (Pinho *et al.*, 2004; Seaward, 2008; Kumar *et al.*, 2012) car les lichens sont parmi les bio-moniteurs les plus sensibles de la santé des écosystèmes et perturbations d'origine humaine (Rai *et al.*, 2010).

Parmi les différentes échelles utilisées pour quantifier la biodiversité des lichens: la diversité des espèces, c'est-à-dire la richesse spécifique de différentes régions (Feurerer and Hawksworth, 2007). La richesse et l'appauvrissement des espèces de lichens peuvent être affectés par des facteurs biotiques tels que le mutualisme et la prédation et des facteurs abiotiques par exemple les effets de la lumière qui sont probablement les effets directs sur la croissance des lichens (Dyer and Letourneau, 2007).

III.1.1.1. Biodiversité lichénique à l'échelle mondiale

Les lichens sont présents dans toutes les régions du monde (Souchon, 1971). Environ 20 000 espèces de lichens sont connues à l'échelle mondiale et ce nombre est destiné à s'accroître dans un proche avenir car la flore lichénologique de vastes régions du globe est mal connue (Ozenda and Clausade, 1970).

Takhtajan a établi la première liste globale des lichens et des champignons (répertoriant 18882 espèces) afin d'évaluer les caractéristiques biogéographiques et de la biodiversité des champignons lichénisés dans 35 régions géographiques du monde (revu par Feuerer and Hawksworth, 2007). Une collection de 173 genres répartis en 1087 espèces de lichens et champignons lichénicoles est conservée dans l'herbier de l'Institut Scientifique de Rabat. Ses spécimens sont collectés entre (1924 – 1996) provenant de différentes régions du Maroc et d'autres pays d'Afrique, d'Europe, d'Asie et d'Amérique (Ajaj *et al.*, 2007).

Les études lichénologiques les plus détaillées de ces dernières années ont signalé une diversité de lichens. Un recensement de la flore épiphyte des lichens a été effectué en Italie où 28 espèces ont été recensées par Catalano *et al.* (2012). Une nouvelle espèce (*Caloplaca aegatica*) et une espèce rare menacée d'extinction (*Seirophora villosa*) ont été découvertes pour la première fois dans ce recensement.

En France, 277 espèces de lichens dans la réserve de Chambord ont été recensées en 1995. Parmi ces lichens, l'espèce *Buellia lecanorae renobales* est mentionnée pour la première fois par Roux *et al.*, (2001). Un autre recensement a été effectué à Sainte-Baume avec un total de 395 lichens identifiés (Roux and Gueidan, 2002).

En outre 467 lichens ont été recensés au parc national de la Guadeloupe par Bricaud en 2007, dont 135 espèces sont signalées pour la première fois. Coste (2009) a permis de recenser 195 lichens en 2008 dans la réserve naturelle des gorges du Gardon.

Plus de 1700 espèces de lichens existent en Suisse (Habashi and Clerc, 2013). Bürgisser (2004) ont inventorié 83 espèces de lichens du Bois de la Grille et Ciaramelli à Genève dont 28 espèces de lichens sont nouvelles et 13 espèces de lichens possèdent un statut de menace au niveau de la Suisse. 140 espèces de lichens ont été identifiées dans le Jardin botaniques dans la même ville par Habashi et Clerc (2013).

Une liste de 115 espèces de lichens a été établie par Çobanoğlu *et al.* (2011) au parc national de Cozia de la Roumanie dont 85 espèces sont nouvelles et 26 sont des espèces rares. En 2012 à l'Inde, 38 lichens de crustacés et 20 lichens terricoles ont été recensées par Kumar *et al.* (2012) et par Rai *et al.* (2012).

III.1.1.2. Biodiversité lichénique en Algérie

L'histoire et la biodiversité des lichens en Algérie est mal comprise (Slimani *et al.*, 2013) en raison de l'absence d'une flore de lichen récente, d'un catalogue ou même d'une liste de contrôle et du désintéressements des scientifiques algériens pour cette flore (Amrani *et al.*, 2015). L'étude lichénologique en Algérie a débuté il y a plus d'un siècle (Ait Hammou *et al.*, 2014). C'est une activité relativement ancienne qui remonte à la première contribution écrite de 1799 par René Desfontaines (1750 - 1833) dans sa *Flora atlantica* (Amrani *et al.*, 2015).

Les plus importants travaux du 19^{ème} siècle sur la flore lichénique ont été réalisés par le lichenologue Français Falgey qui a condensé ses publications dans un ouvrage intitulé « Catalogue des Lichens de l'Algérie, 1896 ». En 1902, Steiner a cité 70 espèces pour la flore lichénique d'Algérie. Ces études sur les lichens de l'Algérie se sont ralenties pendant un demi-siècle. Au début des années cinquante une équipe de botaniste installé à l'université d'Alger a entrepris les travaux sur les lichens (Faurel *et al.*, 1950-1954) puis reprise vers l'année 1985 sous la direction de Letruit, Déruelle et Van Haluwyn (Slimani *et al.*, 2013; Ait Hammou *et al.*, 2014; Amrani *et al.*, 2015).

En 1983, Semadi a réalisé plusieurs travaux sur les lichens dans l'Est d'Algérie (Annaba). En 2004, Rehali a pu réunir et mettre à jour plus de 800 espèces de lichens d'Algérie cités dans différentes bibliographies de 1798 à 2003 dont 69 endémiques en projetant ce nombre d'augmenter à l'avenir (Ait Hammou *et al.*, 2014).

À Sétif et en 2015, 31 espèces de lichens ont été identifiées par Lograda *et al.* (2015) à Djebel Megress. Dans la même région Douibi *et al.* (2015) ont signalé que la région de Sétif est riche en espèces lichéniques, parmi les espèces abondantes on trouve *Caloplaca cerina*, *Verucaria maura*, *Xanthoria parietina*.

En 2011, un inventaire de la flore lichénique épiphyte a été réalisé par Ait Hammou *et al.* (2011) dans l'Ouest de l'Algérie en particulier à Djebel Guezoul (Tiaret) et ont identifié un total de 30 espèces. Dans la même région (Tiaret), durant la période (2002-2014), Ait Hammou *et al.*, ont revu dans leur étude les littératures anciennes et récentes des différents travaux de lichénologie réalisés à travers le territoire algérien afin de vérifier et mettre à jour une liste de 1085 espèces de lichens d'Algérie dont 64 endémiques réparties en 73 familles et 187 genres (Ait Hammou *et al.*, 2014).

Plusieurs études ont été réalisées dans les parcs nationaux; le parc d'El Kala (PNEK) qui se caractérise par une flore lichénique riche. Slimani *et al.* (2013) ont pu inventorier et identifier 47 espèces dans la forêt de Ramel Toul. En 2015, un autre inventaire a été réalisé dans le même parc El Kala par Boutabia *et al.* (2015) qui ont inventoriés 135 espèces de lichens épiphytes réparties en 25 familles. Dans le Parc National de Gouraya (PNG), un total de 50 espèces de lichens appartenant à 14 familles a été recensé par Rebbas *et al.* (2011).

III.1.2. Intérêt de conservation des lichens

Dans l'optique du maintien d'une biodiversité lichénique et de la protection des espèces menacées, des mesures particulières pour chaque milieu de réserve naturel ont été préconisées dans les inventaires (Burgisser *et al.*, 2004). Elles comprennent des méthodes expérimentales pour transplanter les lichens particulièrement rares et la mise au point des conditions de gestion assurant les meilleures conditions de conservation de la biodiversité des lichens (Richardson and Cameron, 2004; Rai *et al.*, 2012).

Par exemple, les vieux arbres sont particulièrement riches en lichens du fait de nombreuses niches écologiques. De telles mesures auraient pour effet, à long terme, d'augmenter sensiblement la richesse en lichens épiphytes (Roux *et al.*, 2001) et il est déconseillé de les couper. Les lichens en milieu urbain sont fragiles car ils peuvent être détruits et disparaître à tout moment en cas de rénovation. Il est donc primordial de conserver les murs recouverts de végétation (Habashi and Clerc, 2013).

Ainsi, une liste « rouge » est un outil de base pour la protection des espèces menacées car elle permet d'acquérir une grande quantité de données et de connaissances de la situation sur les espèces (Vust *et al.*, 2015). Il existe une liste « rouge » pour les lichens épiphytes et

terricoles en Suisse (Vust and Von Arx, 2006) par contre aucune liste « rouge » des lichens saxicoles n'a été réalisée à ce jour (Habashi and Clerc, 2013). Il est important de prendre des mesures pour la conservation des lichens par une réduction de la pollution de l'air (Burgisser *et al.*, 2004).

III.2. Les lichens

Les lichens sont des organismes composites constitués d'un champignon (mycobionte) et d'une algue verte (phycobionte) ou une cyanobactérie (cyanobionte) vivant ensemble en association symbiotique dans laquelle le partenaire algal produit des nutriments essentiels pour le partenaire fongique grâce à la photosynthèse, tandis que le partenaire fongique fournit un soutien mécanique au partenaire algal (Clauzade and Rondon, 1966; Rai *et al.*, 2012; Skert and Grahonja, 2013; Shukla *et al.*, 2014).

Ces organismes sont des cryptogames pérennes (Kirchbaum, 1997; Burgisser *et al.*, 2004; Poikolainen, 2004). Ils vivent sur différents types de substrat et ont une croissance lente de l'ordre d'un millimètre par an et une longue durée de vie. Cette croissance est variable selon l'espèce et les conditions climatiques, avec une période d'activité durant toute l'année (Nash III, 2008; Shukla *et al.*, 2014).

En raison de l'absence de structures protectrices dans leurs tissus (pas de racines ni de cuticules bien développées (Sloof, 1993), les lichens absorbent et obtiennent leurs nutriments et en même temps tous les polluants à partir des dépôts humides et secs (Poikolainen, 2004; Delfosse and Delporte, 2006; Hunbert, 2012). Ces cryptogames ont une large répartition géographique et se rencontrent dans les zones rurales ainsi que dans les zones urbaines et industrielles (Sloof, 1993).

Les lichens sont parmi les organismes les plus utilisés dans les études de suivi biologique de la pollution atmosphérique en tant que leurs caractéristiques morpho-anatomiques, physiologiques et écologiques qui les rendent particulièrement adaptés à cette étude (Wolterbeek *et al.*, 2003; Aprile *et al.*, 2011; Catalano *et al.*, 2012; Skert and Grahonja, 2013).

III.2.1. Classification des lichens

Les lichens étaient classés avec les mousses par les premiers botanistes, mais Rousseau, selon le système de Tournefort, réunissait encore tous les lichens dans l'unique genre « *Lichens* » (Déruelle and Lallemand, 1983). Linné (1753) applique aux lichens ses règles de nomenclature binaire mais les range parmi les algues (Ozenda and Clauzade, 1970;

Souchon, 1971; Déruelle and Lallemand, 1983). La lichénologie systématique ne prit vraiment naissance qu'au début du XIX^e siècle (Déruelle and Lallemand, 1983) lorsque le botaniste Suédois Acharius (1757-1819) sépare nettement les lichens des autres végétaux cryptogames (Souchon, 1971; Nash III, 2008).

Des travaux fondamentaux sont réalisés à la fin du XIX^e siècle, particulièrement par le Finlandais Nylander qui a décrit plus de trois mille espèces (Souchon, 1971). Le Suisse Schwendener (1867-1869) a découvert pour la première fois l'hypothèse de la véritable nature symbiotique des lichens (Ozenda and Clauzade, 1970; Souchon, 1971; Jahns, 1996; Honegger, 2000) mais cette association entre les deux partenaires biologiques n'était pas clair (Aprile *et al.*, 2011). En 1886 et 1889, Bonnier, révéla la possibilité de synthèse d'un lichen à partir d'une algue et d'un champignon, renforçant ainsi considérablement cette hypothèse relevant de la notion de double nature qui définit essentiellement le groupe des lichens (Souchon, 1971).

Les recherches sur les lichens devinrent ensuite plus nombreuses et variées et en 1907 une classification de « Zahlbruckner » a été fondée sur la systématique des champignons puis a été précisée entre (1927-1940) et qui est encore utilisée actuellement (Souchon, 1971). Depuis ceux-ci, les lichens sont intégrés progressivement dans la classification systématique du champignon (le règne fongique) (Nash III, 2008; Van Haluwyn *et al.*, 2013; Asta *et al.*, 2016).

III.3. Caractères biologiques des lichens

III.3.1. Nature des lichens

Les lichens sont des végétaux complexes résultant de l'association symbiotique entre les ascomycètes ou des basidiomycètes sous forme de mycobiontes « champignon » et des cyanobactéries « algue bleue » ou des chlorophytes sous forme de photobiontes « algue verte » ou encore des deux ensembles (Richardson, 1999; Poikolainen, 2004; Richardson and Cameron, 2004; Nash III, 2008; Yuan *et al.*, 2005; Aprile *et al.*, 2011; Van Haluwyn *et al.*, 2013; Asta *et al.*, 2016). Cette association est pérenne et reproductible (Bricaud, 2009).

III.3.1.1. Algues et les cyanobactéries des lichens

Les algues entrent dans la constitution d'environ 90 % des lichens. Ce sont essentiellement des algues vertes (chlorophycées), avec le genre unicellulaire *Trebouxia* (50 à 70% des lichens) et le genre filamenteux *Trentepohlia*. Les cyanobactéries (ou algues bleues)

représentent environ 10% des lichens dont le genre *Nostoc* est le plus commun (Ahmadjian, 1967; Souchon, 1971; Déruelle and Lallemand, 1983; Van Haluwyn *et al.*, 2013; Asta *et al.*, 2016).

III.3.1.2. Les champignons des lichens

Environ 80% des champignons responsables de la formation de lichens sont associés à des algues vertes unicellulaires eucaryotes, 10% à des algues vertes filamenteuses et 10% à des cyanobactéries procaryotes (Richardson, 1999). Le champignon joue un rôle important dans la morphologie des lichens et assure la reproduction sexuée, par la production de spores (Honrgger, 1993; Van Haluwyn *et al.*, 2013).

Les champignons lichénisés sont principalement des ascomycètes (*Ascomycota*) avec environ 98% des mycobiontes de lichen (Honrgger, 1993; Nash III, 2008). Ils produisent leurs spores (ascospores) à l'intérieur des cellules fertiles (asques) et sont libérées par rupture du sommet de l'asque ou par désintégration de la paroi, tandis que les organes reproducteurs (ascomes) se présentent sous forme des apothécies ou des périthèces (Van Haluwyn *et al.*, 2012; 2013; Asta *et al.*, 2016). Chez les basidiomycètes, au contraire des ascomycètes, les spores sont formées à l'extérieur des cellules fertiles (basides) et dans ce cas le lichen est nommé basidiolichen, la lichénisation dans ce cas est rare. Les organes reproducteurs (basidiomes) sont de petits champignons à lames qui poussent surtout en montagne et sur les sols nus (Van Haluwyn *et al.*, 2012, 2013; Asta *et al.*, 2016).

III.3.2. Morphologie et anatomie des lichens

Les lichens sont des thallophytes; à la différence des plantes supérieures, leur appareil végétatif est un thalle (Moreau *et al.*, 2002) ne présentant ni tiges, ni feuilles, ni racines, ni appareil conducteur. Le thalle constitue l'essentiel du lichen et porte les organes reproducteurs (Déruelle and Lallemand, 1983; Van Haluwyn *et al.*, 2013). Ce thalle est caractérisé par une grande diversité de formes de croissances et de couleurs (Hunbert, 2012; Asta *et al.*, 2016).

III.3.2.1. Formes de croissance des thalles

Les lichens sont traditionnellement divisés en trois principaux groupes morphologiques: ce sont les groupes (fruticuleux, foliacés et crustacés). Il existe un certain nombre de types spéciaux supplémentaires tels que les gélatineux et les squamuleux (Büdel

and scheidegger, 2008). Selon leur morphologie, on distingue plusieurs types de croissance de thalles (Figure 4).

▪ **Lichen à thalles crustacés:** le thalle pénètre parfois si profondément dans le substrat (terre, écorce ou roche) qu'on ne peut le détacher sans prélever le substrat lui-même exemple (*Lecanora rupicola*) (Figure 4.A). Les thalles crustacés sont extrêmement variés et 90% des lichens sont crustacés (Clauzade and Rondon, 1966; Souchon, 1971; Büdel and scheidegger, 2008; Van Haluwyn *et al.*, 2013).

▪ **Lichen à thalles foliacés:** son appareil végétatif présente une forme de lame ou de petites feuilles plus ou moins lobées, généralement se détachent facilement du substrat (Souchon, 1971; Coste, 1991; Büdel and scheidegger, 2008). Les lichens foliacés ombiliqués sont appliqués au substrat par un point de fixation central nommé ombilic; exemple du cas de (*Lasallia, Umbilicaria*). Les lichens foliacés non ombiliqués, par exemple (*Parmelia sulcata*) (Figure 4.B) adhèrent au substrat par toute leur face inférieure par des rhizines ou de rhizohyphes (Asta *et al.*, 2016).

▪ **Lichen à thalles fruticuleux:** ont la forme de tige cylindrique ou sub-cylindrique, de lanière plus ou moins ramifiée, fixée au support par une surface réduite, exemple (*Usnea filipendula*) (Figure 4.C) (Clauzade and Rondon, 1966; Coste, 1991; Büdel and scheidegger, 2008).

▪ **Lichen à thalles gélatineux:** l'appareil végétatif noirâtre, rigide et cassant lorsqu'il est sec, se gonfle beaucoup au contact de l'eau. Ils sont gélatineux-pulpeux à l'état humide, exemple (*Collema subflaccidum*) (Figure 4.D) (Clauzade and Rondon, 1966; Van Haluwyn *et al.*, 2013).

▪ **Lichen à thalles complexes (composites):** formés de deux parties bien différentes: thalle primaire foliacés, squamuleux ou crustacés, adhèrent au substrat sur lequel se développe un thalle secondaire fruticuleux sous forme de tige dressée, plus ou moins ramifiée, ou en forme de trompette, exemple (*Cladonia cristatella*) (Figure 4.E) (Clauzade and Rondon, 1966; Souchon, 1971; Van Haluwyn *et al.*, 2013).

▪ **Lichen à thalles squamuleux:** se présente sous forme de petites écailles (ou squamules) dispersées, contiguës ou plus ou moins imbriquées. La face supérieure est plane ou concave

avec un bord plus ou moins adhérent au substrat, exemple des espèces (*Squamarina cartilaginea*, *Normandina pulchella*) (Figure 4.F) (Souchon, 1971; Asta *et al.*, 2016).

Ils sont souvent développés dans les lichens colonisant les sols ou des surfaces rocheuses dans les régions chaudes et arides du monde (Büdel and scheidegger, 2008).

▪ **Lichen à thalles lépreux:** à l'œil nu, ces thalles ressemblent à de la poudre qui se détache facilement du substrat (*Lepraria injucana*) (Figure 4.G) (Van Haluwyn *et al.*, 2013).



Figure 4: Principaux types de thalles lichéniques (Masson, 2014).

A: thalle crustacé (*Lecanora rupicola*), B: thalle foliacé (*Parmelia sulcata*), C: thalle fruticuleux (*Usnea filipendula*), D: thalle gélatineux (*Collema subflaccidum*), E: thalle complexe (*Cladonia cristatella*), F: thalle squamuleux (*Squamarina cartilaginea*), G: thalle lépreux (*Lepraria incana*)

III.3.2.2. Structures végétatives des lichens

Bien que la morphologie des lichens soit très variée, leur structure anatomique est très uniforme et assure leur unité. Il existe deux grands types de structures (Figure 5):

1▪ Structure homéomère

Les cellules algales sont réparties de façon homogène parmi les hyphes (Ozenda and Clauzade, 1970; Asta *et al.*, 2016). Chez les lichens gélatineux, plus spécialement les *Collema*, le thalle est formé d'une masse mucilagineuse incolore contenant des chaînes de *Nostoc* et des filaments fongiques. Pour les lichens lépreux, les petits granules poudreux sont formés chacun d'un seul hyphe enroulé contenant quelques cellules algales (Clauzade and Roux, 1987) (Figure 5, à gauche):

2▪ Structure hétéromère

Sur une coupe transversale du thalle, on distingue plusieurs couches de la face supérieure à la face inférieure (Figure 5, à droite):

- **Le cortex supérieur:** est une couche formée de filaments courts étroitement soudés les uns aux autres (Souchon, 1971; Ozenda and Clauzade, 1970; Asta *et al.*, 2016). C'est une barrière mécanique contre les micro-organismes envahisseurs (Honegger, 1993). Ce cortex joue un rôle clé dans l'absorption de l'eau, transmission et absorption de la lumière (Honegger, 1993). Ainsi, il a une fonction protectrice et peut incorporer des pores pour faciliter l'échange gazeux (Gilbert, 2000).
- **La couche algale:** est constituée par des hyphes lâches et contenant des cellules algales (Ozenda and Clauzade, 1970; Asta *et al.*, 2016). Idéalement située pour recevoir beaucoup de lumière, cette couche importante occupe moins de 10% du volume du thalle (Gilbert, 2000).
- **La médulle (moelle):** est formée par des hyphes ordinaires encore moins serrées. Ceci agit comme un réservoir d'eau et une zone de stockage pour les hydrates de carbone produits par les algues (Gilbert, 2000).
- **Le cortex inférieur:** comprend des filaments serrés les uns contre les autres (Souchon, 1971). Une variété d'organes de fixation peut être développée à partir du cortex inférieur et rarement du cortex supérieur (Büdel and scheidegger, 2008).

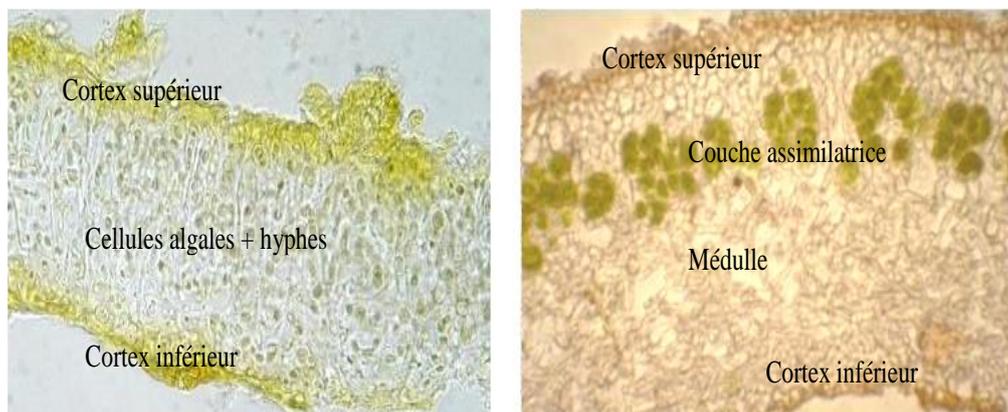


Figure 5: Coupes transversales du thalle de lichens. Structure homéomère (à gauche); Structure hétéromère (à droite) (Aprile *et al.*, 2011).

Chez les lichens crustacés, la médulle sert également à attacher le lichen au substrat, tandis que l'attachement des lichens foliacés se fait principalement par des rhizines qui servent d'organes de fixation (Gilbert, 2000; Asta *et al.*, 2016).

Chez certains lichens fruticuleux, (par exemple: *Usnea*), la structure hétéromère est une structure radiée car le thalle cylindrique montre une symétrie axiale (Ozenda and Clauzade, 1970). Il présente les mêmes couches que celles citées précédemment mais le cortex inférieur est absent et le centre du cylindre est occupé par le cordon axial (hyphes longitudinales du champignon) (Asta *et al.*, 2016). Les Lichens fruticuleux sont fixés au substrat avec un support à partir duquel les hyphes peuvent légèrement pénétrer dans le substrat (Büdel and scheidegger, 2008).

III.3.2.3. Organes particuliers du thalle des lichens

Le thalle porte différents types d'organes à sa surface, ayant des fonctions très variées:

- **Les rhizines (crampons):** sont constituées par des hyphes soudés en faisceaux, elles peuvent être simples ou ramifiées, à la face inférieure des thalles foliacés principalement. Les rhizines jouent le rôle d'organes de fixation, sauf dans quelques cas, principalement chez certains (*Umbilicaria*) les rhizines non fixatrices sont nommées « rhizomorphes » (Ozenda and Clauzade, 1970; Souchon, 1971; Clauzade and Roux, 1987; Delfosse and Delporte, 2006; Hunbert, 2012).

- **Les poils:** fins et visibles à la loupe, sont formés par l'extrémité libre des hyphes superficiels (Clauzade and Roux, 1987; Hunbert, 2012). Tous les poils ne jouent pas un rôle de fixation, certains recouvrent seulement les faces inférieures de quelques thalles (Souchon, 1971).

Comme les cils, les poils favorisent les échanges gazeux et aqueux en augmentant la surface du thalle. Les rhizines et les poils forment un revêtement dense, ils jouent aussi un rôle de protection (Clauzade and Roux, 1987).

- **Les cils:** ont la même structure que les rhizines et souvent d'une coloration différente du thalle (Ozenda and Clauzade, 1970; Hunbert, 2012). Les cils protègent le thalle des radiations; ils limitent l'évapotranspiration et retiennent l'humidité mais n'ont aucune fonction nutritive (Delfosse and Delporte, 2006) (Figure 6).

- **Les soralies:** elles sont des fissures ou des cassures à la surface du thalle (Hunbert, 2012), ressemblant à de petites boules farineuses ou globuleuses «sorédies» qui ont une très grande importance dans la multiplication végétative des lichens (Ozenda and Clauzade, 1970; Clauzade and Roux, 1987). Les sorédies sont facilement transportées par le vent, la pluie ou les insectes en raison de leur légèreté et permettent une dissémination lointaine de l'espèce (Delfosse and Delporte, 2006) (Figure 6).

- **Les apothécies:** sont généralement en forme de disque ou de coupe plus ou moins étalés quand elles possèdent un bord de la même couleur que le thalle (bord thallin), ou le bord est de la même couleur que le disque (rebord propre) (Clauzade and Roux, 1987; Hunbert, 2012). Les apothécies sont les fructifications les plus courantes; elles produisent les spores des champignons qui contiennent des asques remplis d'ascospores et régulièrement disposés sur toute la surface centrale (Delfosse and Delporte, 2006) (Figure 6).

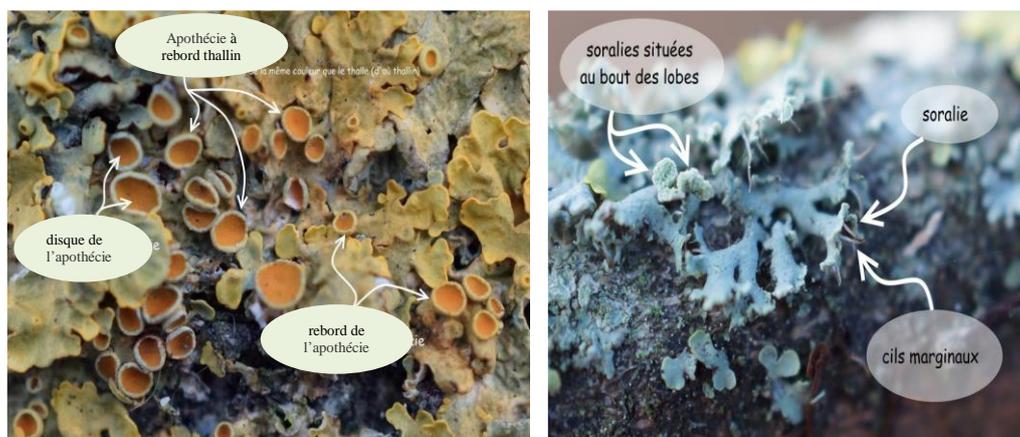


Figure 6: Soralies, Cils et Apothécies (Site web n°5).

- **Les périthèces:** noires ou de couleur sombre le plus souvent, sont en forme de poires plus ou moins enfoncées dans le thalle ou dans le substrat (Hunbert, 2012).
- **Les pseudocyphelles:** sont des ouvertures, des fentes ou des fissures dans l'épiderme supérieur du thalle. Elles jouent un rôle dans les échanges gazeux avec l'atmosphère (Clauzade and Roux, 1987; Delfosse and Delporte, 2006).
- **L'isidie:** est une excroissance dressée, de même couleur et de même aspect que le thalle, et de forme très variée; cylindrique, en massue, ramifiée, claviforme, coralloïde, etc. (Hunbert, 2012). Elle est recouverte de cortex dans lesquelles pénètrent les gonidies. Les isidies ne peuvent pas être transportées au loin par le vent; ce sont de petites boutures qui assurent la colonisation du substrat, les échanges gazeux, la protection du thalle, et permettent la reproduction végétative du lichen (Clauzade and Roux, 1987; Delfosse and Delporte, 2006) (Figure 7).

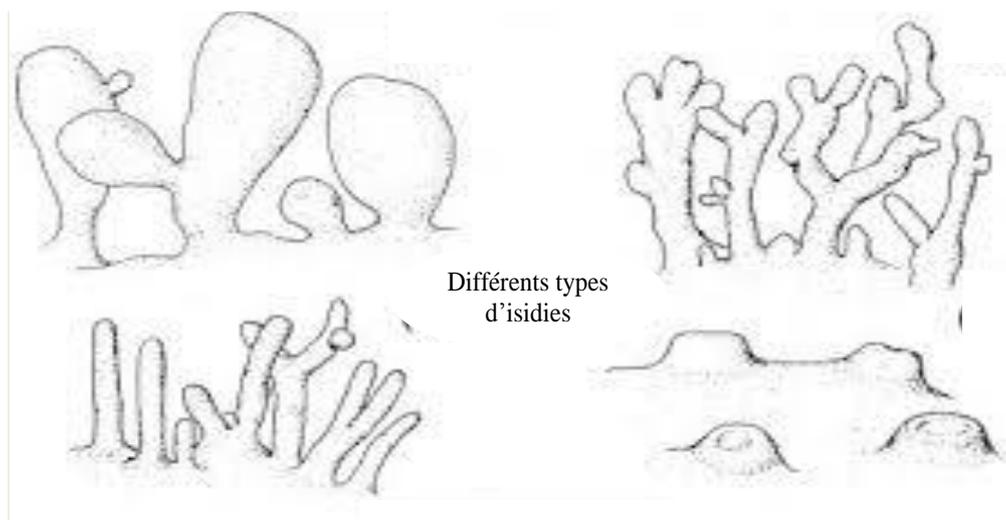


Figure 7: Différents types d'isidies (Wirth, 1995).

III.3.3. Reproduction des lichens

Les Lichens se reproduisent par les spores (la reproduction sexuée) ou se multiplient végétativement par fragmentation du thalle, isidies ou sorédies (la reproduction asexuée) (Clauzade and Rondon, 1966; Ozenda and Clauzade, 1970). La reproduction permet aux lichens de coloniser de nouveaux substrats lorsque les conditions sont favorables (Bellenfant *et al.*, 2010).

III.3.3.1. Reproduction asexuée (multiplication végétative)

Les lichens se reproduisent par voie végétative en utilisant les sorédies et les isidies contenant les deux partenaires. La forme la plus simple est la fragmentation du thalle ; les lichens secs sont très fragiles et les parties qui se détachent sont capables de devenir de nouveaux lichens (Gilbert, 2000; Bellenfant *et al.*, 2010; Van Haluwyn *et al.*, 2012). La reproduction asexuée s'accomplit selon deux modes:

1▪ Reproduction asexuée par sorédies

La surface des lobes est parsemée de taches farineuses appelées soralies qui sont de couleur différente de la surface du thalle. Au niveau de chaque soralie, le cortex du thalle est percé et laisse échapper de petits amas, nommés sorédies (Van Haluwyn *et al.*, 2012; Asta *et al.*, 2016). Elles se séparent facilement du thalle puis sont transportées à longue distance par le vent, les insectes et l'eau, permettant une dissémination de l'espèce en reconstituant un nouveau thalle à partir des deux partenaires symbiotiques (Figure 8) et dans les nouveaux lieux parfois très éloignés (Bellenfant *et al.*, 2010; Aprile *et al.*, 2011).

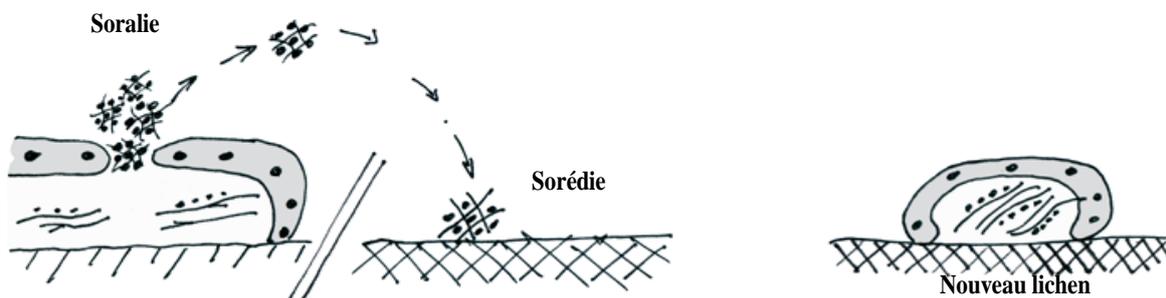


Figure 8: Reproduction asexuée par sorédies (Bellenfant *et al.*, 2010).

2▪ Reproduction asexuée par isidies

Le thalle présente de petites expansions du cortex (contenant algue et champignon), ce sont des isidies de la même couleur que la surface du thalle (Van Haluwyn *et al.*, 2012; Asta *et al.*, 2016). Ces isidies se détachent par des insectes ou le frottement des deux thalles sous l'action de vent. Étant lourdes, elles tombent à proximité et permettent la colonisation d'un même endroit (Bellenfant *et al.*, 2010) (Figure 9). Cette dissémination des bourgeons permet de constituer de nouveaux thalles par voie végétative (Van Haluwyn *et al.*, 2012).

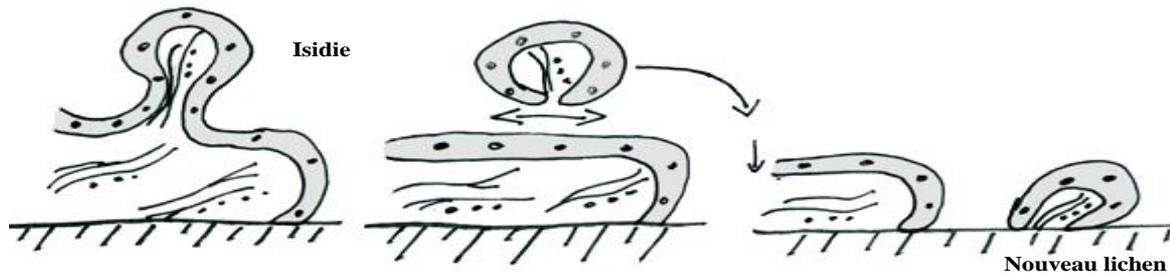


Figure 9: Reproduction asexuée par isidies (Bellenfant *et al.*, 2010).

III.3.3.2 Reproduction sexuée

Des méthodes sexuelles à l'aide de spores fongiques, la plupart des lichens n'ont pas besoin du photobionte pour se reproduire sexuellement (Wolterbeek *et al.*, 2003) parce qu'ils peuvent représenter environ 75% de la masse totale de lichen (Richardson, 1999). Seul le partenaire fongique se reproduit sexuellement (Gilbert, 2000); il forme l'organe reproducteur ascome dans le cas des ascomycètes, basidiome dans celui des basidiomycètes (Van Haluwyn *et al.*, 2012; Asta *et al.*, 2016). Les apothécies sont des organes qui indiquent la reproduction sexuée (Bellenfant *et al.*, 2010) qui se déroule en deux phases (Figure 10):

1▪ Dans le même thalle, des hyphes mâles et femelles (sortes de filaments du champignon) fusionnent et forment des boutons appelés apothécies qui vont produire des spores (Bellenfant *et al.*, 2010).

2▪ Après la germination, ces spores facilement transportées par le vent vont constituer des hyphes qui devront capturer de nouvelles gonidies (algues) présentes dans le milieu et entrant en symbiose avec elles, ce qui reconstitue un nouveau lichen (Ozenda and Clauzade, 1970; Bellenfant *et al.*, 2010). L'établissement de la symbiose lichénique s'effectue progressivement (Van Haluwyn *et al.*, 2012).

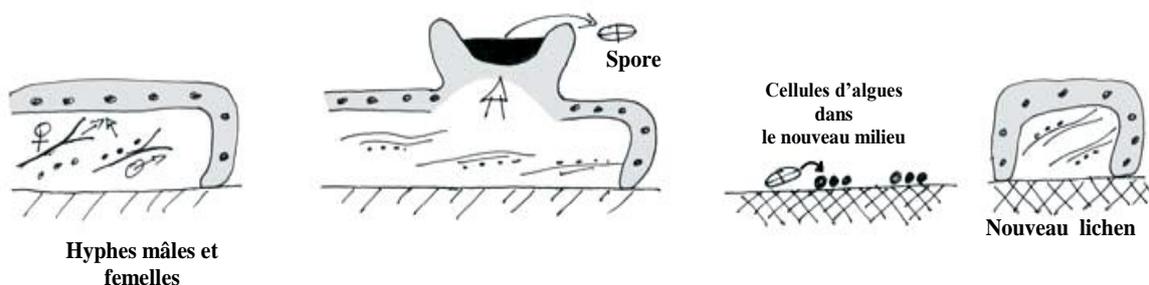


Figure 10: Reproduction sexuée des lichens (Bellenfant *et al.*, 2010).

III.3.4. Échanges nutritionnels entre les partenaires lichéniques

La structure de lichens facilite les échanges intimes entre le champignon hétérotrophe et l'algue autotrophe et les deux partenaires trouvent un bénéfice réciproque (Hunbert, 2012) (Figure 11).

III.3.4.1. Symbiose lichénique

Les lichens n'ont pas de protection cuticule; ils absorbent l'eau et les nutriments essentiels à leur survie qui sont dissous dans l'atmosphère environnante sur toute leur surface (Dyer and Letourneau, 2007; Hunbert, 2012). Cette lichénisation, c'est-à-dire la symbiose au sein du lichen, constitue une stratégie nutritionnelle assez courante et très efficace (Honegger, 1993). Les interactions symbiotiques sont assez étendues et impliquent le métabolisme de l'azote, la synthèse des métabolites secondaires et le transfert des glucides (Wolterbeek *et al.*, 2003). En outre l'association lichénique offre aux deux partenaires des propriétés que l'on ne trouve pas à l'état isolé:

- La reviviscence, capacité de passer rapidement et de façon réversible de l'état sec à l'état hydraté (Bricaud, 2009; Van Haluwyn *et al.*, 2013);
- La capacité à s'installer en pionnier sur des substrats difficiles, comme les rochers (Bricaud, 2009);
- La résistance aux températures extrêmes: la photosynthèse peut encore être active à des températures très basses (Bricaud, 2009);
- La formation de substances spécifiques, comme les acides lichéniques (Bricaud, 2009; Van Haluwyn *et al.*, 2013).

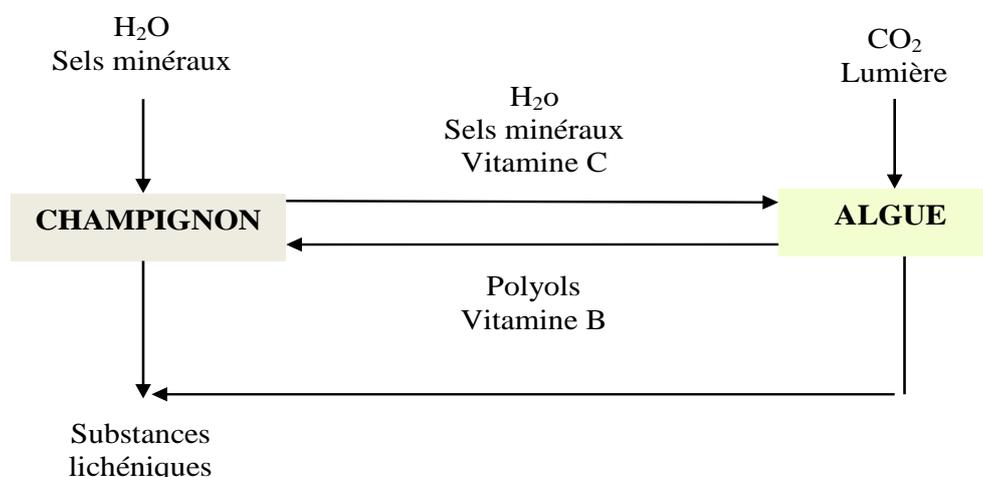


Figure 11: Échanges nutritionnels entre les partenaires des lichens (Van Haluwyn *et al.*, 2013).

III.3.4.2. Intérêt du champignon (hétérotrophe) dans la lichénisation

Le champignon, hétérotrophe, a un rôle de fixation sur le substrat grâce aux rhizines ainsi qu'un rôle de protection (Van Haluwyn *et al.*, 2013). Il fournit à l'algue l'eau (humidité), les sels minéraux (sous forme de poussière et de solutions), du gaz carbonique (Clauzade and Rondon, 1966; Poikolainen, 2004) et des vitamines comme la vitamine C pour la photosynthèse (Van Haluwyn *et al.*, 2013). Ces nutriments sont absorbés de l'atmosphère ou du substrat (Hunbert, 2012).

Le champignon contrôle le transfert des glucides du photobionte (algue) dans les lichens; il semble dans certains cas, contrôler non seulement la physiologie et la reproduction des algues dans le thalle mais également leur taille (Richardson, 1999).

Le partenaire fongique quantitativement prédominant qui rivalise pour l'espace au dessus du sol, assure un éclairage adéquat et facilite l'échange de gaz (Honegger, 1993).

Le champignon fournit un habitacle pour l'algue qui la protège des agressions extérieures, notamment de la dessiccation ou des prédateurs (Habashi and Clerc, 2013). Il protège ainsi l'algue des rayonnements solaires (Hunbert, 2012). Le mycobionte peut parfois vivre en saprophyte en exploitant les substances organiques du milieu ou en parasite sur un autre lichen (Van Haluwyn *et al.*, 2013).

III.3.4.3. Intérêt de l'algue (autotrophe) dans la lichénisation

En échange, l'algue (autotrophe) fournit au champignon des sucres dont il a besoin pour se nourrir et qu'elle produit par la photosynthèse (Burgisser *et al.*, 2004; Hunbert, 2012; Habashi and Clerc, 2013). À partir du CO₂ de l'air, de l'eau et de lumière, les algues vertes produisent les dérivés de sucres, des polyols et les vitamines B et ces produits photosynthétiques sont transmis au champignon (Van Haluwyn *et al.*, 2013). Dans le cas des cyanobactéries, le carbone est cédé au champignon plutôt sous forme de glucose (Van Haluwyn *et al.*, 2013) et elles sont aussi capables de fixer l'azote atmosphérique. De plus, les cyanobactéries sont capables de métaboliser l'azote de l'air (Farou and Guerin, 2015).

L'avantage du champignon réside dans le fait qu'il obtient la matière organique produite par les algues par la photosynthèse; alors que le partenaire algal, grâce à la protection offerte par le mycélium fongique, acquiert la capacité de survivre dans des substrats (Aprile *et al.*, 2011).

III.4. Écologie des lichens

Les lichens se trouvent dans la plupart des écosystèmes terrestres du monde (Shukla *et al.*, 2014) et représentent plus de 8 % de la couverture terrestre (Lange *et al.*, 2001). Les lichens sont parmi les plus résistants des organismes vivants (Aubert *et al.*, 2007). Ils survivent dans des environnements extrêmes, y compris les déserts, les hautes montagnes et les zones glaciales de tous les continents (Moreau *et al.*, 2002) quelle que soit l'altitude ou la latitude, dans les stations les plus différentes les unes des autres, et sur presque tous les substrats naturels ou artificiels. Seul le milieu marin n'en renferme que très peu de lichens (Clauzade and Rondon, 1966).

La végétation lichénique dépend étroitement des facteurs écologiques, en particulier des facteurs substratiques, climatiques et biologiques (Souchon, 1971). Ces facteurs écologiques jouent un rôle essentiel dans la croissance, le développement, la distribution et la diversité des espèces de lichens (Jayalal *et al.*, 2015).

III.4.1. Facteurs substratiques

Les lichens font partie des organismes pionniers, capables de coloniser de nouveaux milieux. Leurs substrats sont très variés; ils peuvent vivre sur l'écorce des arbres vivants (épiphytes, corticoles), sur les bois morts (lignicoles), sur la roche (saxicoles) et sur le sol (terricoles) (Burgisser *et al.*, 2004). De même, ils peuvent pousser sur les mousses (lichens muscicoles), sur les feuilles (lichens foliicoles) et sur d'autres lichens (lichénicoles) (Humbert, 2012). Les lichens ne tirent aucun élément nutritif de ces supports, mais sont très sensibles à leurs caractéristiques mécaniques et chimiques (Clauzade and Rondon, 1966; Humbert, 2012). Certains lichens sont spécifiques des roches calcaires (calcicoles) ou des roches siliceuses (calcifuges), les substrats acides (acidophiles), les substrats basiques (basophiles), et les substrats riche en produits azotés ou nitrates (nitrophiles) (Clauzade and Rondon, 1966).

Ainsi, les lichens se trouvent dans les villes urbaines où la pollution atmosphérique est importante, sur les substrats naturels ou artificiels comprenant le plastique, le verre, le béton, les pierres, le cuir, les métaux, le carton, le bois, les briques, etc. (Figure 12) et aussi sur les tissus des animaux vivants. Cependant, des parties non vivantes de ces derniers sont des substrats pour les lichens telles que la carapace des tortues et les coquilles d'animaux marins (Clauzade and Roux, 1987).



Figure 12: Lichens sur des substrats artificiels (Bellenfant *et al.*, 2010).

La colonisation de la surface de l'écorce est régie par la relation des facteurs climatiques et l'état nutritionnel qui détermine la diversité des lichens sur la surface, tandis que sur la surface de la terre, la colonisation par les lichens est limitée par leurs faibles capacités compétitives en raison de leurs petites structures (Shukla *et al.*, 2014).

III.4.2. Facteurs climatiques

Les facteurs climatiques ont un rapport avec la situation géographique, le relief, l'exposition et aussi la végétation; ils interviennent dans la répartition géographique des lichens sur le long terme (Clauzade and Rondon, 1966). Les lichens sont présents dans tous les substrats disponibles et dans toutes les conditions climatiques possibles (Shukla *et al.*, 2014).

III.4.2.1. Facteurs hydriques

Les lichens ont une nature poïkilohydrique pour survivre dans diverses conditions climatiques (Kappen, 1988; Dahlman and Palmqvist, 2003; Aubert *et al.*, 2007) car ils n'ont pas de mécanisme pour empêcher la dessiccation. Ils dessèchent et restent dormants lorsque leur environnement est sec mais peuvent se réhydrater lorsque l'eau devient disponible à nouveau (Shukla *et al.*, 2014). En raison de cette nature, les lichens ont une capacité de passer rapidement et réversiblement de l'état sec à l'état hydraté (phénomène de reviviscence) (Van Haluwyn *et al.*, 2013).

Les lichens absorbent habituellement l'eau directement à travers leur surface corporelle par des précipitations, le brouillard et ont même une capacité d'extraire l'humidité de l'air dans des conditions de basses températures et d'humidité élevée (Nash III *et al.*, 2008).

De par ce comportement, les lichens vivres longtemps dans les zones sèches même sur les pierres et les rochers (Shukla *et al.*, 2014).

Les lichens présentent des modifications élevées de leurs activités métaboliques suivant le taux d'hydratation (Kappen, 1988) et cette activité métabolique reste importante même dans des conditions de temps relativement sec (Aubert *et al.*, 2007). A l'état sec, ils sont en état de vie ralentie et leurs échanges gazeux sont difficiles à détecter mais dès qu'ils sont humides la respiration et la photosynthèse augmente très rapidement (Van Haluwyn *et al.*, 2013). La dessiccation et la réhydratation sont importantes entre les partenaires de la symbiose du lichen (Honegger, 1993).

III.4.2.2. Facteur de température

La température la plus appropriée pour la croissance de lichens est comprise entre (20°C et -25°C) (Shukla *et al.*, 2014). Les lichens sont très résistants aux températures extrêmes (Jahns, 1996). Les valeurs de températures très élevées permettent aux lichens de vivre longtemps dans les zones désertiques (Jahns, 1996). Cependant dans des conditions sèches, ils présentent une faible croissance ce qui affecte leurs diversités (Shukla *et al.*, 2014). En hiver, à faible températures, l'activité photosynthétique est plus grande en journées courtes qu'en journées longues (Souchon, 1971), ce qui permet la synthèse des glucides après la réhydratation (Aubert *et al.*, 2007).

III.4.2.3. Facteur de lumière

La lumière est un facteur écologique essentiel pour contribuer à la croissance des lichens, (Dahlman and Palmqvist, 2003). Les espèces lichéniques préfèrent les stations éclairées que les lieux ombragés, mais cette préférence est liée à l'humidité de ces stations (Ozenda and Clausade, 1970). La lumière solaire a des effets directs sur la croissance des lichens (Dyer and Letourneau, 2007) car la quantité de lumière reçue par le photobionte pendant les périodes d'hydratation du thalle détermine leurs croissances (Dahlman and Palmqvist 2003). La richesse des espèces de lichens augmente avec la luminosité (Ozenda and Clausade, 1970).

III.4.2.4. Facteur du vent

Certaines espèces localisées sur des arbres isolés ou des roches exposées sont tolérantes à l'action du vent. L'action mécanique du vent est directe, elle peut briser les thalles lichéniques à l'état sec (lichens fruticuleux) dans les stations très exposées (Souchon,

1971), par contre l'action physiologique est indirecte et se fait par le biais d'une augmentation de la vitesse de déshydratation (Van Haluwyn *et al.*, 2013).

III.4.3. Facteurs biologiques

La concurrence vitale s'exerçant entre les lichens eux-mêmes et aussi entre les lichens et les autres plantes qui détruisent ou modifient les conditions du milieu ou l'inverse, facilite la dissémination des lichens. Ainsi, l'influence des animaux et de l'homme (facteurs anthropozoïques) se manifestant surtout par des actions mécaniques (piétinement: fragmentation des thalles) et chimiques (pollution atmosphérique) (Clauzade and Rondon, 1966; Van Haluwyn *et al.*, 2013). Les interactions biotiques tels que le mutualisme et la prédation affectent la diversité des lichens (Dyer and Letourneau, 2007).

III.4.4. Facteur du temps

Le temps joue un rôle important dans le peuplement d'un milieu déterminé, principalement dans le cas des lichens dont la croissance est si lente et la longévité si grande (Clauzade and Rondon, 1966). Les lichens sont toute l'année en contact avec l'atmosphère. Ils absorbent en même temps que les éléments qui leur sont essentiels, tous les polluants contenus dans l'atmosphère. Ainsi, l'influence de la qualité de l'air sur la flore lichénique est un facteur écologique essentiel sur leur développement (Humbert, 2012). Les lichens font partie des organismes les plus intéressants liés à la stabilité écologique des habitats naturels (Catalano *et al.*, 2012).

III.5. Intérêt économique et biologique des substances à base de lichens

Les lichens ont été utilisés à diverses fins, principalement en période de guerre et dans les régions pauvres (Ozenda and Clauzade, 1970). Plusieurs lichens sont riches en matières colorantes, en particulier pourpre (*Rocella tinctoria*). D'autres ont été incorporés à la matière médicale comme plantes médicinales (Donkin, 1981) et ils ont été utilisés dans de nombreuses cultures folkloriques (Wang *et al.*, 2001).

III.5.1. Utilisation de lichens dans les aliments pour l'humain

Il existe un nombre important d'utilisations de lichens dans l'alimentation humaine dans différentes cultures (Barroso-Martins, 2013). Dans le désert d'Afrique du Nord, le lichen semble avoir été considéré comme un aliment d'urgence (Donkin, 1981).

En période de guerre et de famine, en Arménie, en Asie et en Norvège le lichen a été séché et broyé avec du blé pour fabriquer du pain (Donkin, 1981).

Pendant, la guerre d'Algérie en 1845, l'armée française avait mélangé le lichen *Lecanora esculenta* à de l'orge afin de nourrir les chevaux des troupes. Ils l'ont aussi mélangé avec la farine pour la préparation du pain dans les régions des montagnes (Donkin, 1981).

Dans la région chinoise du Yunnan, les habitants utilisent le lichen *Ramalina* afin de préparer un plat traditionnel froid servi lors de banquets de mariage (Wang *et al.*, 2001). En Inde, des espèces lichéniques telles que *Parmelia tinctorum* et *Parmelia astrosinensis* sont utilisées pour améliorer le goût des condiments (Barroso-Martins, 2013). Jusqu'à récemment, le lichen *Evernia prunastri* a été vendu au Caire sous le nom de shêba en tant que sorte de levure ou agent de fermentation (Donkin, 1981).

Les lichens jouent un rôle important dans la nutrition des grandes herbivores sauvages ou domestiques, certaines espèces de *Cladonia* servent également de nourriture aux rennes et aux caribous dans les régions glacées de l'Amérique du Nord (Donkin, 1981). Par contre certains lichens toxiques, ont été utilisés comme un poison contre les loups, notamment en Scandinavie (Souchon, 1971).

III.5.2. Usages industriels des lichens

Depuis le XVI^e siècle ou avant, les lichens sont utilisés comme matières premières dans les industries de la parfumerie et de la cosmétique (Llano, 1948). Dans l'Égypte ancienne, les lichens étaient utilisés également comme parfums ou pigments (Gilbert, 2000).

Le lichen couramment utilisé dans l'industrie de la parfumerie, *Evernia prunastri*, est également connu sous le nom de « mousse de chêne » (Joulain and Tabacchi, 2009). Il est produit commercialement dans le sud de l'Europe et l'Afrique du nord et exporté vers la France (Gilbert, 2000) où ses composés aromatiques sont extraits pour obtenir un liquide visqueux par la filtration et la distillation (Barroso-Martins, 2013). L'importance des extraits de lichen et de la mousse de chêne en particulier réside dans le fait que ces extraits représentent les matières premières pour la création des extraits de parfums (Joulain and Tabacchi, 2009).

L'huile essentielle de mousse de chêne est utilisée à l'état naturel dans du savon, sous forme de poudre ou sous forme de résine (Llano, 1948). D'autres espèces telles que *Pseudoevernia* et *Usnea* sont largement utilisées dans la parfumerie (Joulain and Tabacchi, 2009). Cette industrie est encore utilisée avec un peu d'importance dans certains pays tels qu'en France, Amérique du Nord et en Europe centrale (Gilbert, 2000).

Les métabolites secondaires obtenus à partir de différentes espèces de lichens sont également connus depuis l'Antiquité (Barroso-Martins, 2013) pour produire des composés colorés largement utilisés dans les tissus, dans les teintures des lainages (Jahns, 1996), dans la décoration des tables et la confection des maquettes (Ozenda and Clauzade, 1970). En Grande-Bretagne la production d'un tissu de luxe de qualité dépend de teintures de lichen (Llano, 1948).

III.5.3. Usages de lichens en médecine traditionnelle et dans l'industrie pharmaceutique

L'utilisation des lichens en médecine remonte à l'antiquité car ils sont des organismes symbiotiques qui produisent des composés secondaires uniques qui procurent des bienfaits médicaux, notamment dans la médecine traditionnelle (Çobanoğlu and Yavuz, 2003; Barroso-Martins, 2013). En (1700-1600 av. J.- C.) *Evernia furfuracea* est importée d'Europe vers l'Égypte et vendue avec *Cetraria islandica* en tant que drogue étrangère (Llano, 1948). Les Égyptiens ont également utilisé *Evernia* pour conserver l'odeur d'épices employées dans l'embaumement des momies (Llano, 1948; Barroso-Martins, 2013).

Certaines espèces lichéniques ont été citées dans la littérature médicale ancienne, telles que *Lethariella* et *Thamnolia* qui sont utilisées comme des thés favorables à la santé, utiles pour réduire la tension artérielle, la graisse corporelle et l'inflammation. Cette utilisation a augmenté de façon remarquable entre 1990 et 1998 au nord-ouest de la Chine et jusqu'à l'heure actuelle (Wang *et al.*, 2001).

En Inde, les lichens du genre *Parmelia* sont utilisés pour traiter diverses maladies tels que les maux de tête, les maladies de la peau et les infections des voies urinaires (Barroso-Martins, 2013). *Usnea barbata* est utilisée pour traiter les cheveux affaiblis en raison de sa nature filamenteuse. Le lichen *Lobaria pulmonaria* a été utilisé comme remède approprié pour les problèmes pulmonaires et l'asthme et le lichen *Xanthoria parietina* était supposé guérir la jaunisse en raison de sa couleur jaunâtre. D'autres espèces ont été utilisées contre la rage (Llano, 1948; Ozenda and Clauzade, 1970; Souchon, 1971; Çobanoğlu and Yavuz, 2003).

La recherche médicale moderne, basée sur l'ancien remède de lichens, a montré que 50% des espèces lichéniques ont des propriétés antibiotiques (Jahns, 1996; Gilbert, 2000; Çobanoğlu and Yavuz, 2003).

Actuellement, une société Britannique s'intéresse aux lichens pour la fabrication de nouveaux produits pharmaceutiques et que *Cetraria islandica* « mousse d'Islande » est une source riche en acide protolichestérinique actif contre les tumeurs cancéreuses (Gilbert, 2000).

III.5.4. Usages de lichens comme indicateurs de la pollution atmosphérique

L'usage des lichens se trouve dans leur aptitude de plante indicatrice de la pollution de l'environnement (Jahns, 1996). Les lichens ont été définis comme des « systèmes de contrôle permanents » pour l'évaluation de la pollution de l'air (Conti and Cecchetti, 2001). En raison de leur grande sensibilité aux polluants spécifiques et de leur capacité à stocker les contaminants dans leurs tissus biologiques, les lichens sont définis comme des bioindicateurs de la pollution atmosphérique (Van Haluwyn and Lerond, 1993; Wolterbeek *et al.*, 2003; Aprile *et al.*, 2011).

L'impact environnemental des dépôts atmosphériques a été étudié pendant plus d'un siècle. En 1866, le botaniste Nylander avait remarqué que les arbres de ville ne portaient que quelques espèces, contrastant avec leur richesse en épiphytes dans les campagnes (Ozenda and Clauzade, 1970).

Les lichens les plus sensibles ont tendance à disparaître des zones polluées tandis que les espèces les plus tolérantes peuvent être observées dans les villes et les zones industrielles (Souchon, 1971; Branquinho and Catarino, 1997; Kirchbaum, 1997; Burgisser *et al.*, 2004; Seaward, 2008). Depuis longtemps les lichens épiphytes sont les mieux adaptées en tant que bio-indicateurs de la pollution atmosphérique car ils montrent une sensibilité différentielle à cette pollution (Sloof, 1993; Poikolainen, 2004; Sett and Kundu, 2016).

Divers polluants toxiques et les poussières sont considérés comme responsables de provoquer souvent une modification de la flore lichénique (Durelle and Lallemand, 1983). Les lichens absorbent de différentes quantités de polluants et les accumulent dans leurs thalles, qui ne disposent d'aucun système de régulation des entrées et des sorties, tels que les stomates de végétaux qui leur permettent de contrôler les échanges avec l'atmosphère (Bricaud, 2010). Par cette toxi-sensibilité, les lichens constituent un outil précieux et fiable afin de surveiller et estimer la pollution atmosphérique d'un grand nombre des éléments traces métalliques et agir comme un filtre à air en particulier en milieu urbain (Jahns, 1996; Kar *et al.*, 2014).

IV. Bio-indication et Bioaccumulation Lichéniques

La pollution de l'air a été indexée par les variations de la biodiversité et de la richesse en espèces des bio-moniteurs (Wolterbeek, 2002). Les lichens sont des bio-indicateurs idéaux de la composition chimique atmosphérique avec la disparition de certaines espèces sensibles face à certains polluants (Hawksworth and Rose, 1970; Garty *et al.*, 1977; Gries, 1996; Jeran *et al.*, 1996; Mulgrew and Williams, 2000; Sheppard *et al.*, 2007).

Certaines espèces de lichens sont résistantes aux polluants tels que les éléments traces métalliques et sont utilisées comme des bio-accumulateurs les plus efficaces (Ahmadjian, 1993; Nimis and Bargagli, 1999; Wolterbeek *et al.*, 2003; Garty *et al.*, 2003; Poikolainen, 2004; Rzepka and Cuny, 2008; Cansaran-Duman *et al.*, 2009). Ils ont une capacité à accumuler une variété de polluants dans leurs thalles provenant des sources anthropiques (Shukla *et al.*, 2014; Sett and Kundu, 2016).

Les lichens assimilent les polluants à un rythme rapide, mais ils les libèrent à un taux faible (Walther *et al.*, 1990; Mulgrew and Williams, 2000). La sensibilité dépend en grande partie de la morphologie et des caractéristiques physiologiques du lichen (Pinho *et al.*, 2004). Les bio-indicateurs doivent être sensibles aux facteurs étudiés, avoir une présence étendue, une mobilité réduite et un long cycle de vie, tandis que les bio-accumulateurs doivent être tolérants aux substances observées, donc pas de différences substantielles entre les techniques de bio-indication et de bio-accumulation, même si les premières reposent sur des estimations biologiques et les dernières sur des analyses chimiques (Nimis, 1999a; Nimis *et al.*, 1999).

IV.1. Sensibilité des lichens aux polluants atmosphériques

La pollution atmosphérique en milieu urbain est un phénomène bien connu (Bergamaschi *et al.*, 2007). Depuis lors, les lichens ont joué un rôle de premier plan dans les études sur la pollution à travers le monde. Ils sont parmi les bio-moniteurs les plus sensibles aux stress environnementaux, en particulier la pollution atmosphérique et perturbations d'origine humaine (Ahmadjian, 1993; Nimis *et al.*, 2002; Cansaran-Duman *et al.*, 2009; Rai *et al.*, 2012; Achotegui-Castells *et al.*, 2013).

Les lichens n'ont pas de racines, ils absorbent une grande partie de leurs matières premières directement de l'air et de l'humidité qui les entourent ce qui les rendent très sensibles à la pollution de l'air (aux différents polluants gazeux) et aux pluies acides (Pearson, 1993; Sett and Kundu, 2016).

Ainsi, ils sont sensibles à la déposition des composés chimiques et des changements chimiques dans les substrats de leur hôte. Cependant les niveaux de mortalité du lichen dépendent du taxon avec les espèces sensibles mourant à de faibles niveaux d'exposition aux toxines (Dyer and Letourneau, 2007). Ceci est dû au fait que les lichens n'ont aucun moyen d'excréter les polluants qu'ils absorbent et que ces matériaux s'accumulent à l'intérieur de leurs cellules (Sett and Kundu, 2016). Alors que d'autres peuvent être très résistantes aux niveaux élevés d'éléments potentiellement toxiques (Brown and Brown, 1991).

Tous les lichens ne sont pas également sensibles aux polluants atmosphériques mais présentent une sensibilité différente aux polluants atmosphériques spécifiques (Gries, 1996). Grâce à la réponse spécifique aux polluants atmosphériques, les lichens peuvent être désignés comme d'excellents bio-moniteurs de la qualité de l'air (Gonzalez and Pignata, 2000). La sensibilité des lichens aux concentrations élevées des éléments traces métalliques dans les tissus varie considérablement selon les espèces et les différents éléments traces à proximité des sources d'émission (Seaward, 1995; Mulgrew and Williams, 2000). Cette sensibilité peut diminuer exponentiellement avec l'augmentation de la distance par rapport aux sources d'émission (Poikolainen, 2004).

IV.1.1. Réponse des lichens à la pollution atmosphérique

De nombreuses études sur l'interaction des lichens et de la pollution atmosphérique ont été exécutées au cours des trois dernières décennies et révèlent que les lichens peuvent être classés en trois catégories en termes de réponses à la pollution atmosphérique (Garty *et al.*, 1977; 2003):

- 1▪** Des espèces sensibles, endommagées et détruites par la pollution atmosphérique;
- 2▪** Des espèces apparaissant après la communauté de lichens indigènes qui a été détruite par des modifications naturelles et / ou artificielles;
- 3▪** Des espèces tolérantes, appartenant à la communauté autochtone et résistant à la pollution atmosphérique.

Ainsi, certains lichens associés à des substrats riches en éléments traces métalliques sont des espèces communes qui tolèrent les éléments et sont présentes dans les zones polluées et non polluées (Baćkor and Loppi, 2009). Les espèces de la troisième catégorie sont les plus avantageuses pour mesurer les concentrations des éléments traces métalliques en fournissant du matériel biologique non endommagé provenant de zones urbaines, industrielles ou propres (Garty *et al.*, 1977).

La sensibilité des espèces de lichens aux polluants atmosphériques peut être estimée à partir de plusieurs sources (Van Haluwyn and Van Herk, 2002):

- Les mesures de la pollution de l'air peuvent être comparées aux lichens présents sur un site donné;
- Des informations peuvent être utilisées généralement dérivées d'observations abiotiques;
- La sensibilité peut être estimée à partir de la composition spécifique sur les sites étudiés ou de l'état général et du degré d'endommagement observé dans les thalles;
- Des valeurs de sensibilité connues peuvent être utilisées qui sont dérivées d'études précédentes.

IV.1.2. Effets des polluants atmosphériques sur l'état des lichens

En raison de l'expansion rapide de l'industrie et de la l'agriculture au cours des derniers siècles (Baćkor and Loppi, 2009), de même des incendies dans les forêts, le chauffage domestique en hiver et le trafic routier (Déruelle and Lallemand, 1983), les lichens sont fréquemment exposés à un excès d'éléments traces métalliques (Baćkor and Loppi, 2009) qui sont facilement absorbés par les lichens. Cette disponibilité en métal peut avoir son impact sur la physiologie des lichens et perturber profondément leur métabolisme (Conti and Cecchetti, 2001; Wolterbeek *et al.*, 2003).

Les principaux signes visibles de dommages dus à la pollution atmosphérique chez le lichen sont:

- Physiologique: réduction générale de l'activité de la photosynthèse et de la respiration (Skert and Grahonja, 2013);
- Morphologique: près des sources polluantes, une évolution progressive de détérioration des conditions de viabilité du lichen et modifications de la forme du thalle avec une décoloration et un détachement de certaines parties du thalle du substrat (González and Pignata, 2000; Skert and Grahonja, 2013);
- Écologique: dans les zones fortement industrialisées, il y a souvent une modification de la biodiversité des communautés de lichens (Skert and Grahonja, 2013).

Cette diminution de l'abondance des lichens et les tendances spatiales de la diversité des lichens sont déterminées autour des zones urbaines et industrielles (d'une variété de sources tels que fonderies de cuivre, de zinc et de nickel, aciéries, centrales électriques, bords de route...) (Sloof, 1993; Gombert *et al.*, 2004) tout en tenant compte du fait que les variables anthropogéniques sont responsables du déclin des lichens (Sett and Kundu, 2016).

IV.1.3. Lichens Bio-indicateurs et Bio-accumulateurs Appropriés

Il est bien connu que les lichens ont un ensemble de caractéristiques qui les rendent bien adaptés à la bio-surveillance (Pinho *et al.*, 2004). Les propriétés qui font de ces cryptogames d'excellents indicateurs et accumulateurs biologiques de la pollution atmosphérique sont:

- Les lichens ont de vastes aires géographiques ce qui permet l'étude des gradients de pollution sur de longues distances (Pearson, 1993; Conti and Cecchetti, 2001; Wolterbeek *et al.*, 2003; Aprile *et al.*, 2011);
- La morphologie des lichens ne varie pas avec les saisons et l'accumulation de polluants peut se produire tout au long de l'année (Déruelle and Lallemand, 1983; Pearson, 1993; Conti and Cecchetti, 2001; Asta *et al.*, 2002; Garrec and Van Haluwyn, 2002; Wolterbeek *et al.*, 2003; Aprile *et al.*, 2011);
- Les lichens ont généralement une très longue durée de vie qui permet de suivre l'évolution de la pollution atmosphérique (Déruelle and Lallemand, 1983; Van Haluwyn *et al.*, 1986; Pearson, 1993; Garrec and Van Haluwyn, 2002; Wolterbeek *et al.*, 2003; Aprile *et al.*, 2011);
- Une capacité élevée d'absorption et d'accumulation de polluants absorbés de l'atmosphère en raison de l'absence de système racinaire, de cuticules protectrices et de stomates (Déruelle and Lallemand, 1983; Van Haluwyn *et al.*, 1986; Pearson, 1993; Garrec and Van Haluwyn, 2002; Wolterbeek *et al.*, 2003; Aprile *et al.*, 2011; Skert and Grahonja, 2013);
- La reviviscence: en période de sécheresse, le lichen devient inactif mais capable de survivre jusqu'à la prochaine pluie où il redeviendra actif (Déruelle and Lallemand, 1983; Asta *et al.*, 2002; Garrec and Van Haluwyn, 2002). Lorsque les lichens sont hydratés, les nutriments et les polluants sont absorbés sur toute la surface de thalle (Nieboer *et al.*, 1978; Shukla *et al.*, 2014). Dans les cas de fortes pluies, les nutriments et les polluants sont lessivés progressivement. Il existe un équilibre dynamique entre l'accumulation et la perte de nutriments / polluants dans l'atmosphère, ce qui fait que le lichen est un outil sensible pour la détection des modifications dans la qualité de l'air (Pearson, 1993).
- Les lichens réagissent relativement vite à une détérioration de la qualité de l'air et peuvent recoloniser les environnements urbains et industriels (Déruelle and Lallemand, 1983; Garrec and Van Haluwyn, 2002);
- La résistance aux conditions de laboratoire et leur facilité à être récoltés (Conti and Cecchetti, 2001).

Les méthodes de bio-surveillance permettent d'identifier l'état de certains paramètres environnementaux en fonction de leurs effets sur les organismes sensibles (Nimis *et al.*, 1999; Nimis, 1999). Celles-ci se manifestent à deux niveaux ce qui correspond à deux catégories de méthode: bio-indication et bio-accumulation par utilisation des variations de diversité et / ou d'abondance des espèces de lichens, des variations de paramètres physiologiques, ou par l'utilisation des lichens comme accumulateurs de polluants (Asta *et al.*, 2002; Pinho *et al.*, 2004).

IV.2. Bio-indication lichéniques

La bio-indication lichénique est basée sur une échelle d'espèces indicatrices en notant la présence et / ou l'absence de chaque espèce au sein des écosystèmes et leurs sensibilités aux stress environnementaux, en particulier en ce qui concerne la pollution atmosphérique (Seaward, 1995; Asta *et al.*, 2002).

C'est une méthode visuelle et particulièrement rapide, simple et économique, elle ne fait référence qu'à des effets observables au niveau de l'individu se traduisant par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques (Garrec and Van Haluwyn 2002). Les méthodes de bio-indication basées sur l'estimation des effets des variations environnementales et sur les composants sensibles des écosystèmes sont appelées les bio-indicateurs (Nimis, 1999a).

IV.2.1. Lichens bio-indicateurs de la pollution atmosphérique

L'utilisation du terme « bio-indicateur » est liée à la réponse des organismes à différents niveaux de pollution et qui repose sur l'estimation des effets et des modifications environnementales causés par la pollution atmosphérique (Ocelli *et al.*, 2013).

Un organisme est considéré comme un bio-indicateur lorsqu'il présente des réactions identifiables à différents degrés de pollution (Nimis *et al.*, 1991). Ils peuvent également être très utiles en raison de leur sensibilité élevée et réagir spécifiquement à un polluant donné ou, de manière non spécifique, à un mélange de substances toxiques sur une longue période de temps ou pour intégrer son influence dans une zone connue (De Temmerman *et al.*, 2004). Les bio-indicateurs sont définis comme des organismes permettant d'indiquer la présence de la quantité de polluants atmosphériques (Nimis, 1999a; Conti and Cecchetti, 2001).

En milieu urbain, plusieurs études par l'utilisation des lichens ont été réalisées dans le but de bio-indication de la pollution atmosphérique car leur métabolisme dépend essentiellement de l'atmosphère (Habashi and Clerc, 2013; Skert and Grahonja, 2013).

Ceci afin de fournir une indication de l'impact des polluants au niveau de l'écosystème (Garrec and Van Haluwn, 2002; Aras *et al.*, 2011).

IV.2.2. Lichens indicateurs écologiques

Les lichens épiphytes ont été largement reconnus comme des indicateurs écologiques efficaces pour la détection des éléments traces atmosphériques (Hawksworth and Rose 1970; Nirnis *et al.*, 1991; Van Dobben *et al.* 2001; Sett and Kundu, 2016). Ils réagissent avec une rapidité relative à la dégradation de la qualité de l'air et peuvent recoloniser les environnements urbains et industriels en conséquence de l'amélioration des conditions, cela a été observé dans de nombreuses régions d'Europe (Seaward and Letrouit-Galinou, 1991, Kricke and Loppi, 2002; De Temmerman *et al.*, 2004; Skert and Grahonja, 2013).

Actuellement, l'utilisation des lichens comme bio-indicateurs et bio-accumulateurs est répandue dans presque toutes les grandes villes d'Europe et dans de nombreux pays (Skert and Grahonja, 2013). Dans le domaine de la surveillance de l'environnement à l'aide de lichens, des observations empiriques et à différentes échelles d'interprétation ont été proposées. Elles montrent l'ampleur des écarts possibles par rapport aux situations normales, permettant ainsi une évaluation en termes de qualité de l'environnement sachant que la sensibilité des lichens est variée (Nimis *et al.*, 1999; Richardson and Cameron, 2004).

IV.2.3. Méthodes de mesure de la pollution atmosphérique par les lichens

La possibilité de mesurer la réponse aux changements atmosphériques dans une étude de terrain dépend des concentrations de fond dans les lichens, du niveau de pollution atmosphérique et de la nature chimique des éléments traces métalliques (Sloof, 1993).

L'utilisation des lichens est une méthode efficace de surveillance des niveaux des ETMs en suspension dans l'air (Walther *et al.*, 1990) et permet de suivre les taux de ces ETMs à proximité de sources d'émissions routières et industrielles (Garty, 2001; Loppi *et al.*, 2004).

Depuis les années 1970, plusieurs méthodes de bio-indication utilisant la diversité des espèces de lichens où l'étude des relations lichéno-sociologiques entre différentes espèces et les conditions environnementales ont été décrites et fréquemment appliquées dans différents pays du monde pour cartographier différents types de pollution (Van Haluwyn *et al.*, 1986; Batic and Mayrhofer, 1996; Sett and Kundu, 2016).

Deux types de méthodologies exprimant la sensibilité des espèces à la pollution atmosphérique: les méthodes qualitatives ou approche communautaire s'appuient sur une échelle de correspondance entre la végétation lichénique et le taux de pollution à partir d'observation directe sur le terrain (Van Haluwyn *et al.*, 1986). Elle est basée sur l'espèce car chacune ayant un seuil de tolérance à la pollution et peut être exprimée par des valeurs d'indicateurs écologiques (Van Haluwyn and Van Herk, 2002).

Les méthodes les plus largement utilisées dans la littérature sont les méthodes quantitatives qui nécessitent le calcul des indices de pollution atmosphérique par des formules mathématiques relatives à la flore lichénique (Van Haluwyn *et al.*, 1986). Ce sont des méthodes du gradient, en utilisant le fait que les niveaux d'éléments augmentent avec la proximité croissante de la source de pollution (Nimis *et al.*, 1991; Sloof, 1993).

Ces deux approches reposent sur l'étude de l'altération de la composition floristique sous une dégradation de la qualité de l'air (Garrec and Van Haluwyn, 2002). La distinction entre les méthodes quantitatives et qualitatives est plutôt faible, puisque les étapes méthodologiques de base sont similaires (Van Haluwyn and Van Herk, 2002).

Une série d'indices atmosphériques ont été développés sur la base de présence de lichens, comme l'échelle zonale de Hawksworth et Rose (1970), la méthode d'IAP de Leblanc et De Sloover (1970). Depuis 1987, de nombreuses études ont été réalisées sur cette méthode, ce qui a permis de franchir une étape importante dans la normalisation des méthodes en Allemagne, par une ligne directrice européenne pour cartographier la diversité des lichens (Verein Deutscher Ingenieure VDI, 1995) et en Italie (Nimis, 1999a). Une autre méthode d'estimation de l'impact de la qualité globale de l'air a été proposée par Asta *et al.* (2002). Récemment, la méthode française de l'IBLE (Indice Biologique de Lichens Epiphytes) fut normalisée par l'AFNOR en 2008 (Site web n°6), et elle est en cours de normalisation au niveau européen.

Ces indices essayent d'évaluer un degré général de pollution atmosphérique (Agnan *et al.*, 2017) par l'utilisation des espèces épiphytes (se développant sur un végétal) et plus précisément corticoles (se développant sur les écorces des troncs d'arbres) car ce sont les moins sujettes à l'influence de leur substrat (Ocelli, 2014).

IV.2.3.1. Méthode Hawksworth et Rose (1970)

La méthode de Hawksworth et Rose établie en 1970 pour la Grande-Bretagne a été à la base des méthodes qualitatives. Il s'agit d'une échelle de corrélation entre la composition floristique et les données de pollution (Van Haluwyn and Van Herk, 2002).

Cette méthode définit 11 zones de qualités différentes, numérotées de 0 à 10 (selon un gradient croissant de pureté), la zone 0 représentant la pollution maximale, la zone 10 correspondant à la pureté optimale (Annexe 1; tableau 1). Différentes espèces épiphytes sont réparties selon un gradient de pollution exprimé en moyennes hivernales de SO₂. En pratique, deux types d'échelles de sensibilité des espèces de lichens épiphyte sont utilisables; l'une se développe sur les écorces acides, l'autre sur les écorces neutres (Hawksworth and Rose, 1970; Van Haluwyn *et al.*, 1986; Conti and Cecchetti, 2001; Gombert *et al.*, 2004; Delfosse and Delporte, 2006; Svoboda, 2007; Conti, 2008).

IV.2.3.2. Méthode Le Blanc et De Sloover (1970)

Durant la même période, une méthode quantitative permettant de déterminer un indice de pollution, tel que l'indice de pureté atmosphérique (IPA) est élaboré au Québec par Le Blanc et De Sloover, (1970) et qui reflète une mesure de la richesse des espèces de lichens épiphytes de bonne diversité à faible diversité (Kricke and Loppi, 2002). Cette méthode permet d'évaluer et cartographier les niveaux de pollution atmosphérique. Ces valeurs d'IPA sont regroupées en cinq niveaux (Figure 13).

Pollution atmosphérique	extrêmement polluée		fortement polluée		polluée		faiblement polluée		non polluée						
Codes de couleur															
IPA	1		5,5	5,6		15,5	15,6		35,5	35,6		35,6	75,5		>75,6

Figure 13: Échelle d'évaluation de la pollution de l'air par l'indice de pureté atmosphérique (IPA) (Le Blanc and De Sloover, 1970).

Les mesures sont basées sur le nombre, la fréquence et la tolérance des espèces de lichens présentes dans une zone déterminée (Hawksworth, 1971; André *et al.*, 1984; Conti and Cecchetti, 2001; Conti, 2008; Skert and Grahonja, 2013). L'indice d'IPA a été utilisé en Suisse par Liebendörfer *et al.* (1988) et modifié par Nimis *et al.* (1991). Scerbo *et al.* (1999) ont appliqué cette méthode en Italie. La composition complète en lichens des sites d'échantillonnage est réduite à une valeur unique exprimant la qualité de l'air et peut être déterminée en utilisant la formule suivante:

$$IPA = \frac{1}{10} \times \sum_{i=1}^n (Q_i \times f_i)$$

IPA: Indice de pureté atmosphérique;

i: espèce lichénique;

n: nombre d'espèces de lichens trouvées dans la station;

Qi: indice écologique de l'espèce *i* (le nombre moyen d'espèces "d'accompagnement" des espèces *i*;

fi: coefficient de recouvrement de chaque espèce.

L'indice écologique d'une espèce (*Q*) est déterminé par le nombre d'espèces accompagnant présentes sur toutes les stations étudiées divisé par le nombre total des stations où l'espèce est apparu.

IV.2.3.3. Méthode Van Haluwyn et Lerond (1986)

Van Haluwyn et Lerond (1986) ont développé une nouvelle méthodologie basée sur la sociologie des lichens et permet, quelle que soit la région et quelle que soit la nature de la pollution, de définir une échelle de correspondance lichens-qualité de l'air directement applicable sur le terrain (Garrec and Van Haluwyn, 2002). Cette méthode est basée sur la présence / absence d'un nombre limité d'espèces lichéniques indicatrices (39 espèces) sur six arbres différentes. Ceci permet de définir une échelle qualitative adaptée de manière à permettre de différencier sept zones selon un gradient décroissant de pollution (indiquée par les lettres A à G): les lettres A à E se réfèrent aux zones fortement polluées et les lettres F - G aux zones moins polluées (Annexe 1; tableau 2) (Lerond *et al.*, 1996; Conti and Cecchetti, 2001 Gombert *et al.*, 2004).

IV.2.3.4. Méthode Lallemand et al. (1996)

En raison de la croissance de la pollution azotée après les années 1980, une nouvelle méthode française a été mise au point en 1996 par Lallemand et al. Ils ont mis au point une échelle de cinq zones numérotées de 1 (forte charge en azote) à 5 (aucune atteinte azotée), pour l'estimation de la pollution azotée et ammoniacale en Bretagne (Annexe 1; tableau 3). Le principe de cette échelle est basé sur la présence/absence de certaines espèces lichéniques nitrophiles¹ réparties sur ces cinq zones (Garrec and Van Haluwyn, 2002).

¹ Nitrophile: espèce qui se développe sur des substrats riches en nitrates (l'azote) (par exemple *Xanthoria parietina*) (Site web n°5).

IV.2.3.5. Méthode VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (1995)

En Allemagne, une ligne directrice européenne pour la cartographie de la diversité des lichens en tant qu'indicateurs de stress environnemental, basée sur la directive allemande (VDI, 1995), propose de calculer un indice de qualité de l'air (IQA) pour évaluer la pollution globale. Cet indice repose sur la somme des fréquences moyennes des différentes espèces observées sur six arbres (VDI, 1995; De Temmerman *et al.*, 2001; Gombert *et al.*, 2004; Delfosse and Delporte, 2006). Cette méthode est reprise par Kirschbaum et Wirth (1997) et est reliée directement avec la pollution atmosphérique (Figure 14).

Pollution atmosphérique	extrêmement élevée	très élevée	élevée	moyenne	faible	très faible
Codes de couleur						
IQA	0	13	25	38	50	

Figure 14: Échelle d'évaluation de la pollution atmosphérique par l'Indice de Qualité de l'Air (IQA) (Kirschbaum and Wirth, 1997).

Ensuite un indice de biodiversité des Lichens (IBL) Nimis (1999) a été proposé en Italie. Il a utilisé la même formule avec une surface d'échantillonnage différente tel que le choix des sites d'échantillonnage, les arbres et la position des grilles d'échantillonnage (Garrec and Van Haluwyn, 2002; Conti, 2008).

IV.2.3.6. Méthode Asta et al. (2002)

Un nouveau protocole d'évaluation de la qualité environnementale pour réaliser la cartographie de la diversité lichénique sur l'écorce des arbres (Figure 15) (Asta *et al.*, 2002) a été basé sur la directive allemande VDI (VDI, 1995) et les lignes directrices italiennes (Nimis, 1999) avec cependant des modifications dans le processus d'échantillonnage. Cette méthode élabore une Valeur de Diversité Lichénique (VDL) basée sur la moyenne des sommes de fréquences des espèces trouvées dans les arbres échantillonnés (Asta *et al.*, 2002).

$$VDL = \sum_{i=1}^{i=n} f_i / n$$

Avec *i*: espèces lichéniques; *f_i*: la somme des fréquences de tous les espèces *i* trouvées dans un arbre; *n*: nombre d'arbres échantillonnés.

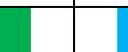
Diversité	très faible	faible	modérée	élevée	très élevée	
Codes de couleur						
LDV	0	20	40	60	80	120

Figure 15: Échelle d'évaluation des valeurs de la diversité des lichens (VDL) (Asta *et al.*, 2002).

IV.2.3.7. Indice de Shannon (H')

L'indice de diversité de Shannon (H') se détermine à partir des proportions du nombre d'individus de l'espèce i (n_i) en fonction du nombre total d'individus de toute espèce associée (N) (Shannon and Weaver, 1964). Mais en absence de données concernant l'inventaire des individus de chaque espèce, il est possible de calculer cet indice à partir des abondances des espèces, afin de mesurer la diversité spécifique des lichens (la richesse spécifique) de chaque station (Lepš and Hadincová, 1992). Cet indice est basé sur la formule:

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=n} (P_i \times \ln P_i)$$

H' : Diversité;

i : espèce lichénique;

P_i : l'abondance proportionnelle de l'espèce i ;

n : nombre total d'espèces observées et \ln est le logarithme naturel.

IV.2.3.8. Indice lichénique de nitrophilie et d'acidophilie

Van Herk (1999) a mis au point le calcul d'un indice de nitrophilie (NIW: Nitrophiele Indicatie Waarde) pour les Pays-Bas. Les espèces reconnues pour le calcul de NIW pour leur affinité à NH_3 sont: *Caloplaca citrina*, *C. holocarpa*, *Candelariella aurella*, *C. reflexa*, *C. vitellina*, *C. xanthostigma*, *Lecanora muralis*, *L. dispersa s. lat. (incl. L. hagenii)*, *Phaeophyscia orbicularis*, *P. nigricans*, *Physcia adscendens*, *P. caesia*, *P. dubia*, *P. tenella*, *Rinodina gennarii*, *Xanthoria candelaria*, *X. calcicola*, *X. parietina* et *X. polycarpa*.

En parallèle Van Herk (1999) a calculé un autre indice d'acidophilie (AIW: Acidophiele Indicatie Waarde) à partir des espèces acidophiles² reconnues pour leur sensibilité à NH_3 : *Cetraria chlorophylla*, *Chaenotheca ferruginea*, *Cladonia* (toutes les espèces sont regroupées), *Evemia prunastri*, *Hypocenomyce scalaris*, *Hypogymnia physodes*, *H. tubulosa*, *Lecanora aitema*, *L. conizaeoides*, *L. pulicaris*, *Lepraria incana*, *Ochrolechia microstictoides*, *Parmelia saxatilis*, *Parmeliopsis ambigua*, *Placynthiella icmalea*, *Platismatia glauca*, *Pseudevernia furfuracea*, *Trapeliopsis flexuosa*, *T. granulosa* et *Usnea* (toutes les espèces sont regroupées).

² Acidophile: espèce qui se développe sur des substrats acides (par exemple *Lecanora conizaeoides*) (Site web n°5).

IV.3. Bioaccumulation lichéniques

Les méthodes de bioaccumulation mesurent les concentrations de substances dans des organismes capables de les absorber et de les accumuler de l'environnement (Nimis *et al.*, 1999; Nimis, 1999). Ramade a défini la bioaccumulation comme un phénomène par lequel une substance, présente dans un biotope, s'accumule en surface et/ou pénètre dans un organisme même si elle n'a aucun rôle métabolique (revu par Garrec and Van Haluwyn, 2002). La bioaccumulation des éléments traces métalliques par les lichens a été effectuée dans le but de surveiller les variations de concentrations dans l'environnement, et de pouvoir identifier les sources d'émissions (Rzepka and Cuny, 2008; Baćkor and Loppi, 2009).

IV.3.1. Lichens comme bio-accumulateurs de la pollution atmosphérique

Les bio-accumulateurs ou les indicateurs d'accumulation sont ceux qui ont la capacité de stocker facilement toute une gamme de polluants dans leurs tissus et qui sont donc utilisés en particulier pour mesurer et surveiller la quantité de polluants, et leur distribution dans l'environnement (Markert *et al.*, 1997; Markert, 2007; Sett and Kundu, 2016). Cette capacité accumulatrice est utilisée en diagnostic pour détecter, en particulier le dioxyde de soufre, le fluor, l'azote, les éléments traces métalliques, les radionucléides et les polluants organiques (Garrec and Van Haluwyn, 2002).

Les lichens épiphytes sont de bons accumulateurs quantitatifs les plus résistants pour les dépôts des ETMs que d'autres plantes indicatrices (Loppi, 2006; Aslan *et al.*, 2011; Van der Wat and Forbes, 2015). En raison du faible taux de croissance des lichens, les concentrations des ETMs dans leurs tissus représentent une valeur accumulée pour le dépôt sur une période donnée (Walther *et al.*, 1990; Baćkor and Loppi, 2009). Le temps de résidence de nombreux éléments traces dans les thalles de lichen est 2 à 5 ans (Nieboer *et al.*, 1978; Nieboer and Richardson, 1981).

La durée d'absorption des éléments traces métalliques dépend de leurs concentrations (Brown and Beckett, 1984). Garty *et al.* (1979) ont montré que des concentrations élevées des ETMs sont incorporées efficacement dans *Caloplaca aurantia* et ne causent aucun dommage apparent au lichen. En parallèle d'autres espèces peuvent conduire à la mort due à la toxicité de la teneur plus élevée de ces ETMs accumulés (Nieboer *et al.*, 1978; Tarhanen *et al.*, 1999).

IV.3.2. Mécanismes d'accumulation des éléments traces atmosphériques

Les ETMs en suspension dans l'atmosphère pénètrent dans les thalles de lichens sous forme de particules minérales d'origine atmosphérique ou des éléments solubles présents dans les solutions de sol ou dans l'eau de pluie (Sarret, 1998; Garty, 2001; Costa *et al.*, 2002; Bergamaschi *et al.*, 2007). Ces ETMs peuvent être accumulés par le piégeage de particules et par des processus physico-chimiques (Figure 16).

IV.3.2.1. Piégeage des particules atmosphériques

Plusieurs lichens accumulent des particules riches en ETMs insolubles incorporées par toute la surface du thalle, soit par les dépôts sur la surface, soit par le piégeage des particules entre les filaments fongiques de la médulle. Ces ETMs restent sous forme minérales et ne pénétrant pas dans la cellule (Nieboer *et al.*, 1978; Garty *et al.*, 1979; Brown and Brown, 1991; Sarret *et al.*, 1998).

IV.3.2.2. Processus d'échange d'ions extracellulaires

L'absorption extracellulaire des ions métalliques est un processus d'accumulation physico-chimiques, rapide et passif de manière réversible par un mécanisme d'échange d'ions dans la paroi cellulaire et la membrane plasmique de surface (Wainwright & Beckett, 1975; Richardson and Nieboer, 1981; Brown and Beckett, 1984; Sarret *et al.*, 1998; Tarhanen *et al.*, 1999; Garty, 2001; Veschambre, 2006; Bačkor and Loppi, 2009; Van der Wat and Forbes, 2015).

IV.3.2.3. Processus d'absorption intracellulaire

L'absorption des éléments à l'intérieur de la cellule, après un passage à travers la membrane plasmique, est un processus actif, lent, contrôlé et limité par la nature des ions métalliques (Brown and Beckett, 1984; Brown and Brown, 1991; Vangronsveld and Clijsters, 1994). Les éléments sont localisés dans le cytoplasme ou dans la vacuole, complexés par des acides aminés ou des phosphates (Sarret, 1998; Tarhanen *et al.*, 1999). La capacité de stockage des ETMs dans ce processus est variable en fonction des éléments et des espèces (Branquinho *et al.*, 1997; Loppi, 2006; Veschambre, 2006). Garty *et al.* (1979) ont montré que le zinc est accumulé à l'intérieur des cellules et sur les parois des hyphes de lichen *Caloplaca aurantia* exposé à une pollution urbaine.

Le processus global d'accumulation des ETMs est très complexe et peut affecter plusieurs processus au niveau physiologique et biochimique de la cellule (Vangronsveld and Clijsters, 1994; Wolterbeek *et al.*, 2003; Bergamaschi *et al.* 2007).

- (1). Piégeage particulaire riche en métal sur la surface de lichen et dans les espaces intercellulaires des filaments fongiques;
- (2). Complication intracellulaire aux métalloprotéines;
- (3). Complexations extracellulaires à des groupes fonctionnels de macromolécules fongiques à partir des parois cellulaires;
- (4). Complexations extracellulaires à des substances lichéniques, ou des acides organiques, tels que les oxalates.

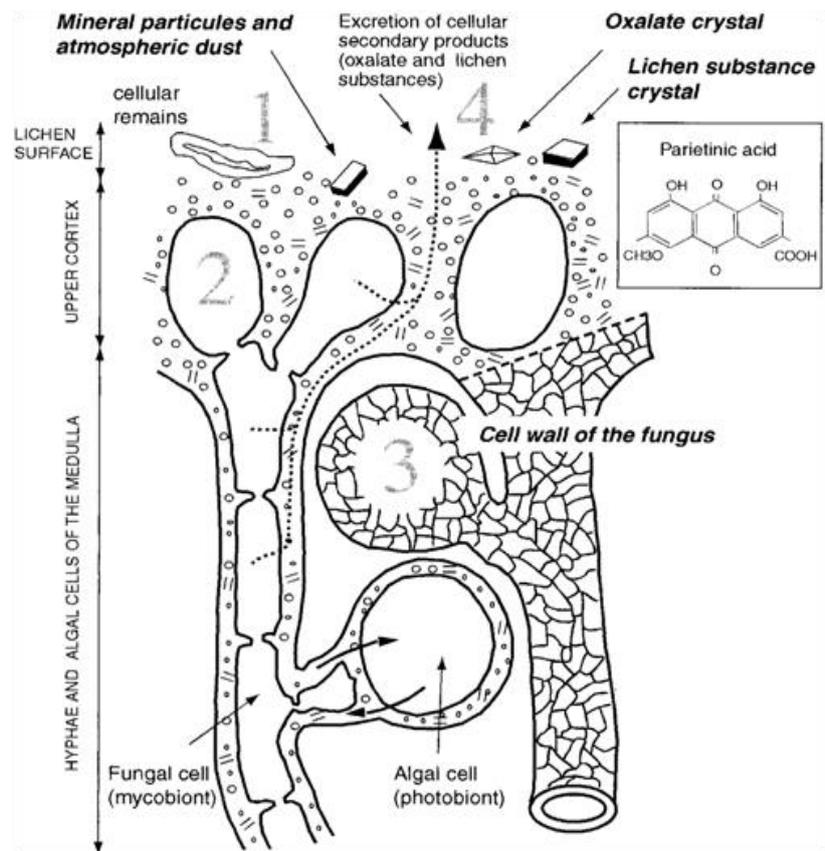


Figure 16: Différents mécanismes d'absorption métalliques dans le lichen (Sarret *et al.*, 1998).

IV.4. Facteurs d'influence d'accumulation des éléments traces chez les lichens

Les concentrations dans les lichens sont également affectées par une variété de facteurs externes et internes associés aux propriétés morphologiques et physiologiques des lichens et le type de source de pollution qui peuvent modifier les concentrations de polluants dans les lichens (Wolterbeek *et al.*, 2003; Poikolainen, 2004; Skert and Grahonja, 2013).

IV.4.1. Facteurs environnementaux

La composition chimique des dépôts (taille, composition, solubilité), les conditions de milieu comme le climat, le degré d'hydratation du thalle et la nature de substrat peuvent modifier le taux d'accumulation des éléments traces métalliques (Nieboer *et al.*, 1978; Sloof, 1995; Sarret, 1998; Sloof and Wolterbeek, 1993; Hoodaji, 2012). Certaines teneurs lichéniques en ETMs peuvent varier selon la saison, c'est le cas, par exemple de Mn (Prussia and Killingbeck, 1991).

La température est un autre facteur important influençant l'absorption d'élément trace métallique; l'accumulation d'éléments augmente avec l'augmentation de la température (Nieboer *et al.*, 1978; Szczepaniak and Biziuk, 2003). La diminution du pH peut augmenter la biodisponibilité des ETMs, exemple les lichens qui poussent dans les zones minières (Baćkor and Loppi, 2009).

L'absorption d'éléments dépend de la localisation des lichens par rapport aux disponibilités des ETMs. L'altitude de la zone peut également avoir un rôle important dans l'accumulation des éléments traces métalliques (Szczepaniak and Biziuk, 2003).

Les types de végétation et la poussière du sol a également été signalée comme une cause dans l'efficacité d'absorption des ETMs (Szczepaniak and Biziuk, 2003; Achotegui-Castells *et al.*, 2013). Les lichens qui poussent sur des arbres isolés contiennent des quantités plus élevées de particules riches en éléments traces que celles contenues dans les arbres denses (Baćkor and Loppi, 2009).

IV.4.2. Facteurs morphologiques et physiologiques

L'accumulation des ETMs dans les lichens ne dépend pas seulement de la disponibilité des éléments de l'environnement mais aussi par les formes chimiques de polluants, la tolérance, la charge, l'âge, le taux de croissance, les propriétés chimiques / morphologiques et physiologiques des espèces de lichens (Richardson and Nieboer, 1981; Sloof and Wolterbeek, 1993; Sloof, 1995; Bennett and Wetmore, 1999; Loppi, 2006),

Les lichens retiennent efficacement les minéraux présents dans l'environnement. Garty *et al.* (1979) suggèrent que l'absorption d'éléments potentiellement toxiques peut causer des dommages réels aux lichens. Par exemple, *Hypogymnia physodes* a un thalle gris lisse avec de grands lobes mais lorsqu'il est exposé à la pollution atmosphérique, la surface se fissurée et la coloration change et devient brune ou noire (Richardson and Nieboer, 1981).

La pollution routière a un effet sur le taux de croissance des jeunes thalles de lichens que les thalles matures qui sont moins affectés (Brown and Beckett, 1984).

Les facteurs physiologiques sont des facteurs spécifiques déterminant l'accumulation des ETMs dans les lichens, leurs résistances résultant des complexations intra ou extracellulaire des polluants par des métabolites (Sarret, 1998).

IV.4.3. La proximité des sources anthropiques et leurs effets sur les lichens

La proximité de sources de pollution joue un rôle important dans la variabilité des concentrations des ETMs dans les thalles des lichens (Cansaran-Duman *et al.*, 2009; Barre,

2013; Sett and Kundu, 2016). Il est bien établi que dans les zones urbaines et industrielles, les lichens présentent des divers niveaux de concentrations en ETMs (Nieboer *et al.*, 1978). ces concentrations en ETMs mesurées sont directement corrélées à celles retrouvées dans l'environnement mais également proportionnelles à une période d'exposition (Brown and Beckett, 1984; Bergamaschi *et al.*, 2007; Rzepka and Cuny, 2008).

Le lichen épiphyte *Lecanora conizaeoides* a été utilisé dans une zone industrielle au Danemark pour surveiller les ETMs et le SO₂. Cette espèce a été choisie en raison de sa grande capacité d'accumulation et de sa tolérance à la pollution atmosphérique (Pilegaard, 1978). Nimis *et al.* (2001) ont montré dans leur étude d'accumulation des ETMs, une plus grande accumulation de Cd et Zn chez *Parmelia caperata*, et d'Al et Fe chez *Xanthoria parietina*.

Une littérature abondante a été consacrée pour le suivi d'accumulation des concentrations des ETMs dans les thalles de *Xanthoria parietina* dans les régions urbaines et dans des zones industrielles afin de surveiller, quantifier et contrôler l'évolution des niveaux de ces concentrations dans l'espace et dans le temps, au nord de la France par Cuny *et al.* (2009), au sud-ouest de la France par Agnan *et al.* (2013) et en Italie (Scerbo *et al.*, 1999; Nimis *et al.*, 2000; Scerbo *et al.*, 2002; Cocozza *et al.*, 2016). Certains lichens sont hyper-accumulateurs et peuvent contenir plus de 1 g/kg de concentration d'un élément (Baker and Brooks, 1989). Honegger (1991) a classé *Xanthoria parietina* comme un hyper-accumulateur des ETMs comme le Zn et Pb.

Au cours des vingt dernières années, la littérature en Algérie (Semadi and Deruelle, 1993; Semadi and Tahar, 1995; Maizi *et al.*, 2012; Khelil *et al.*, 2014; Khaldi *et al.*, 2012; Sarmoum *et al.*, 2014; Belhadj *et al.*, 2015; Douibi *et al.*, 2015) a affirmée l'utilisation de lichens en tant que bio-indicateurs et/ou bio-accumulateurs des ETMs, mais peu d'études réalisées jusqu'à présent concernent les villes urbaines, les parcs naturels et les zones d'activités anthropiques de différents types.

IV.5. Le lichen *Xanthoria parietina*

Le lichen *Xanthoria parietina* (Figure 17) est une espèce très commune partout sur tout substrat, roches, les arbres, le bois, les tuiles, la toile goudronnée, etc. Le thalle est foliacé, atteint jusqu'à 15 cm, à lobes plats, arrondis, bien appliqués au substrat, jusqu'à 7 mm de large à la marge du thalle, très voyant en raison de sa couleur jaune-orange vif (jaune verdâtre à l'ombre lorsque l'intensité lumineuse est faible), face inférieure presque blanche avec des rhizines éparses et simples.

Les apothécies sont généralement nombreuses vers le centre du thalle, disque orangé de 4 mm à rebord jaune, devenant un peu crénelé avec l'âge. Les spores incolores sont polariloculaires à loges réunies ou non par un tube axillaire, longues de 10-16 sur 7-9 μm (Bouly De Lesdain, 1910).



Figure 17: Espèce: *Xanthoria.parietina* (L.) Th. Fr. (Adjiri, 2016)

▪ **Classification d'espèce *Xanthoria parietina***

Régne: *Fungi*

Famille: *Teloschistaceae*

Embranchement: *Ascomycota*

Genre: *Xanthoria*

Classe: *Lecanoromycetideae*

Espèce: *parietina*.

Ordre: *Teloschistales*

Cette espèce est choisie dans la présente étude pour l'accumulation des ETMs dans la région urbaine de BBA.

Partie II.

Matériel & Méthodes

I. Sites de l'étude

Bordj Bou Arreridj (BBA) est une région urbaine située dans le Nord-est de l'Algérie sur les haut-plateaux, elle s'étend sur une superficie de 3920,42 Km² avec une altitude variée entre 302 m et 1885 m. La région de BBA est composée de 34 communes (stations). Elle est limitée au nord par Bejaia, à l'est par Sétif, au sud par M'Sila et à l'ouest par Bouira (Andi, 2014; Aniref, 2013).

▪ Climat

LA région de BBA est caractérisée par un climat continental semi-aride avec des étés chauds et secs et des hivers rigoureux. La pluviométrie annuelle variée entre 300 et 700 mm/an et est irrégulière (Andi, 2013).

▪ Relief

Le relief de la région de BBA peut être décomposé en trois zones géographiques:

- Une zone de hautes plaines qui constitue la majeure partie de la région;
- Une zone montagnarde au nord constituée par la chaîne des Bibans;
- Une zone steppique au sud-ouest (Andi, 2014).

▪ Réseau routier

Le réseau routier de la région de BBA est résumé dans le tableau ci-dessous:

Tableau 5: Réseau routier de BBA (Andi, 2014).

Désignation	Longueur (km)
Routes Nationales	304
Chemins de wilaya	2297,5
Chemins communaux	1895,57
Autoroute	92

▪ Foncier Industriel

De par sa position géographique et ses potentialités naturelles, la région a enregistré une dynamique industrielle importante notamment dans l'électronique et les matériaux de construction (Tableau 6).

Une nouvelle zone industrielle a été créée dans la commune d'El Hamadia pour désengorger la zone industrielle de la ville de Bordj Bou Arreridj (Andi, 2013).

Tableau 6: Zones et activités industrielles à BBA (Andi, 2013; Aniref, 2013).

Zones industrielles	Zones d'activités	Principales activités industrielles
Bordj Bou Arreridj	BBA	Industrie textile
El Hamadia	Tixter	Industrie agro-alimentaire
Ras El Oued	El-Anasseur	Industrie du bois, papier et plastique
	Bordj Ghedir	Emballage
	Medjana	industrie des céréales
	El Achir	Extraction des minéraux
	Ain Taghrout	Industrie métallurgique
	El Hamadia	Matériel irrigation par aspiration
	Sidi Embarek	Industrie de l'électronique
	Mansoura	Chimie industrielle et pharmaceutique
	Ras El-Oued	Industrie des matériaux de construction
	Ain-Tessara	Tabac

▪ Ressources minières

Présence d'importants gisements calcaires (48,7 millions de tonnes) et argileux au niveau de Sidi Embarek, Belimour, Oued Sayad, Sounef et Mansoura. D'importants gisements pour la fabrication de pierres et de briques pour les fours à fusion sont signalés à El Ach, Rabta, K'Sour et Mansoura (Andi, 2013).

▪ Agriculture

La région est à vocation agricole avec 246 154 Ha exploités. Au nord, la zone des hautes plaines est à haut rendement céréalier alors que la zone montagneuse des Bibans est dominée par l'arboriculture caractérisée surtout par l'olivier et le figuier. Le sud-ouest est une zone steppe à vocation pastorale où se pratique une agriculture extensive, ainsi la région est intéressée par l'élevage.

II. Bio-diversité lichénique

Dans la première phase de ce travail, un inventaire lichénique au niveau de la région de Bordj Bou Arreridj (BBA) avait été effectué en utilisant la méthode de Braun-Blanquet (1959). Cette méthode est classique, simple et rapide afin d'identifier sur le terrain la flore lichénique abritée dans cette région qui fait objet de notre étude.

II.1. Zone d'échantillonnage

Trente quatre stations urbaines et rurales ont été échantillonnées dans la région de BBA. Aux niveaux de ces stations, les lichens ont été collectés sur des troncs d'arbres, sur des roches et sur le sol en cherchant à identifier le plus grand nombre d'espèces des lichens possible (Figure 18).

II.2. Matériel

II.2.1. Matériel utilisé sur le terrain

- Carte de la zone étudiée, un GPS afin de donner le plus de précisions sur le lieu d'observation et de prélèvement;
- Fiches de relevé de données sur terrain;
- Loupe (grossissement 10 X) pour les observations de terrain et un appareil photo;
- Couteau et une paire de ciseaux-à-bois pour les troncs et branches;
- Marteau et burins à pointe ou plat pour les roches;
- Grille de relevée d'échantillonnage pour mesurer les indices de bio-indication;
- Guides de détermination des principaux lichens;
- Crayon;
- Sacs en papiers, petites boîtes, du papier absorbant ou de du papier journal;
- Etiquettes autocollantes.

II.2.2. Matériel utilisé au laboratoire

- Loupe binoculaire avec grossissement de 6 X à 40 X (OPTICA-SZM);
- Microscope à transmission dont les objectifs vont de 40 X à 100 X;
- Réactifs chimiques pour l'identification des lichens par l'eau de javel concentrée (C) ou hypochlorite de sodium, la potasse (K), et la paraphénylènediamine (P);
- Guides de détermination;
- Papier-filtre ou papier absorbant.

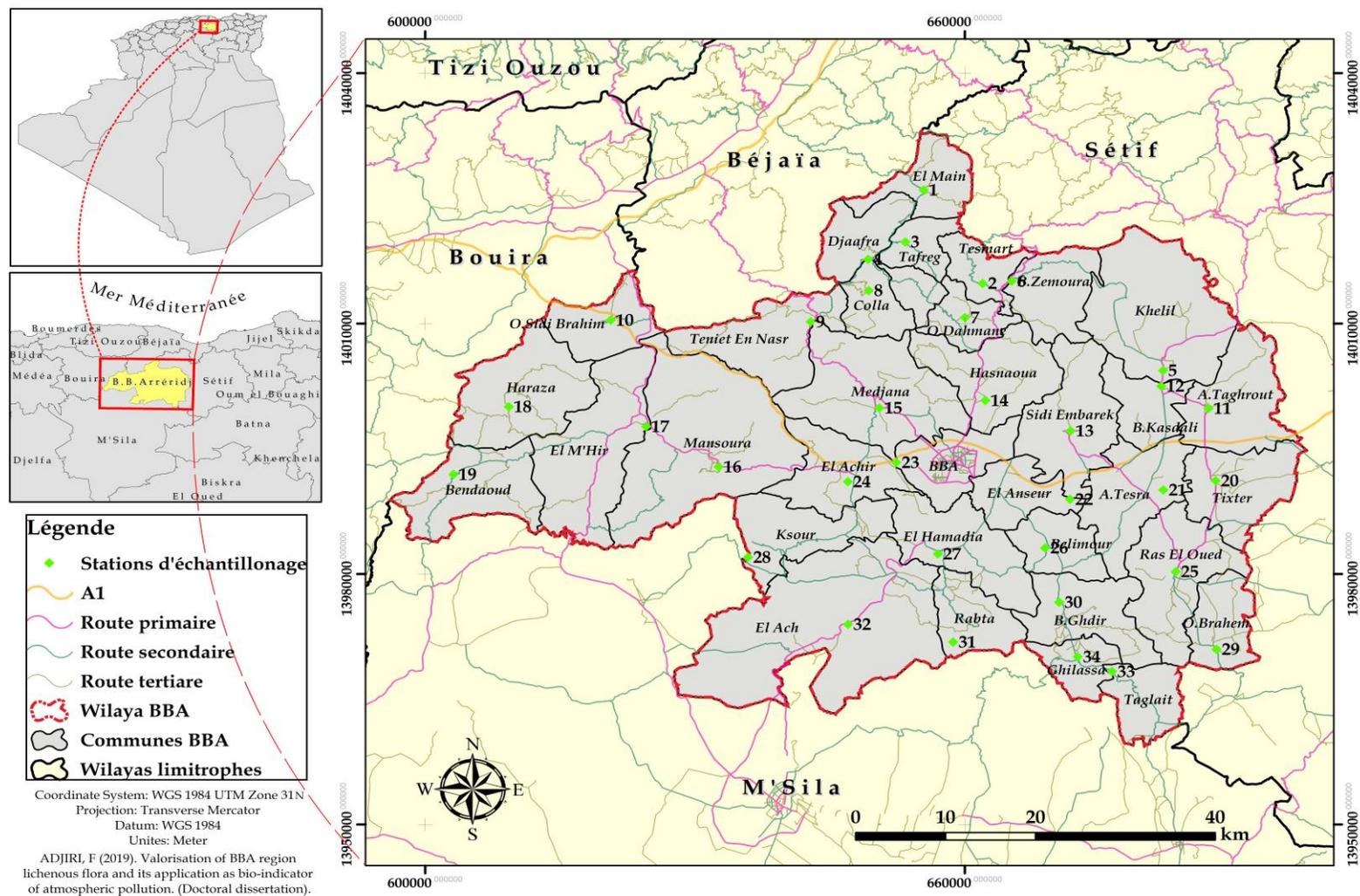


Figure 18: Stations échantillonnées dans la région de BBA

II.3. Récolte des lichens

Plusieurs relevés sont réalisés sur différents supports; les échantillons des lichens saxicoles¹ sont recueillis sur des roches, les échantillons épiphytes² sont collectés sur l'écorce de plusieurs taxons d'arbres et les échantillons de lichen terricole³ sont collectés sur le sol. Les coordonnées géographiques (GPS) des 34 stations échantillonnées sont notées (Tableau 7).

Une loupe permettant un grossissement 10 X a été utilisée pour identifier toutes les espèces présentes. Pour la plus part, des lichens sont généralement récoltés aisément à l'aide d'un couteau ou simplement à la main, en particulier pour les lichens foliacés et les lichens fruticuleux, en ayant soin de bien enlever la base (prélever les thalles entiers). Si les lichens sont très secs et cassants, il est utile de les mouiller avant de les prélever. Les espèces crustacées sont très adhérentes au substrat (écorce ou roche) et dans ce cas il est nécessaire de prélever également le substrat à l'aide d'un couteau-à-bois pour les écorces, d'un marteau et d'un burin pour les roches.

Sur le terrain, il est pratique de conserver ces espèces échantillonnées dans des sacs en papier ou dans des petites boîtes (notamment pour les lichens terricoles) afin d'assurer la conservation des échantillons jusqu'au moment de leur identification complète. Pour chaque stations, des indications supplémentaires sont notées sur une fiche de terrain (date, lieu de récolte, altitude, type de phorophyte⁴, etc).

II.4. Détermination

L'identification d'espèces lichéniques se fait sur terrain par contre les espèces difficiles à identifier sont récoltées et amenées au Laboratoire de Valorisation des Ressources Biologiques Naturelles (LVRBN) pour identification en utilisant du matériel plus appropriés comme l'observation macro- et-microscopique et l'utilisation des tests aux réactifs chimiques (l'eau de javel concentrée du commerce ou l'hypochlorite de sodium (C), la potasse (K) et la paraphénylènediamine (P). Les réactions colorées s'effectuent en déposant le réactif directement sur le thalle.

¹Saxicole: lichen qui se développe sur la roche.

²Épiphyte: lichen qui se développe sur une plante sans qu'il y'ait entre la plante et son hôte de relation trophique.

³Terricole: lichen qui pousse sur la terre nue (*Association française de lichénologie*).

⁴Phorophyte: un végétal, par exemple; les arbres qui portent des lichens sont des phorophytes (Site web n°5).

Tableau 7: Localisation des stations échantillonnées de la région de BBA.

Code	Stations	Latitude Nord	Longitude Est	Altitude (m)
1	El Main	36°21'59,907"	4° 43'56,866"	983
2	Tassameurt	36°15'52,732"	4°48'11,329"	629
3	Tefreg	36°18'39,333"	4°42'30,243"	1131
4	Djaafra	36°17'33,561"	4°39'42,894"	1335
5	Khelil	36°10'1,578"	5°1'25,946"	964
6	Bordj Zemoura	36°15'59,677"	4°50'21,156"	913
7	Ouled Dahmane	36°13'41,188"	4°46'50,138"	1250
8	Colla	36°15'32,299"	4°39'43,326"	1250
9	Teniet En Nasr	36°13'34,759"	4°35'21,930"	1250
10	Ouled Sidi Brahim	36°13'52,071"	4°20'31,498"	580
11	Ain-Taghrout	36°7'31,180"	5°4'44,572"	907
12	Bir Kasdali	36°9'0,853"	5°1'16,698"	955
13	Sidi Embarek	36°6'13,896"	4°54'29,289"	1011
14	Hasnaoua	36°8'17,610"	4°48'13,622"	993
15	Medjana	36°7'55,621"	4°40'20,503"	1052
16	Mansoura	36°4'16,060"	4°28'21,561"	807
17	El M'hir	36°6'57,042"	4°23'2,713"	557
18	Haraza	36°8'20,085"	4°12'52,610"	1201
19	Ben Daoud	36°3'59,274"	4°8'42,662"	1050
20	Tixter	36°2'49,300"	5°5'8,592"	947
21	Aïn Tesra	36°2'17,28"	5°0'75,81"	1039
22	El Ansseur	36°1'47,470"	4°53'80,124"	980
23	Bordj Bou Arreridj	36°4'22,548"	4°41'31,452"	901
24	El Achir	36°3'10,771"	4°37'54,631"	967
25	Ras El Oued	35°56'58,912"	5°2'2,774"	1078
26	Belimour	35°58'40,738"	4°52'25,165"	937
27	El Hamadia	35°58'24,081"	4°44'29,356"	819
28	Ksour	35°58'22,8"	4°30'25,2"	1250
29	Ouled Brahem	35°51'53,737"	5°4' 55,452"	1259
30	Bordj Ghédir	35°55'8,5"	4°53'22,47"	1387
31	Rabta	35°52'40,8"	04°45'28,8"	834
32	El Ach	35°53'56,4"	04°37'44,4"	853
33	Taglait	35°50'35,347"	4°57'10,404"	1434
34	Ghilassa	35°51'35,031"	4°54'39,11"	1171

Des clés d'identification ont été utilisées pour distinguer les différents genres et / ou espèces (Boistel, 1986; Jahns, 1996; Van Haluwyn *et al.*, 2013; Asta *et al.*, 2016; Site web n°5).

Pour chaque station, nous avons déterminé le plus grand nombre possible d'espèces trouvées et on leur a attribué une fréquence de (présence / absence).

III. Bio-indication des lichens épiphytes

Les méthodes de bio-indication utilisées sont qualitatives (comparaison d'espèces identifiées aux échelles indicatrices sur la sensibilité des lichens à la pollution azotée ou soufrée) et quantitatives (basée sur le calcul de la fréquence d'espèces). Ces méthodes sont basées sur la présence et/ ou l'absence des lichens épiphytes. Le prélèvement d'échantillons des lichens est fait sur les troncs d'arbre car ils sont plus répandus pour une utilisation générale en tant qu'indicateur de la pollution atmosphérique.

L'étude englobe la région urbaine de BBA et ces trente quatre communes (stations). Le protocole d'Asta et al., (2002) est utilisé afin de cartographier la diversité lichénique et la répartition spatiotemporelle de la pollution atmosphérique sur la région étudiée, à partir d'une approche passive utilisant les arbres présentes sur les stations.

III.1. Choix des phorophytes

Le choix des stations d'échantillonnage a été basé sur la présence de phorophytes appropriés sur lesquels il est possible d'observer les lichens. L'échantillonnage est effectué sur six arbres répartis sur une superficie de 0,25 Km² de chaque station.

Les mêmes essences ont été utilisées dans toutes les stations échantillonnées tels que les frênes, les chênes pédonculés, les peupliers, les oliviers, les noyers, les amandiers et les arbres fruitiers (figuiers, abricotiers et pruniers).

III.2. Protocole d'échantillonnage

Les relevés floristiques sont effectués sur le terrain selon la méthode de Braun-Blanquet (1959). Pour chaque station, l'estimation de la couverture de lichen est réalisée à l'aide d'une grille d'échantillonnage transparente, de 20 x 50 cm composée de dix carrés de 10 cm × 10 cm superposés verticalement, sur la face du tronc la plus riche en espèces et ayant un diamètre supérieur à 40 cm et une hauteur de 1,5 m pour éviter toute les contaminations du sol (Figure 19). Seuls les arbres isolés et non inclinés ont été retenus. Ainsi, une rangée d'arbres sur le bord d'une route a été considérée comme un ensemble d'arbres isolés pour s'affranchir du paramètre « obscurité ».

Dans chaque station et pour déterminer la fréquence de chaque espèce, on note la présence de celles-ci dans les différents carrés (de 0 si absent, 1 si présent).

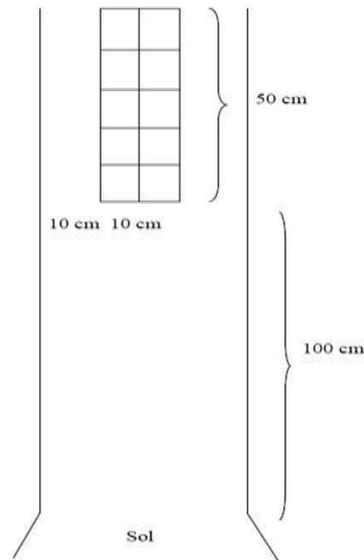


Figure 19: Grille d'échantillonnage sur la face du tronc d'arbre échantillonné

La liste d'espèces de lichens avec leurs valeurs de recouvrements (présence / absence) constitue un relevé de la végétation lichénique. Ces fréquences sont mentionnées sur la fiche de terrain en leur attribuant un coefficient de recouvrement. Les espèces difficiles à identifier sont récoltées et transportées au laboratoire VRBN pour identification en utilisant les mêmes procédures décrites dans la première phase (bio-diversité des lichens épiphytes).

Pour chaque station, nous avons déterminé la fréquence des espèces épiphytes identifiées et l'abondance de chacune d'elles (le coefficient de recouvrements en %) afin de mesurer les indices de bio-diversité (AL et H') et de bio-indication (VDL et l'IPA).

III.3. Analyse statistiques

Les données collectées ont été transformées pour les analyses multi-variées. L'analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur la base de la diversité spécifique et les fréquences des espèces de lichens pour l'interprétation des résultats. Une autre analyse des clusters (UPGMA) a été réalisée sur les variables d'origine et sur la matrice de distance de Manhattan pour rechercher des associations hiérarchiques entre les espèces de lichens et les stations. L'ensemble des traitements statistiques a été réalisé à l'aide d'un logiciel Statistica 10.

Pour pouvoir interpréter les résultats sur la diversité spécifique des lichens identifiés dans la région de BBA, une représentation graphique (diagramme, courbe...) a été réalisée par un logiciel XLSTAT.

Le logiciel ArcMap 10.5 (application principale du programme de traitement géo-spatial ArcGIS) a été utilisé dans la réalisation des cartes d'échantillonnage et de distribution des indices de (VDL et IPA) par l'interpolation spatiale en utilisant l'outil de pondération par l'inverse de la distance (IDW).

IV. Bio-accumulation lichénique

Afin de déterminer les concentrations en éléments traces métalliques accumulées dans les thalles de lichens prélevés dans les stations étudiées, la méthodologie utilisée pour l'échantillonnage est celle de Nimis et al., (2002).

IV.1. Protocole de prélèvement

Les échantillons de lichens sont prélevés sur les troncs d'arbres pour s'affranchir de l'influence du sol. Les prélèvements de chaque station sont répétés au moins 3 fois pour augmenter la représentativité de la station et obtenir un mélange qui reflète la contamination moyenne d'une station. Parmi les arbres de la station, on a choisit celui qui est le plus riche en lichens et éloigné au maximum du sol (à 1m du sol), pour éviter toute les contaminations terrigènes pouvant potentiellement influencer la composition de l'échantillon, notamment en éléments traces métalliques.

IV.2. Matériel

▪ Matériel utilisé sur terrain

- Sachets en papier;
- Couteau en céramique (pour éviter toute contamination);
- Fiches de relevés de données sur terrain;
- Mètre ruban (pour mesurer la hauteur au-dessus de sol).

▪ Matériel utilisé au laboratoire

- Une pince en plastique et couteau en céramique;
- Étuve pour le séchage;
- Un mortier en agate pour le broyage;
- Four à moufle pour la calcination;
- Une plaque chauffante;
- Des flacons de 50 ml;
- Acides (HNO_3 , HF, ClHO_4) pour la minéralisation;
- Un papier filtre Wattman de porosité $0,45 \mu\text{m}$ pour la filtration;
- Spectrophotométrie d'Absorption Atomique avec Flamme AA6200 (SAAF) pour l'analyse chimique.

IV.3. Choix d'espèces lichéniques utilisées

Différentes espèces de lichens épiphytes sont pour la surveillance de la pollution atmosphérique en fonction de leur tolérance aux polluants atmosphériques. Le choix de lichen foliacé *Xanthoria parietina* tient compte de plusieurs critères, en particulier:

- Lichen foliacé: facile à échantillonner car il a moins de contact avec le substrat;
- Cosmopolite: répandu dans la zone d'étude et largement utilisé dans des études similaires dans plusieurs pays;
- Une bonne accumulatrice d'éléments trace métalliques;

Les échantillons de l'espèce *Xanthoria parietina* ont été prélevés dans les stations réparties dans la région de BBA.

IV.3.1. Prélèvement

Les échantillons sont prélevés naturellement in situ sur des troncs d'arbre entre (15/01/2016 et 29/05/2016) en évitant l'utilisation d'outils ou de récipients pouvant contaminer l'échantillon (outils en acier ou récipients en acier inoxydable dont les parois peuvent contenir des pigments à base d'oligo-éléments par exemple du PVC).

Chaque station se compose d'une superficie de 100 m², située près des routes à forte circulation et des sources anthropiques. Les thalles d'espèces sont récoltés sur au moins (3 à 6) arbres à une hauteur de plus de 1 m au-dessus du sol.

Les échantillons prélevés sont conservés dans des sachets en papier et sont référencés par toutes les indications nécessaires de la station et de l'échantillonnage, puis sont transportés au laboratoire pour traitement et minéralisation.

IV.4. Traitement et analyse des échantillons

Les échantillons prélevés et conservés dans des sacs en papier sont transportés au laboratoire dans un environnement propre. Les échantillons des thalles lichéniques de *Xanthoria parietina* ont été digérés dans le laboratoire et dans des conditions aseptiques en utilisant la procédure d'Alfani et al. (2000); Rusu (2002) et Picardie (2004). La méthode de solubilisation des ETMs la plus utilisée est la minéralisation par attaque acides (acide nitrique et un mélange perchlorique et acide fluorhydrique). Elle est réalisée en milieu fermé et à chaud à 150°C pour éviter les pertes d'éléments volatils (Pb, Cd...). Toutes les étapes sont effectuées dans des récipients en Téflon pour empêcher l'absorption d'humidité.

- **Déshydratation:** les échantillons de lichen sont d'abord triés en utilisant des pinces en plastique et un couteau en céramique, en retirant délicatement les débris végétaux (les espèces non souhaitées et les écorces d'arbre) ensuite, les thalles sont séchés à l'étuve à $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 72 heures.

- **Broyage:** réduction des échantillons en poudre fine de façon à favoriser la mise en solution des éléments à analyser. Cette étape est critique car elle peut être une source de contamination ou de perte. Pour cela, le broyeur utilisé est un mortier en agate.

- **Calcination:** la poudre obtenue est mise dans des capsules en quartz puis calcinée dans un four à moufle dont la température est augmentée progressivement jusqu'à 500°C , de 2 jusqu'à 4 heures.

- **Minéralisation et mise en solution:** la mise en solution est une étape importante pour l'analyse en ETM. La poudre fine obtenue après la calcination est placée dans une solution d'acides; environ 0,5 g de matière végétale sèche (MS) avec 5 ml d'acide fluorhydrique (HF 40%) et 1,5 ml d'acide perchlorique (ClHO_4 70%). On homogénéise la solution avant de chauffer à 160°C jusqu'à l'évaporation totale de la solution.

Après évaporation quasi-totale, une seconde dissolution est réalisée en ajoutant 0,5ml d'acide nitrique (HNO_3 à 65%) et 5 ml d'eau distillée. On laisse la solution reposer pendant 30 min à froid au réfrigérateur à une température de 4°C , puis remis en solution sur une plaque chauffante à 60°C pendant une heure.

- **Filtration et dilution:** le mélange obtenu est transféré dans un flacon de 50 ml pour la filtration (avec un papier filtre Watman de porosité $0,45 \mu\text{m}$) en ajustant le volume avec de l'eau distillée.

IV.5. Analyses des données

IV.5.1. Analyse chimique

Les concentrations des éléments traces métalliques Cd, Cu, Cr, Co, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, et le Zn sont déterminées par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique avec Flamme (SAAF) (Figure 20). C'est une méthode analytique quantitative plus couramment utilisée pour déterminer la quantité d'élément présent dans un échantillon de l'ordre du mg/l (ppm) dans des échantillons liquides.

Les différentes étapes de l'expérimentation par SAAF pour mesurer les quantités des ETMs sont réalisées au laboratoire du département Chimie, Faculté des Sciences, Université Ferhat Abbas Sétif-1 et l'Entreprise National des Produits de l'Electrochimie Sétif (ENPEC).



Figure 20: Spectrophotomètre d'Absorption Atomique avec Flamme AA6200 (SAAF)

IV.5.1.1. Principe de la SAAF

La SAAF est basée sur le principe que les atomes libres peuvent absorber la lumière d'une certaine longueur d'ondes. Lorsque un échantillon est aspiré dans une flamme air / acétylène d'un spectromètre d'absorption atomique, un faisceau lumineux d'une longueur d'onde donnée traverse la solution. Une fraction de la lumière incidente est absorbée en fonction de la concentration du composé à déterminer et un détecteur mesure la quantité de lumière absorbée. Puis à l'aide de la courbe de calibration, les concentrations des éléments traces sont déterminées (SAAF; AA6200, 2007).

IV.5.1.2. Résultats expérimentaux en mg/kg:

Les résultats des ETMs obtenus en milligramme d'élément par kilogramme de poids sec (mg/kg) sont exprimés selon la relation suivante:

$$A = \frac{CxV}{P}$$

A = Résultats dans les thalles lichéniques (mg/kg);

C = Concentration obtenue de l'élément (mg/l);

V = Volume de l'échantillon (l);

P = Poids de l'échantillon (kg).

IV.5.2. Procédures analytiques des concentrations d'éléments traces métalliques

Cette analyse permet également de définir la charge totale pour obtenir la dilution idéale pour l'analyse des éléments traces métalliques. Il n'existe pas de normes établies pour la concentration des éléments traces métalliques dans les thalles de lichens.

Pour interpréter les résultats de chaque élément étudié, nous avons utilisé comme valeurs de référence standard les valeurs fournies par la Commission Européenne BCR information CRM-482 (Quevauviller *et al.*, 1996) (Tableau 8).

Tableau 8: Valeurs certifiées (CRM 482) des ETMs (mg/kg) du lichen par la SAAF (Quevauviller *et al.*, 1996)

ETMs	Symboles	Valeurs certifiées	Incertitude
Plomb	Pb	40,9	1,40
Cuivre	Cu	7,03	0,19
Cadmium	Cd	0,56	0,02
Zinc	Zn	100,6	2,20
Nickel	Ni	2,47	0,07
Chrome	Cr	4,12	0,15
Cobalt	Co	0,32	0,03
Fer	Fe	804	160
Manganèse	Mn	33,0	0,50
Antimoine	Sb	0,35	0,09

IV.5.3. Analyses statistiques

Les données ont d'abord été soumises à l'analyse des composantes principales (ACP) afin d'examiner la relation entre les éléments traces métalliques et la bio-accumulation par les lichens, et la relation entre la présence de ces éléments et la pollution.

L'analyse des clusters (UPGMA) a été réalisée sur les variables d'origine et sur la matrice de distance de Manhattan pour rechercher des associations hiérarchiques entre les éléments et les stations. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel Statistica 10.

Le logiciel ArcMap 10.5 a été utilisé dans la réalisation des cartes de répartition des différents niveaux de concentrations pour chaque élément trace métallique analysé en mg/kg pour l'ensemble de la zone d'étude avec une rampe de couleur. Une interpolation de pondération par l'inverse de la distance (IDW) a été réalisée à l'aide de 34 points.

Pour interpréter les résultats sur les concentrations des ETM_S analysés dans la région de BBA, une représentation graphique a été réalisée par un logiciel XLSTAT.

▪ **Coefficient de variation**

Le coefficient de variation (CV) est le rapport de l'écart-type à la moyenne et s'exprime (en %). Il est utilisé pour déterminer la variabilité de la dispersion des données. Le coefficient est exprimé selon la relation suivante:

$$CV = \frac{\sigma}{\mu} \times 100$$

CV = le coefficient de variation (%);

σ = l'écart type;

μ = la moyenne.

Partie III.

Résultats & Discussion

I. Résultats de la Bio-diversité lichénique

Un inventaire de la flore lichénique est réalisé à partir de trente-quatre prélèvements lichéno-sociologiques dans la région de Bordj Bou Arreridj (BBA).

I.1. Diversité de la flore lichénique

Le plus grand nombre d'espèces de lichens inventoriés sont des épiphytes avec un pourcentage de 78,48%, suivis par les lichens saxicoles occupant 20,25%, puis les lichens terricoles; les moins représentés avec 1,27% de la totalité d'espèces identifiées dans la région étudiée (Figure 21).

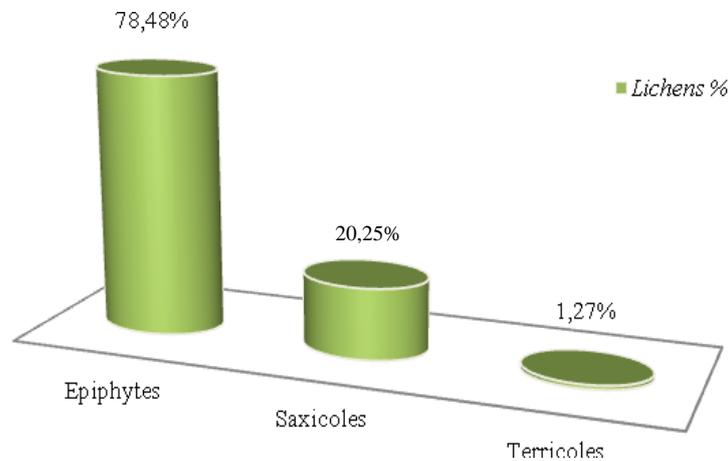


Figure 21: Différents types des lichens trouvés dans la région étudiée.

L'inventaire réalisé dans la région de BBA a permis de recenser et d'identifier soixante dix-neuf espèces de lichens différentes (Tableau 9), dont soixante deux espèces épiphytes se développant sur les arbres. 43 espèces épiphytes représentent un pourcentage inférieur à 20% dans les relevés échantillonnés et 14 espèces sont représentées dans 20 à 40% de relevés. La présence de *Caloplaca ferruginea*, *Physcia aipolia*, *Physcia tenella* et *Buellia griseovirens* est remarquée dans 40 à 60% des relevés. *Xanthoria parietina* enregistre une dominance supérieure à 80% de la totalité des relevés échantillonnés. Tandis que, la présence de 16 espèces saxicoles (se développant sur les roches) est enregistrée dans 20 à 40% des relevés. Les lichens qui se développent sur le sol (lichens terricoles), ne sont représentés dans la région étudiée que par l'espèce unique *Collema crispum* dont leur présence est inférieure à 20% de la totalité des relevés échantillonnés.

Tableau 9: Diversité des lichens de la région de BBA.

Espèces identifiées	Forme du thalle					support			
	Crustacés	Foliacés	Fruticuleux	Gélatineux	Lépreux	Squamuleux	Epiphyte	Saxicole	Terricole
<i>Acrocordia gemmata</i> (Ach.) A. Massal.	+						+		
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid.	+						+		
<i>Aspicilia calcarea</i> (L.) Mudd - lég. et dét.	+							+	
<i>Aspicilia caesiocinerea</i> (Nyl. Ex Malbr.) Arn	+							+	
<i>Aspicilia candida</i> (Anzi) Hue	+							+	
<i>Aspicilia cupreogrisea</i> (Th. Fr.) Hue	+							+	
<i>Bacidia arceutina</i> (Ach.) Arnold.	+						+		
<i>Bacidia rubella</i> (Hoffm.) A. Massal	+						+		
<i>Bacidia friesiana</i> (Hepp) Körb.	+						+		
<i>Buellia griseovirens</i> (Turn. & Borre ex Sm.) Almb.	+						+		
<i>Caloplaca pyracea</i> (Ach.) Th. Fr.	+						+		
<i>Caloplaca erythrocarpa</i> (Pers.) Zwackh.	+							+	
<i>Caloplaca velana</i> (A. Massal.) Du Rietz.	+							+	
<i>Caloplaca ferruginea</i> (Huds.) Th. Fr.	+						+		
<i>Caloplaca flavorubescens</i> (Huds.) Laundon	+						+		
<i>Caloplaca hungarica</i> H. Magn.	+						+		
<i>Caloplaca crenularia</i> (Nyl.) Flag.	+							+	
<i>Caloplaca cerina</i> (Ehrh. ex Hedw.) Th. Fr.	+						+		
<i>Caloplaca cerinella</i> (Nyl.) Flag.	+						+		
<i>Caloplaca rubelliana</i> (Ach.) Lojka	+							+	
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lett.	+						+		
<i>Cetrelia olivetorum</i> (Nyl.) W.L.Culb. & C.F.Culb.		+					+		
<i>Coenogonium pineti</i> (Ach.) Lücking & Lumbsch	+						+		
<i>Collema crispum</i> (Huds.) Weber ex F. H. Wigg.				+					+
<i>Dendrographa decolorans</i> (Turner & Borrer ex Sm.)	+						+		
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach chémo.			+				+		
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale		+					+		
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) M. Choisy						+	+		
<i>Hypogymnia farinacea</i> Zopf		+					+		
<i>Lecanographa amylacea</i> (Ehrh. ex Pers.)	+						+		
<i>Lecanora carpinea</i> (L.) Vain.	+						+		
<i>Lecanora pruinososa</i> Chaub.	+							+	
<i>Lecanora allophana</i> (Ach.) Nyl. morpho.	+						+		
<i>Lecanora argentata</i> (Ach.) Malm.	+						+		
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl. subsp.	+						+		
<i>Lecanora compallens</i> Van Herk & Aptroot	+						+		
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Cromb.	+						+		
<i>Lecanora meridionalis</i> (H. Magn.) Clauzade & Roux	+						+		
<i>Lecanora praesistens</i> Nyl.	+						+		

Tableau 9: Diversité des lichens de la région de BBA (suite)

Espèces Identifiées	Forme du thalle					support			
	Crustacés	Foliacés	Fruticuleux	Gélatineux	Lépreux	Squamuleux	Epiphyte	Saxicole	Terricole
<i>Lecanora rugosella</i> Nyl. (Zahlbr.) Poelt	+						+		
<i>Lecanora strobilina</i> (Spreng.) Kieff.	+						+		
<i>Lecanora semipallida</i> Magn.	+							+	
<i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Sommerf.	+							+	
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M.	+						+		
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach					+		+		
<i>Lobaria amplissima</i> (Scop.) De Not.		+					+		
<i>Melanohalea elegantula</i> (Zahlbr.) et al		+					+		
<i>Ochrolechia alboflavescens</i> (Wulf.) Zahlbr.	+						+		
<i>Ochrolechia androgyna</i> (Hoffm.) Arnold	+						+		
<i>Ochrolechia pallescens</i> (L.) A. Massal.	+						+		
<i>Ochrolechia subviridis</i> (Høeg) Erichsen	+						+		
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor		+					+		
<i>Parmelina carporrhizans</i> (Taylor) Poelt & Vězda		+					+		
<i>Parmelina pastillifera</i> (Harm.) Hale		+					+		
<i>Parmelina tiliacea</i> (Hoffm.) Hale		+					+		
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulf.) Nyl.		+					+		
<i>Pertusaria coccodes</i> (Ach.) Nyl.	+						+		
<i>Pertusaria flavida</i> (DC.) Laundon	+						+		
<i>Phlyctis argena</i> (Sprengel) Flotow	+						+		
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H. Olivier		+					+		
<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Fürnrohe		+					+		
<i>Physcia biziana</i> (A. Massal.) Zahlbr. var.		+					+		
<i>Physcia leptalea</i> (Ach.) DC.		+					+		
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.		+					+		
<i>physcia stellaris</i> (L.) Nyl.		+					+		
<i>Physcia tribacioides</i> (L.) Nyl.		+					+		
<i>Physconia distorta</i> (With.) Laundon		+					+		
<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt		+					+		
<i>Physconia perisidiosa</i> (Erichsen) Moberg		+					+		
<i>Piccolia ochrophora</i> (Nyl.) Hafellner	+						+		
<i>Placynthium nigrum</i> (Huds.) Gray	+							+	
<i>Rinodina roboris</i> (Dufour ex Nyl.) Arnold var.	+						+		
<i>Solenopsora candicans</i> (Dickson) Steiner	+							+	
<i>Squamarina cartilaginea</i> (With.) P. James						+		+	
<i>Toninia candida</i> (Weber) Th,Fr						+		+	
<i>Trapeliopsis flexuosa</i> (Fr.) Coppins et P. James	+						+		
<i>Xanthoria elegans</i> (Link) Th. Fr.		+						+	
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr. subsp.		+					+		
<i>Xanthoria polycarpa</i> (Hoffm.) Rieber		+					+		

Les 79 espèces de lichens inventoriées sont classées en 24 familles lichéniques et 37 genres. Les *Teloschistacées* est la famille dominante dans la région d'étude avec 13 espèces, suivies par les familles *Parmeliaceae* et *Lecanoraceae* avec 10 espèces chacune, la famille *Physciaceae* (9 espèces), *Ramalinaceae* (7 espèces), pour les familles *Megasporaceae*, *Ochrolechiaceae* et *Physiaceae* sont représentées par 4 espèces chacune, *Roccellaceae* et *Pertusariaceae* par 2 espèces, en ce qui concerne les familles restantes ne sont représentées que par une seule espèce (Figure 22). Dans cet inventaire les genres tels que *Lecanora*, *Caloplaca* et *Physcia* sont les plus dominants.

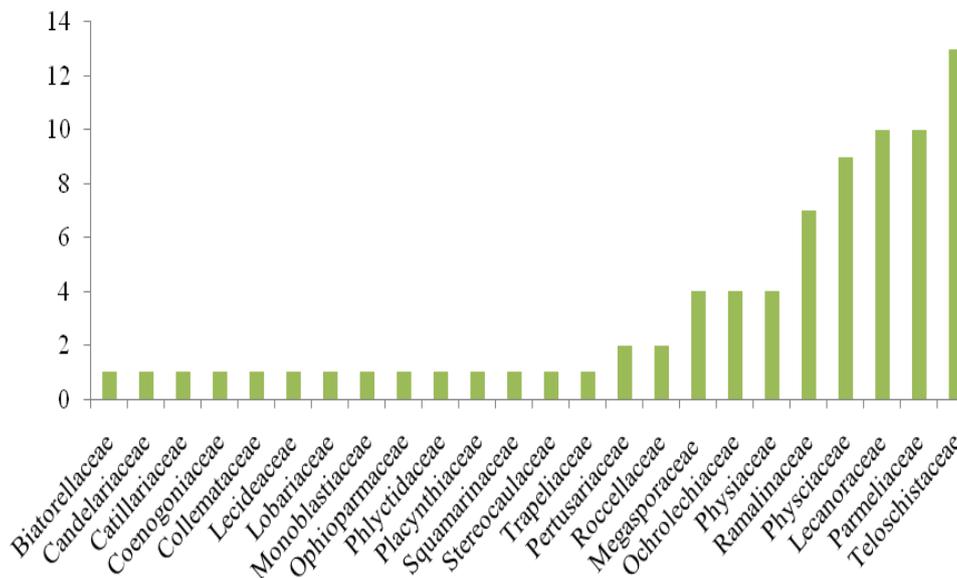


Figure 22: Diversité spécifique des familles lichéniques de la région de BBA

I.1.1. Diversité des types physionomiques

Parmi les diverses formes de croissance des lichens identifiés dans la région étudiée, la forme crustacée des lichens a montré une prédominance qui constitue 63,29% de la flore lichénique recensée, suivie par les foliacées (29,11%) et les lichens squamuleux (3,79%). Les formes de lichens les moins représentées sont les fruticuleuses, les lépreuses et les gélatineuses avec 1,27% pour chaque catégorie (Figure 23). On remarque que la forêt de Tneit En-Nacer abrite une diversité maximale de formes de lichens parmi les stations échantillonnées.

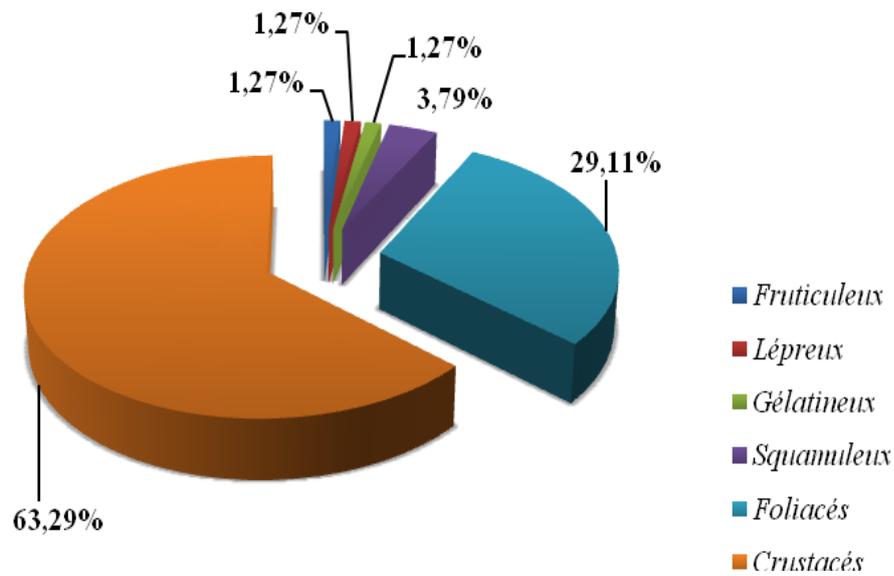


Figure 23: Diversité des types physiologiques de lichens à BBA.

1.1.2. L'extraction des espèces nitrophiles et acidophiles

En se basant sur les résultats d'identification d'espèces dans la région de BBA, ainsi que sur les études de Van Herk (1999) et Gombert *et al.* (2004), une liste de lichens considérés comme des espèces nitrophiles et acidophiles sont dégagées (Tableau 10).

Tableau 10: Liste de lichens nitrophiles et acidophiles

Espèces nitrophiles	Espèces acidophiles
<i>Caloplaca pyracea</i>	<i>Evernia prunastri</i>
<i>Caloplaca flavorubescens</i>	<i>Hypocenomyce scalaris</i>
<i>Caloplaca cerina</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>
<i>Candelariella xanthostigma</i>	<i>Lepraria incana</i>
<i>Lecanora dispersa</i>	<i>Parmeliopsis ambigua</i>
<i>Physcia adscendens</i>	<i>Phlyctis argena</i>
<i>Physcia aipolia</i>	<i>Trapeliopsis flexuosa</i>
<i>Physcia tenella</i>	
<i>Physconia distorta</i>	
<i>Physconia grisea</i>	
<i>Xanthoria parietina</i>	
<i>Xanthoria polycarpa</i>	

La présence de certaines espèces nitrophiles est plus dominante dans la région étudiée telles que *Xanthoria parietina*, *Physcia tenella*, *Lecanora dispersa* et *Physcia aipolia*, la fréquence maximale de présence est remarquée pour l'espèce *Xanthoria parietina* avec 94,12%, cette espèce est identifiée dans toutes les stations de la région étudiée à l'exception des stations de Rabta et d'El Ach.

Ces résultats de l'abondance montrent que la présence d'espèces nitrophiles *Physcia adscendens*, *Physcia aipolia*, *Physcia tenella*, *Physconia grisea*, *Caloplaca pyracea* et *Xanthoria polycarpa*, est élevée en particulier dans les stations rurales (Bordj Zemoura, El-Main, Tefreg, Ghilassa, Ksour, Colla, Haraza, Teniet En-Nasr, Djaafra et Ouled Dahmane) que dans les stations urbaines (Ain Taghrout, Tixter, El Achir, Belimour, El M'hir et Bordj Bou Arreridj), pendant que la fréquence de l'espèce *Caloplaca flavorubescens* est élevée dans les stations urbaines (Bordj Ghédir et Ras El-Oued). Les espèces *Physconia distorta*, *Candelariella xanthostigma* et *Lecanora dispersa* se retrouvent uniquement dans les stations rurales (Figure 24).

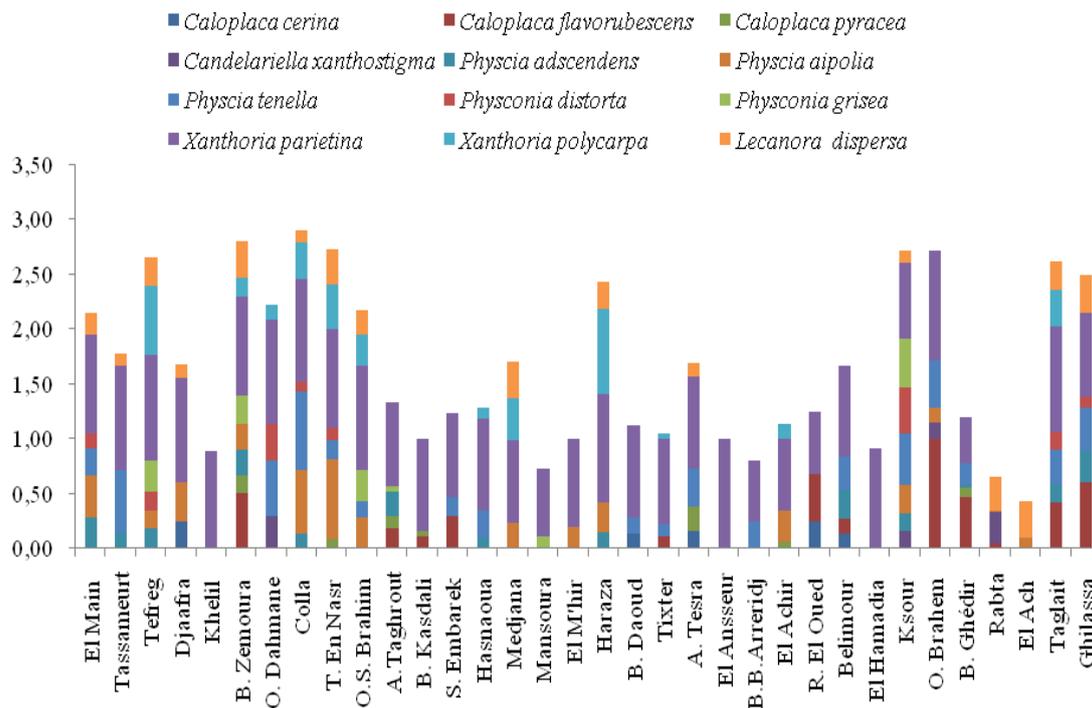


Figure 24: Présence des lichens nitrophiles dans la région de BBA

La présence d'espèces acidophiles dans la région étudiée est faible par rapport aux espèces nitrophiles. Les fréquences d'espèces *Lecanora conizaeoides* et *Lepraria incana* sont élevées dans les stations urbaines (El-Ansseur, El Hamadia et Bordj Ghédir). À l'inverse, les espèces *Trapeliopsis flexuosa*, *Parmeliopsis ambigua* et *Hypocenomyce scalaris*, sont retrouvées dans les stations rurales. L'espèce *Evernia prunastri* est présente uniquement dans les stations rurales (Colla et Teniet En-Nasr), alors que l'espèce *Phlyctis argena* est trouvée dans les stations urbaines (Bordj Bou Arreridj et Bordj Ghédir). Les espèces acidophiles sont totalement absentes des stations Tefreg, Khelil, Ain Taghrout, El M'hir, Haraza, Tixter et Rabta (Figure 25).

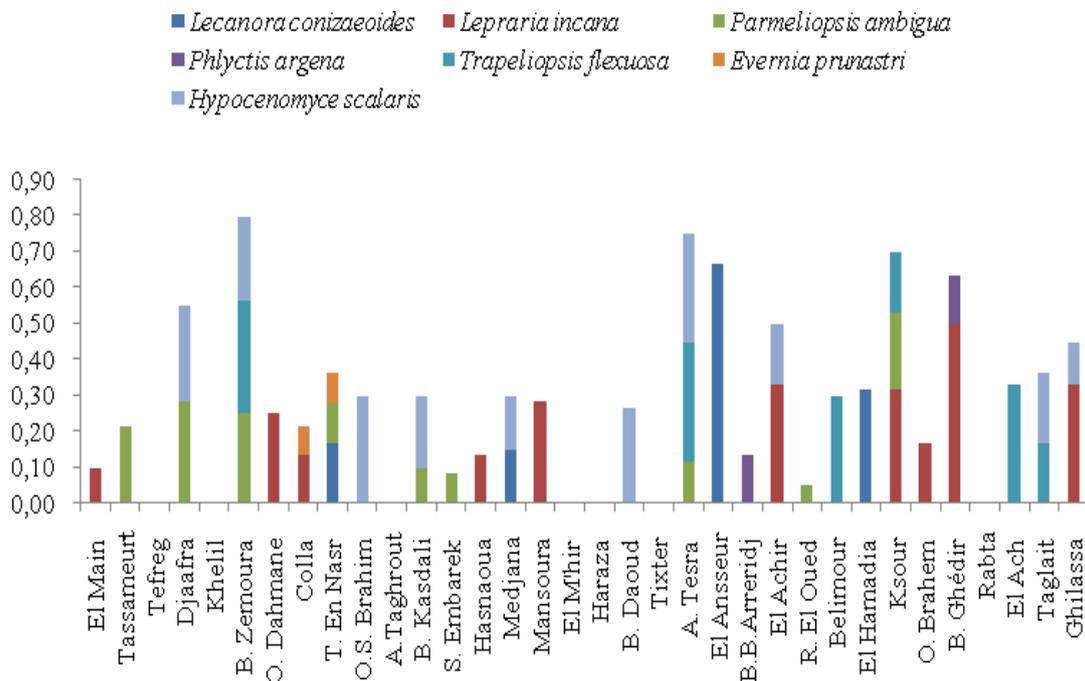


Figure 25: Présence des lichens acidophiles dans la région de BBA

I.2. Discussion

Les études sur la flore lichénique dans les régions urbaines en Algérie sont rares et se concentrent dans les régions naturelles (forêts et parcs). Une liste lichénique est établie pour la première fois dans la région de BBA dans laquelle on a inventorié 79 espèces de lichens. Le nombre de lichens identifiés dans cette région est supérieur aux nombres trouvés dans la région de Sétif par Lograda et al. (2015) qui ont recensé 31 espèces de lichens. À l'Est d'Alger, 24 lichens ont été identifiés par Merabtik et al. (2018).

Les résultats obtenus de l'inventaire lichénique réalisé dans la région de BBA sont similaires aux résultats trouvés dans la ville urbaine de Toulouse en France (Coubes, 2008) et dans la commune de Vernier à Genève (Burgisser et al., 2004) qui ont inventorié 83 espèces de lichen dont la plus grande partie d'espèces identifiées sont des épiphytes. Dron et al., (2016) ont inventoriés 37 espèces dans la région industrielle de SAN Ouest-Provence en France alors que dans une région industrielle au sud-ouest du Portugal, 43 espèces de lichens ont été identifiées par Pinho et al. (2004). Un nombre lichénique important est observée dans la région urbaine de Friuli Venezia en Italie par Skert et Grahonja (2013) qui ont recensés 95 espèces alors que 140 espèces de lichens sont identifiées dans la ville urbaine de Genève (Habashi and Clerc, 2013).

En Algérie, la plus part des inventaires lichéniques sont réalisés dans les régions forestières; la flore lichénique du parc national d'El Kala à Tarf a été inventoriée et 135 espèces ont été identifiées (Boutabia et al., 2015). Durant la période (2002-2014), dans l'Ouest à Djebel Guezoul à Tiaret, Ait Hammou et al. (2014) ont recensé plus de 650 lichens. Dans la région de Megress à Sétif, Lograda et al. (2015) ont signalé la présence d'un nombre lichénique important.

Pour les autres pays, par exemple: au États-Unis, Jovan (2008) a signalé une diversité lichénique de 263 espèces, ces espèces ont été collectées pendant une période de 1998-2001 et 2003, pour Washington, Oregon et Californie. En Russie, dans le parc national de Vodlozero, 178 espèces de lichens ont été inventoriées (Tarasova et al., 2017). En France et en Suisse, un total de 92 espèces ont été recensées (Agnan et al., 2017).

Cette comparaison entre les résultats des inventaires forestiers et les inventaires urbains révèle que la diversité lichénique la plus élevée se trouve dans les régions forestières et la plus faible se remarque dans les régions urbaines ou adjacentes des zones industrielles. La croissance des activités d'urbanisation a une incidence sur la flore lichénique de la région de BBA (Hawksworth, 1971; Saipunkaew et al., 2005; Rai et al., 2012).

Les activités anthropiques, l'agriculture et d'autres activités humaines réduisent les types d'habitats pour la plupart des lichens saxicoles et terricoles, ce qui entraîne une diminution du nombre d'espèces dans la région étudiée par rapport aux espèces épiphytes identifiées dans la région de BBA.

Les familles les plus dominantes identifiées dans la région étudiée; (*Teloschistaceae*, *Parmeliaceae*, *Lecanoraceae* et *Physciaceae*), sont les mêmes familles identifiées à Djebel Guezoul à Tiaret (Ait Hammou *et al.*, 2011), dans la forêt de Ramel Toual (Slimani *et al.*, 2013) et à Djebel Megress à Sétif (Lograda *et al.*, 2015).

Les résultats des types physiologiques des lichens sont similaires à ceux de Rebbas *et al.* (2011) dans le parc national de Gouraya (Béjaïa); Ait Hammou *et al.* (2013) dans la forêt du Djebel Guezoul (Tiaret); Slimani *et al.* (2013) et Boutabia *et al.* (2015) dans le parc national d'El Kala (Tarf); Lograda *et al.* (2015) dans la région de Sétif et Merabtik *et al.* (2018) dans la région d'Est d'Alger. En France, Dron *et al.* (2016) ont déclaré que les lichens crustacés dominent la région urbaine et industrielle de SAN Ouest-Provence. Par contre Aprile *et al.* (2011) ont montré que les lichens foliacés sont les plus dominants dans la région sud d'Italie qui est légèrement polluée.

La proportion de lichens foliacés et fruticuleux augmente en s'éloignant du centre ville de BBA vers les stations montagneuses (rurales). Les perturbations urbaines peuvent être une raison de la diminution du développement des lichens sensibles (foliacés et fruticuleux) (Coubes, 2008; Llop *et al.*, 2012; Attanayaka and Wijeyaratne, 2013). En général ces lichens sensibles à la pollution atmosphérique sont souvent des régénérateurs rapides lorsque la pollution diminue. Les espèces crustacées, au contraire, sont souvent des colonisateurs lents (Van Haluwyn and Van Herk, 2002).

D'autres raisons peuvent expliquer cette dominance des lichens crustacés. Dans les stations peu éclairées, les lichens à thalle foliacé disparaissent souvent et sont remplacés par des lichens à thalle crustacé (Bricaud, 2010; Habashi and Clerc, 2013). Ainsi la flore lichénique de la région peut dépendre en partie des premiers lichens qui s'établissent sur un substrat entièrement nu (lichens crustacés) (Clauzade and Rondon, 1966).

I.2.1. Relation des lichens nitrophiles et acidophiles avec la pollution

Une richesse en espèces nitrophiles et acidophiles dans la région étudiée a été identifiée. Les genres nitrophiles trouvés dans la région sont *Caloplaca*, *Candelariella*, *Lecanora*, *Physcia*, *Physconia*, *Xanthoria*, alors que les genres acidophiles sont représentés

par *Evernia*, *Lecanora*, *Lepraria*, *Hypocenomyce*, *Parmeliopsis*, *Phlyctis*, *Trapeliopsis* (Gombert *et al.*, 2004; Van Herk, 1999).

Xanthoria parietina et *Physcia adscendens* sont des espèces plus résistantes à la sécheresse. Ceci peut expliquer l'abondance de ces deux espèces dans la région étudiée qui est caractérisée par un climat continental semi-aride, pendant que d'autres espèces comme *Physcia tenella* et *Xanthoria polycarpa* sont légèrement plus communes dans les stations montagneuses (rurales) où les précipitations et l'humidité sont un peu plus élevées.

La présence d'espèces nitrophiles indique un environnement riche en azote (Vander Knaap, 1984; Van Dobben and Ter Braak, 1998; Bauwens, 2003; Krupa, 2003; Gombert *et al.*, 2004) mais cette abondance d'espèces nitrophiles peut être moins liée à la pollution azotée. Il est important de prendre en compte l'influence d'autres facteurs tels que le climat, la poussière, l'âge des arbres (il y a moins de nitrophiles sur les vieux arbres que sur les jeunes arbres), les chiens (les nitrophiles sont également communs sur les arbres pollués par les chiens) et le pH élevé de l'écorce, semblent tous être une raison plus directe de l'apparition des lichens nitrophiles (Van Herk, 1999; Tozer *et al.*, 2005; Frati *et al.*, 2008; van Herk, 2017).

Plusieurs études ont prouvé que l'utilisation des engrais à base d'azote influence fortement la composition de la communauté de lichen (Van Herk 1999, Van Dobben *et al.* 2001, Van Dobben and Ter Braak, 1998; Llop *et al.*, 2012; Skert and Grahonja, 2013). C'est une autre cause qui permet d'expliquer l'abondance d'espèces nitrophiles trouvées dans la région de BBA en particulier les stations situées au Nord de la région montagneuse qui est dominée par l'arboriculture (l'olivier et le figuier) et au Sud-ouest où se pratique l'agriculture intensive.

Les lichens sensibles sont endommagés ou éliminés par des niveaux faibles de la pollution soufrée alors que d'autres lichens peuvent tolérer des niveaux supérieurs de l'acidité de l'air, en particulier le SO₂ dans le cas des lichens acidophiles (Van Dobben and Ter Braak, 1998; Bauwens, 2003; Blett *et al.*, 2003; Gombert *et al.*, 2004). Un faible taux de présence d'espèces acidophiles est observé dans certaines stations, alors que d'autres stations sont dépourvues de ces espèces. Ce taux faible d'espèces acidophiles dans la région de BBA peut être lié à la sensibilité de ces espèces à la pollution causée par le trafic routier (Llop *et al.*, 2012) car cette présence diminue sensiblement à proximité des routes.

Lecanora conizaeoides a été signalée comme étant l'espèce la plus tolérante de la pollution soufrée (Van Herk, 1999; Van Dobben *et al.*, 2001; Van Haluwyn and Van Herk, 2002; Bricaud, 2010). Les résultats de l'inventaire réalisé à BBA ont montré que la présence du lichen *Lecanora conizaeoides* est faible dans toute la région, donc la pollution atmosphérique par le dioxyde du soufre est faible.

L'inventaire lichénique réalisé au niveau de la région de BBA, nous a permis de dresser une liste des espèces protégées par la loi Algérienne (Site web n°7) (Tableau 11).

Tableau 11: Lichens protégés par la loi Algérienne dans la région de BBA

<i>Evernia prunastri</i>	<i>Physcia biziana</i>
<i>Lobaria amplissima</i>	<i>Physcia leptalea</i>
<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Physcia stellaris</i>
<i>Phlyctis argena</i>	<i>Physcia tenella</i>
<i>Physcia abscendens</i>	<i>Physconia grisea</i>
<i>Physcia aipolia</i>	<i>Physconia perisidoisa</i>

I.3. Conclusion de la biodiversité lichénique

L'inventaire lichénique réalisé constitue une base de données des lichens de la région de Bordj Bou Arreridj (BBA) et enrichi la liste de la flore lichénique en Algérie qui appartient à la flore méditerranéenne. La flore lichénique identifiée à BBA est caractérisée par une diversité spécifique importante de soixante dix-neuf espèces. Les communautés de lichens épiphytes constituent une composante majeure de la biodiversité dans la région urbaine de BBA dont les formes crustacées sont les plus répandues.

Plus on s'éloigne des stations urbaines et plus le nombre d'espèces de lichens augmente; ainsi la flore lichénique à BBA semble être affectée par la pollution urbaine de la région. Les espèces nitrophiles sont les plus abondantes dans la région de notre étude que les espèces acidophiles. Cette étude nous a permis d'identifier douze espèces qui sont protégées par la loi algérienne au niveau national.

II. Résultats de la Bio-indication des lichens épiphytes

Trente quatre stations (communes) de la région urbaine de BBA ont été échantillonnées. Cette collecte a permis d'identifier un total de 62 espèces épiphytes. La diversité lichénique est très variable, elle varie de 3 espèces dans la station d'El Ansseur à 26 espèces dans la station de Teniet En-Nasr (Tableau 12).

▪ Abondance lichénique (AL)

L'abondance lichénique dans la région étudiée est calculée à partir de la proportion de présence des espèces avec un exemple détaillé pour la station du Colla (Annexe 3; Tableau 1).

Les abondances les plus faibles (1,25 - 2,03) sont apparues aux niveaux des stations urbaines tels qu'El M'hir, BBA, El Ansseur et El Hamadia. A l'inverse, les stations rurales Teniet En Nasr, Ouled Brahem, Haraza, Ksour, Taglait, Ghilassa, Ain Tesra, Colla, Djaafra, Tefreg et Ouled Dahmane sont toutes des stations présentant des abondances élevées (3,53 - 5,21). La station d'El Ach, station rurale, présente une faible abondance spécifique (1,61) (Tableau 12).

Néanmoins, l'abondance lichénique n'indique pas la représentativité d'une espèce entre les différentes stations étudiées; une espèce abondante n'est pas nécessairement bien représentée entre les différentes stations et réciproquement. Par exemple, l'espèce *Parmelina tiliacea* n'étant relevée que sur dix stations de la totalité des stations échantillonnées avec une forte fréquence de présence sur la station de Taglait où on a enregistré une forte abondance lichénique (3,94).

La diversité lichénique montre que 14,52% de la totalité des espèces identifiées se rencontrent dans une seule station (Figure 26). L'espèce la plus fréquemment rencontrée est *Xanthoria parietina*, elle est présentée dans l'ensemble des stations, à l'exception des stations Rabta et El Ach. Les espèces *Buellia griseovirens*, *Physcia tenella* sont observées dans 20 et 18 stations respectivement, *Caloplaca ferruginea* et *Physcia aipolia* dans (15 stations), *Physcia adscendens* dans 13 stations, *Xanthoria polycarpa*, *Hypogymnia farinacea* et *Caloplaca flavorubescens* dans (12 stations), le reste des espèces 70,96% sont observées entre 2 à 11 stations.

Tableau 12: Fréquences Lichénique de la région de BBA

Species	El Main	Tassameurt	Tefreg	Djaafra	Khelil	B. Zemoura	O. Dahmane	Colla	T. En Nasr	O.S. Brahim	A.Taghrout	B. Kasdali	S. Embarek	Hasnaoua	Medjana	Mansoura	El M'hir	Haraza	B. Daoud	Tixter	A. Tesra	El Anasseur	B.B.Arreidj	El Achir	R. El Oued	Belimour	El Hamadia	Ksour	O. Brahem	B. Ghédir	Rabta	El Ach	Taglait	Ghilassa	F.M	
Acrocordia gemmata							0,20	0,05																												0,01
Amandinea punctata								0,08										0,25														0,07				0,01
Bacidia arcutina								0,22			0,18										0,25									0,15	0,03				0,02	
Bacidia friesiana																		0,20			0,13														0,01	
Bacidia rubella							0,13														0,22								0,15						0,01	
Buellia griseovirens	0,48		0,28	0,43	0,22			0,15			0,27	0,60	0,30	0,25		0,07				0,35		0,17	0,33	0,48	0,17	0,33		0,17			0,08	0,25	0,33		0,17	
Caloplaca cerina			0,25																0,13		0,17			0,25	0,13										0,03	
Caloplaca cerinella											0,18	0,07				0,05				0,05								0,32	0,12	0,43					0,04	
Caloplaca ferruginea			0,70	0,48	0,15						0,15	0,18	0,05	0,45				0,38		0,32	0,07			0,23	0,37			0,62	0,60	0,40					0,15	
Caloplaca flavorubescens						0,50					0,18	0,12	0,30							0,12				0,43	0,13		1,00	0,47	0,05		0,42	0,60			0,13	
Caloplaca hungarica				0,13												0,23														0,07					0,01	
Caloplaca pyracea						0,17		0,08		0,12	0,05										0,22			0,07					0,08						0,02	
Candelariella xanthostigma							0,30																		0,17	0,15		0,28							0,03	
Cetrelia olivetorum																												0,13				0,37			0,01	
Coenogonium pineti			0,17					0,15	0,08									0,12		0,08								0,22							0,02	
Dendrographa decolorans				0,28						0,25	0,17		0,32					0,08					0,50		0,17				0,43	0,33	0,27					0,08
Evernia prunastri							0,07	0,08																												0,005
Flavoparmelia caperata																			0,17																	0,005
Hypocenomyce scalaris			0,27		0,23				0,30		0,20				0,15				0,27		0,30			0,17								0,20	0,12			0,06
Hypogymnia farinacea	0,50	0,08				0,47				0,05	0,12			0,30	0,05					0,18	0,10				0,07								0,35	0,25		0,07
Lecanographa amylacea																															0,23				0,01	
Lecanora allophana								0,23																												0,01
Lecanora argentata			0,22				0,30	0,20			0,03		0,08					0,45						0,40												0,05
Lecanora carpinea																														0,20	0,10				0,01	
Lecanora chlorotera		0,15				0,15		0,15		0,15													0,05													0,02

Tableau 12: Fréquences Lichénique de la région de BBA (suite)

Species	El Main	Tassameurt	Tefreg	Djaafra	Khelil	B. Zemoura	O. Dahmane	Colla	T. En Nasr	O.S. Brahim	A. Taghrout	B. Kasdali	S. Embarek	Hasnaoua	Medjana	Mansoura	El M'hir	Haraza	B. Daoud	Tixter	A. Tesra	El Anasseur	B.B.Arrendj	El Achir	R. El Oued	Belimour	El Hamadia	Ksour	O. Brahem	B. Ghédir	Rabta	El Ach	Taglait	Ghilassa	F.M	
<i>Lecanora compallens</i>										0,22													0,15													0,01
<i>Lecanora conizaeoides</i>									0,17						0,15											0,32										0,04
<i>Lecanora meridionalis</i>								0,15	0,10			0,03						0,18																		0,01
<i>Lecanora praesistens</i>																														0,22	0,03				0,01	
<i>Lecanora rugosella</i>																										0,32									0,01	
<i>Lecanora strobilina</i>													0,17	0,25	0,23									0,17		0,17									0,03	
<i>Lecidella elaeochroma</i>									0,08																										0,00	
<i>Lepraria incana</i>	0,10					0,25	0,13							0,13	0,28									0,33		0,32	0,17	0,50				0,33		0,07		
<i>Lobaria amplissima</i>			0,30																							0,13									0,01	
<i>Melanohalea elegantula</i>											0,17								0,57																0,02	
<i>Ochrolechia alboflavescens</i>																										0,50									0,01	
<i>Ochrolechia androgyna</i>			0,07												0,28																				0,01	
<i>Ochrolechia pallescens</i>			0,08									0,03						0,22		0,17															0,01	
<i>Ochrolechia subviridis</i>	0,13						0,32							0,13													0,17								0,02	
<i>Parmeliopsis ambigua</i>		0,22	0,28	0,25				0,12			0,10	0,08									0,12				0,05		0,22								0,04	
<i>Parmelia sulcata</i>			0,07											0,25	0,07											0,22									0,02	
<i>Parmelina carporrhizans</i>								0,08																											0,00	
<i>Parmelina pastillifera</i>								0,10																											0,00	
<i>Parmelina tiliacea</i>	0,12							0,15	0,28	0,07	0,10	0,10													0,27		0,20					0,62	0,08		0,06	
<i>Pertusaria coccodes</i>																			0,50	0,33	0,33				0,33	0,33							0,17	0,06		
<i>Pertusaria flavida</i>																									0,22		0,33								0,02	
<i>Phlyctis argena</i>																							0,13						0,13						0,01	
<i>Physcia adscendens</i>	0,28	0,15	0,18		0,23	0,13				0,22			0,10					0,15								0,27	0,15	0,03			0,17	0,28		0,07		
<i>Physcia aipolia</i>	0,38		0,17	0,35	0,23	0,58	0,73	0,28						0,23	0,20	0,27								0,28		0,27	0,13	0,02	0,10					0,12		

Tableau 12: Fréquences Lichénique de la région de BBA (suite)

Espèces	El Main	Tassameurt	Tefreg	Djaafra	Khelil	B. Zemoura	O. Dahmane	Colla	T. En Nasr	O.S. Brahim	A.Taghrout	B. Kasdali	S. Embarek	Hasnaoua	Medjana	Mansoura	El M'hir	Haraza	B. Daoud	Tixter	A. Tesra	El Anseur	B.B.Arreidj	El Achir	R. El Oued	Belimour	El Hamadia	Ksour	O. Brahem	B. Ghédir	Rabta	El Ach	Taglait	Ghilassa	F.M	
<i>Physcia biziana</i>		0,15						0,15							0,05																					0,01
<i>Physcia leptalea</i>								0,30																												0,01
<i>physcia stellaris</i>	0,22		0,12	0,33		0,18		0,12	0,18			0,43			0,05		0,18		0,32				0,12													0,07
<i>Physcia tenella</i>	0,25	0,57					0,50	0,72	0,17	0,15			0,17	0,25				0,15	0,10	0,35		0,25			0,30		0,47	0,43	0,20			0,32	0,40		0,17	
<i>Physcia tribacioides</i>		0,08	0,17							0,13							0,13																		0,02	
<i>Physconia distorta</i>	0,13		0,17				0,33	0,08	0,12																	0,42						0,17	0,10		0,04	
<i>Physconia grisea</i>			0,28			0,27				0,28	0,05				0,12												0,45								0,04	
<i>Physconia perisidiosa</i>																				0,12							0,13							0,01		
<i>Piccolia ochrophora</i>																	0,15												0,05	0,03				0,01		
<i>Rinodina roboris</i>								0,07	0,25						0,17		0,07						0,25												0,02	
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>						0,32															0,33				0,30		0,17			0,33	0,17			0,05		
<i>Xanthoria parietina</i>	0,90	0,95	0,97	0,95	0,88	0,90	0,95	0,93	0,90	0,95	0,77	0,83	0,77	0,83	0,75	0,62	0,80	0,98	0,83	0,78	0,83	1,00	0,55	0,65	0,57	0,83	0,92	0,68	1,00	0,42	0,00	0,00	0,96	0,77	0,78	
<i>Xanthoria polycarpa</i>			0,63			0,17	0,13	0,33	0,40	0,28				0,10	0,38			0,78		0,05			0,13									0,33			0,11	
AL	2,52	3,10	3,58	3,65	2,22	3,81	3,53	3,75	5,21	3,18	2,48	2,21	2,95	2,80	2,50	2,20	1,25	4,41	2,43	2,45	3,78	2,00	1,75	2,95	2,73	3,05	2,03	4,28	4,55	3,15	2,47	1,61	3,94	3,80		

F.M: Fréquence moyenne des espèces; **AL:** Abondance des lichens.

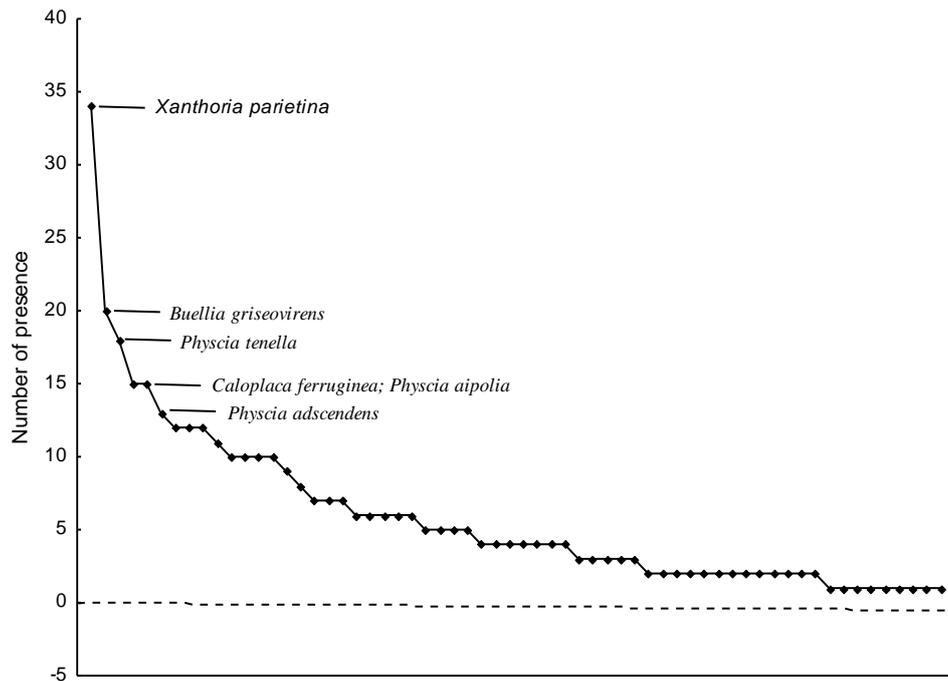


Figure 26: Présence de lichens épiphytes dans les stations étudiées.

Les soixante deux espèces épiphytes identifiées se répartissent sur 31 genres, appartenant à 19 familles lichéniques. 70,97% de la totalité des genres sont représentés par une seule espèce. Les genres les plus riches en espèces dans la région de BBA sont *Lecanora* avec dix espèces et *Physcia* avec sept espèces (Figure 27).

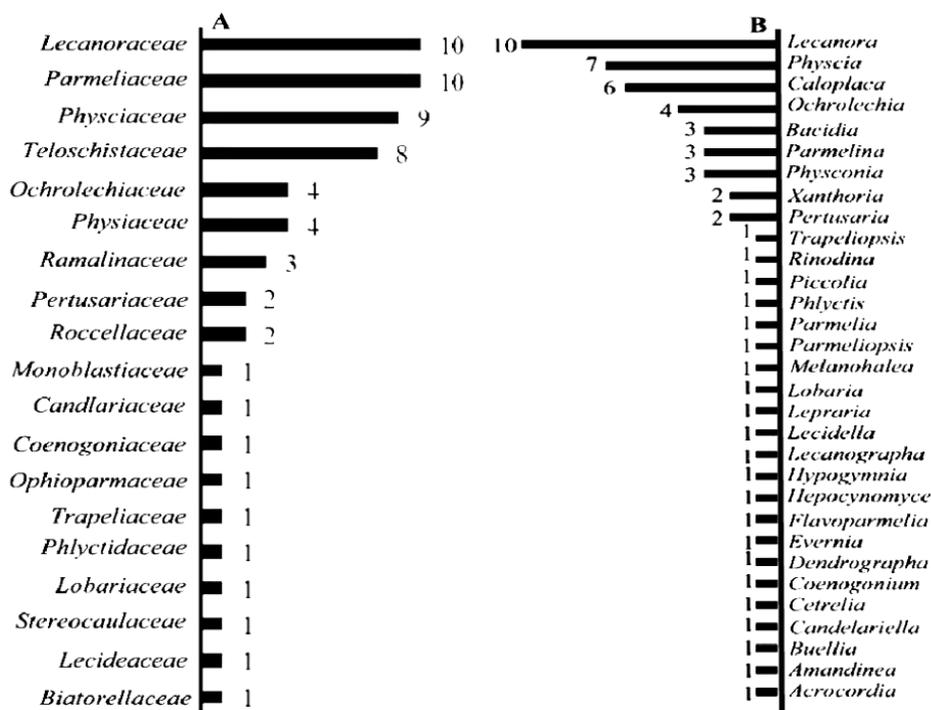


Figure 27: Diversité spécifique de la région de BBA (A: Familles, B: Genres)

10 familles lichéniques sont représentées par une seule espèce, alors que le reste des espèces sont incluses dans 9 familles. Les familles les plus représentées en espèces sont *Parmeliaceae* et *Lecanoraceae* avec 10 espèces de chaque, suivie par les familles *Physciaceae* (9 espèces) et *Teloschistaceae* (8 espèces).

La totalité d'espèces des lichens épiphytes identifiés dans la région de BBA, sont réparties en 5 types morphologiques, 37 lichens crustacés, 22 foliacés et une seule espèce pour chacun des trois types morphologiques restants (lépreux, squamuleux et fruticuleux) (Figure 28).

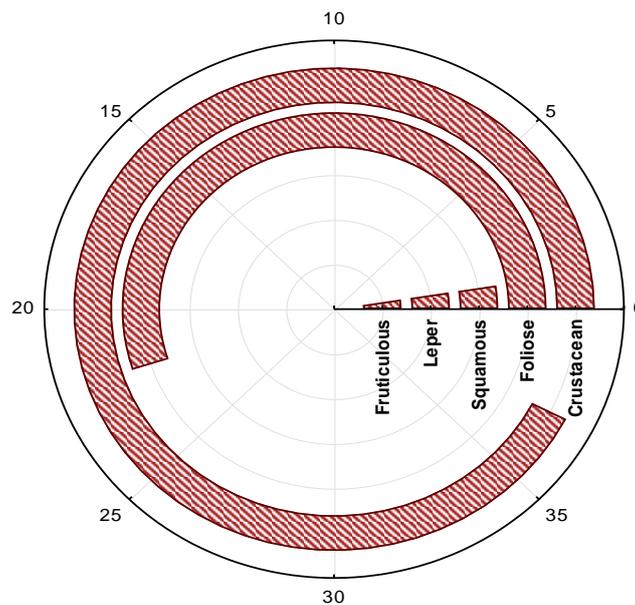


Figure 28: Répartition des différents types morphologiques des lichens

Le lichen à thalle lépreux (*Lepraria incana*) et celui à thalle squamuleux (*Hypocenomyce scalaris*) se trouvent dans dix stations différentes, l'espèce fruticuleuse (*Evernia prunastri*) est remarquée uniquement à Colla et Teniet En-Nasr. Dans les stations de Ghilassa et El Achir on trouve quatre types morphologiques (crustacé, foliacé, lépreux et squamuleux). Le même nombre de types morphologiques (crustacé, foliacé, lépreux et fruticuleux) se réunit à Colla ce qui indique que ces stations sont caractérisées par une flore lichénique diversifiée.

II.1. Indices de biodiversité lichéniques

Les indices de biodiversité calculés pour les différentes stations échantillonnées montrent des variations importantes avec des coefficients de variations (CV) compris entre (30,10% - 37,80%). La diversité spécifique est la plus variable dans les stations avec un CV de 37,80% et une moyenne comprise entre ($17,46 \pm 6,60$) (Tableau 13).

Tableau 13: Estimation des indices de Bio-diversité de la région de BBA.

Stations	Indices de bio-diversité			
	Diversité spécifique	Pourcentage diversité spécifique (PS%)	Abondance lichénique (AL)	Indice de Shannon (H')
El Main	9	14,52	2,52	2,51
Tassameurt	8	12,9	3,1	2,16
Tefreg	14	22,58	3,58	3,71
Djaafra	11	17,74	3,65	2,93
Khelil	5	8,06	2,22	1,45
Bordj Zemoura	13	20,97	3,18	4,05
Ouled Dahmane	11	17,74	3,53	3,01
Colla	12	19,35	3,76	3,14
Teniet En Nasr	26	41,94	5,21	6,69
Ouled Sidi Brahim	11	17,74	3,18	3,25
Ain Taghrout	12	19,35	2,48	3,05
Bir Kasdali	13	20,97	2,21	2,84
Sidi Embarek	10	16,13	2,95	2,73
Hasnaoua	10	16,13	2,8	2,91
Medjana	11	17,74	2,5	2,93
Mansoura	11	17,74	2,2	2,96
El M'hir	4	6,45	1,25	0,99
Haraza	15	24,19	4,41	4,08
Ben Daoud	7	11,29	2,43	2,05
Tixter	9	14,52	2,45	2,36
Ain Tesra	16	25,81	3,78	4,62
El Anseur	3	4,84	2	0,63
Bordj Bou Arreridj	6	9,68	1,75	1,86
El Achir	12	19,35	2,95	3,54
Ras El Oued	10	16,13	2,73	3,04
Belimour	10	16,13	3,05	3,13
El Hamadia	5	8,06	2,03	1,44
Ksour	14	22,58	4,28	4,29
Ouled Brahem	14	22,58	4,55	3,73
Bordj Ghédir	11	17,74	3,15	3,16
Rabta	12	19,35	2,47	3,08
El Ach	10	16,13	1,61	2,41
Taglait	11	17,74	3,94	3,37
Ghilassa	12	19,35	3,8	3,66
<i>Moyenne</i>	10,82	17,46	2,99	2,99
<i>SD</i>	4,09	6,60	0,90	1,11
<i>CV</i>	37,80	37,80	30,10	37,12

▪ Indice de Shannon (H')

L'indice de Shannon (H') est calculé sur la base des fréquences spécifiques. Cet indice représente une variabilité dans la région, avec un coefficient de variation est de 37,12% et une moyenne est de $(2,99 \pm 1,11)$ (Tableau 13). Les valeurs les plus élevées de l'indice de H' sont enregistrées aux niveaux des stations rurales qui présentent une diversité lichéniques importante, dont la valeur la plus élevée (6,69) est enregistrée au niveau de la station rurale de Teniet En-Nasr. Alors que, les valeurs faibles de l'indice de H' sont comprises entre (0,63 - 1,86), elles sont enregistrées dans les stations urbaines (El M'hir, BBA, El Ansseur, Khelil et El Hamadia). Ces stations dévoilent les valeurs les plus faibles de la diversité spécifique de la région.

II.1.2. Indices de la qualité de l'air

Les relevés lichéniques nous ont permis de calculer quatre indices de la qualité de l'air pour les stations étudiées (Tableau 14). Ces indices de bio-indication de la qualité de l'air permettent de caractériser les stations du point de vue de pollution atmosphérique.

▪ L'indice de la pollution soufrée (SO₂)

L'indice de la pollution soufrée (SO₂) est évalué dans la région étudiée selon la méthode de Van Haluwyn & Lerond (1986). Un exemple d'évaluation de cet indice est détaillé pour la station du Colla (Annexe 3; Tableau 2).

Les résultats de l'indice de pollution SO₂ indique une pollution soufrée très faible (G) dans les dix-sept stations rurales avec la présence d'espèces sensibles à cette pollution *Physcia aipolia*, *Physconia distorta*. Les autres stations présentent une pollution de SO₂ faible (F) et une pollution moyenne (E), parmi ces stations qui présentent une pollution soufrée faible avec la présence d'espèces indicatrices *Parmelia tiliacea* et *Phlyctis argena* sont les stations Ras El Oued, Ain Taghrout, Sidi Embarek, Bordj Ghédir et Mansoura. D'autre stations montrent une pollution soufrée moyenne (E) avec la présence d'espèces *Candelariella xanthostigma*, *Evernia prunastri*, *Parmelia sulcata*, *Physcia adscendens*, *Physconia grisea* et *Xanthoria parietina*.

Tableau 14: Indices de Bio-indication de la qualité de l'air de la région de BBA.

Stations	Indices de bio-indication				Zone d'IPA
	Indice de soufre (SO ₂)*	Indice d'azote (N)*	VDL	IPA	
El M'hir	E	2	12,5	16,19	
El Main	G	3	25,17	24,95	
Ain Taghrout	F	3	24,83	28,37	
Bordj Bou Arreridj	E	3	17,5	29,92	zone polluée (15,6 < IPA ≤ 35,5)
Ben Daoud	E	4	25,5	30,45	
Hasnaoua	E	4	28	33,39	
Rabta	G	5	24,67	33,65	
Bir Kasdali	E	2	22,16	34,18	
Khelil	E	2	22,16	36,62	
El Ach	G	5	16,17	35,58	
Djaafra	G	4	38,16	39,83	
Tassameurt	E	3	34,33	42,75	
Mansoura	F	4	22	43,16	
Belimour	E	3	30,5	43,9	
Ras El Oued	F	4	27,33	45	
Colla	G	3	37,66	45,53	
Tixter	E	3	24,5	47,01	
Ain Tesra	E	3	37,83	47,27	
Medjana	G	2	25	47,35	
Tefreg	G	3	35,83	47,59	zone légèrement polluée (35,6 < IPA ≤ 75,5)
Sidi Embarek	F	3	29,5	48,05	
Ouled Sidi Brahim	G	3	31,83	49,31	
Ouled Dahmane	G	3	36,5	51,23	
El Hamadia	E	2	20,33	54,22	
Haraza	G	3	44,16	54,35	
El Ansseur	E	2	20	54,76	
Taglait	G	3	37,66	54,76	
Ghilassa	G	3	38	57,51	
Ouled Brahem	G	3	36,5	57,65	
El Achir	G	2	29,5	60	
Bordj Zemoura	G	3	38,33	61,39	
Bordj Ghédir	F	3	31,5	65,07	
Ksour	G	3	43,66	69,64	
Teniet En-Nasr	G	3	52,16	79,82	zone non polluée IPA > 75,5
Moyenne	G	3	30,04	46,19	
SD	/	/	8,88	13,44	
CV	/	/	29,56	29,09	

*Pollution de SO₂, (E)= moyenne, (F)= faible, (G)= très faible;

*Pollution azotée, Zone 2= pollution forte, Zone 3= pollution moyenne; Zone 4= pollution faible; Zone 5= aucune pollution azotée. VDL, indice de valeur de la diversité IPA, indice de pureté atmosphérique.

▪ L'indice de la pollution azotée (N)

L'indice de la pollution azotée (N) est évalué dans la région de BBA selon la méthode de Lallemand *et al.* (1996). Un exemple d'estimation de cet indice est détaillé pour la station de Colla (Annexe 3; Tableau 3).

L'utilisation de l'indice azoté, montre que la majorité des stations de la région étudiée sont classées dans la zone 3 (pollution azotée moyenne) avec la présence de certaines espèces indicatrices comme *Evernia prunastri*, *Physcia adscendens* et *Physcia tenella*. Les stations urbaines (Khelil, El Achir, El Hamadia, Medjana, El M'hir, Bir Kasdali et El Anseur) se classent dans la zone 2 (fortes pollutions azotées). Cette pollution en azote enregistrée dans ces stations peut être une des causes contribuant aux faibles valeurs de la diversité des lichens dans ces stations. Les stations de Djaafra, Ras El Oued, Mansoura, Ben Daoud et Hasnaoua se classent dans la zone 4 (pollution azotée faible) avec la présence de l'espèce indicatrice *Parmelia sulcata*. Tandis que, les stations rurales Rabta et El Ach sont incluses dans la zone 5 (aucune pollution azotée) avec l'absence de *Xanthoria parietina*.

▪ L'indice de valeur de la diversité des lichens (VDL)

L'indice de valeur de la diversité des lichens (VDL) est calculé dans les stations étudiées selon la méthode d'Asta *et al.* (2002). Un exemple de calcul de cet indice est détaillé pour la station de Colla (Annexe 3; Tableau 4).

Une faible variabilité de l'indice de la VDL a été notée dans la région étudiée avec un coefficient de variation de (29,56%) et une moyenne de (30,04 ± 8,88).

En se basant sur les valeurs de l'indice de la VDL, une carte de répartition de la diversité des lichens dans la région étudiée est réalisée (Figure 29). Les valeurs de la VDL obtenues nous ont permis d'identifier trois zones parmi les cinq zones de l'échelle d'Asta *et al.* (2002). Les résultats montrent que 79,41% des stations échantillonnées se caractérisent par une faible diversité de lichens, avec des valeurs comprises entre (20 - 40). Les valeurs les plus basses de la VDL, qui sont inférieures à 20, sont remarquées aux niveaux des stations d'El M'hir, El Ach et BBA, indiquant ainsi une très faible diversité lichénique. Par contre les stations avec des valeurs élevées de la VDL (43,66; 44,16 et 52,16) sont enregistrées en particulier dans les stations rurales Ksour, Haraza et Teniet En-Nasr respectivement. Ces valeurs de la VDL qui sont supérieures à 40, indiquent que ces stations ont une diversité lichénique modérée.

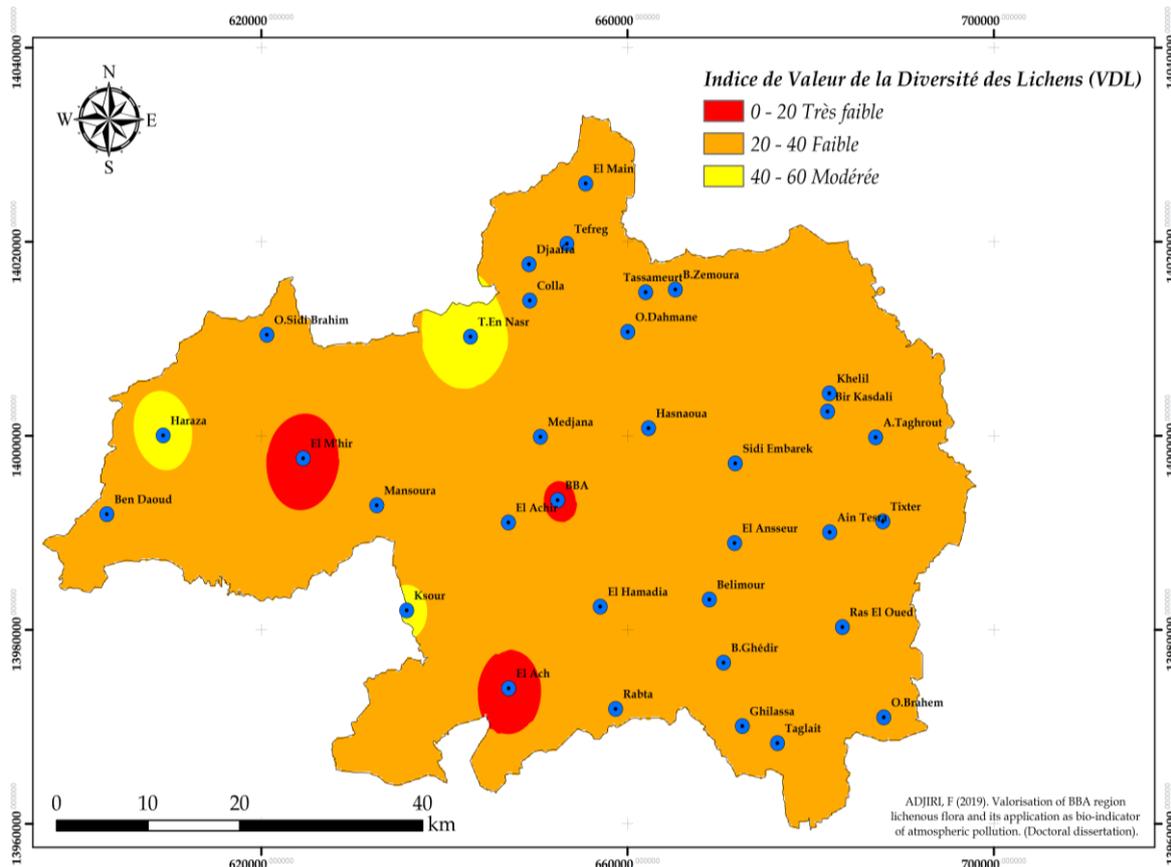


Figure 29: Diversité lichénique de la région de BBA.

▪ L'indice de pureté atmosphérique (IPA)

L'indice de pureté atmosphérique (IPA) est calculé dans la région de BBA selon la méthode de LeBlanc et Sloover (1970). Un exemple de calcul de cet indice est détaillé pour la station de Colla (Annexe 3; Tableau 5).

Une faible variabilité de l'indice d'IPA est remarquée dans la région étudiée avec un coefficient de variation de (29,09%) et une moyenne de $(46,19 \pm 13,44)$.

Le calcul de l'indice d'IPA montre que trois zones de pollution, parmi les cinq zones de l'échelle du LeBlanc et Sloover (1970), sont identifiées dans la région de BBA, permettant ainsi de dresser carte de pollution (Figure 30).

Une diversité lichénique faible implique des valeurs d'IPA élevées. Ces valeurs élevées sont enregistrées dans les stations d'El Ach, El Hamadia, El Achir et El Anseur. Certaines stations urbaines de la région sont polluées ainsi que les deux stations rurales Rabta et El Main. La totalité des stations étudiées 73,53% sont légèrement polluées. La station rurale de Teniet En-Nasr, située au Sud-ouest de la région de BBA, avec une valeur d'IPA > 75,5, possède un air pur selon cette méthode d'étude.

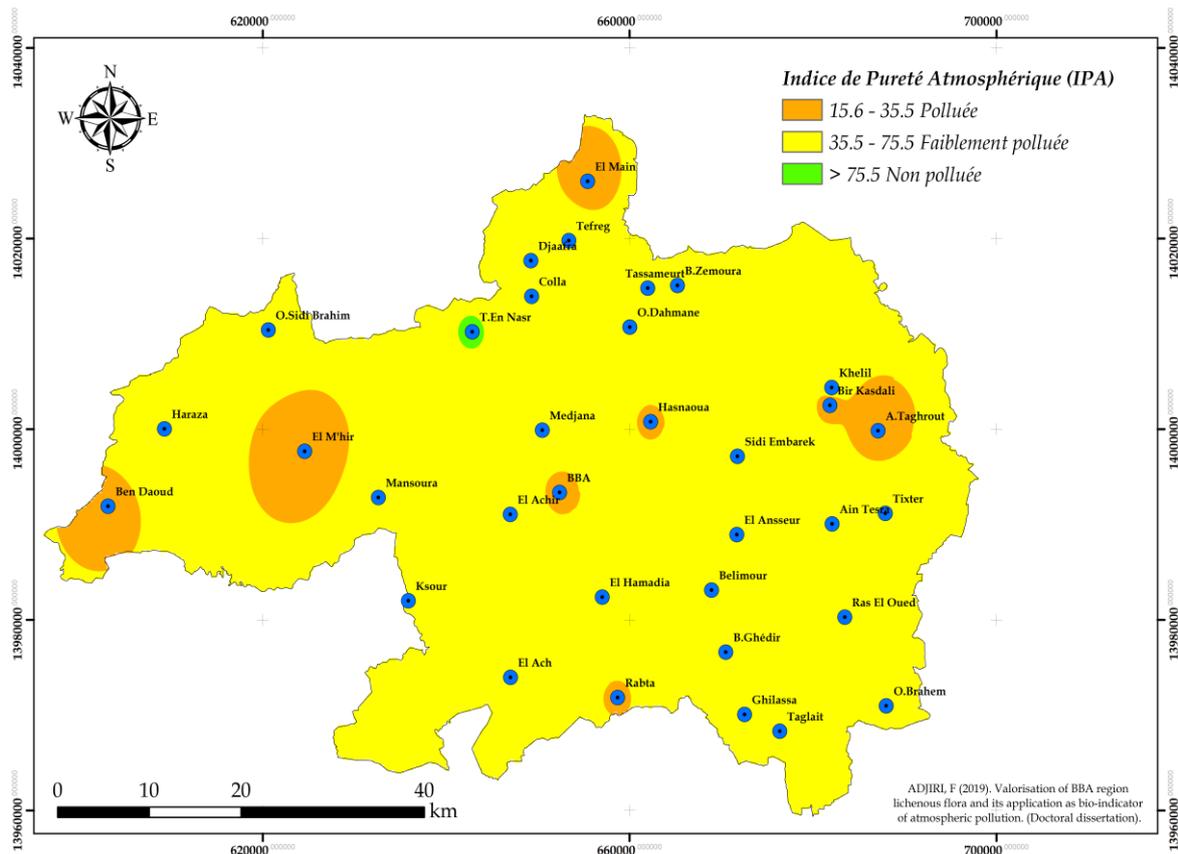


Figure 30: Répartition des valeurs de l'indice d'IPA dans la région de BBA.

II.1.3. Analyse en Composantes Principales (ACP)

Pour identifier les différents niveaux de qualité de l'air de la région de BBA, et en faire sortir les groupes des stations homogènes, une analyse statistique en composante principale (ACP) est réalisée sur les trente quatre stations à la base du couplage des indices de bio-indication et biodiversité.

Les indices calculés pour les différentes stations échantillonnées montrent des variabilités très importantes (Figure 31). L'indice de pureté atmosphérique (IPA) est l'indice qui présente le plus de variation au sein des stations, suivi par l'indice de valeur de la diversité de lichens (VDL) et l'indice de la diversité spécifique (%SP). Les deux autres indices; l'abondance lichénique (AL) et l'indice de Shannon (H') présentent très peu de variabilité.

II.1.3.1. Etude des variables

▪ Matrice des corrélations

La matrice de corrélation fait apparaître des coefficients de corrélation élevés, 80% des variables sont significativement corrélées (Tableau 15).

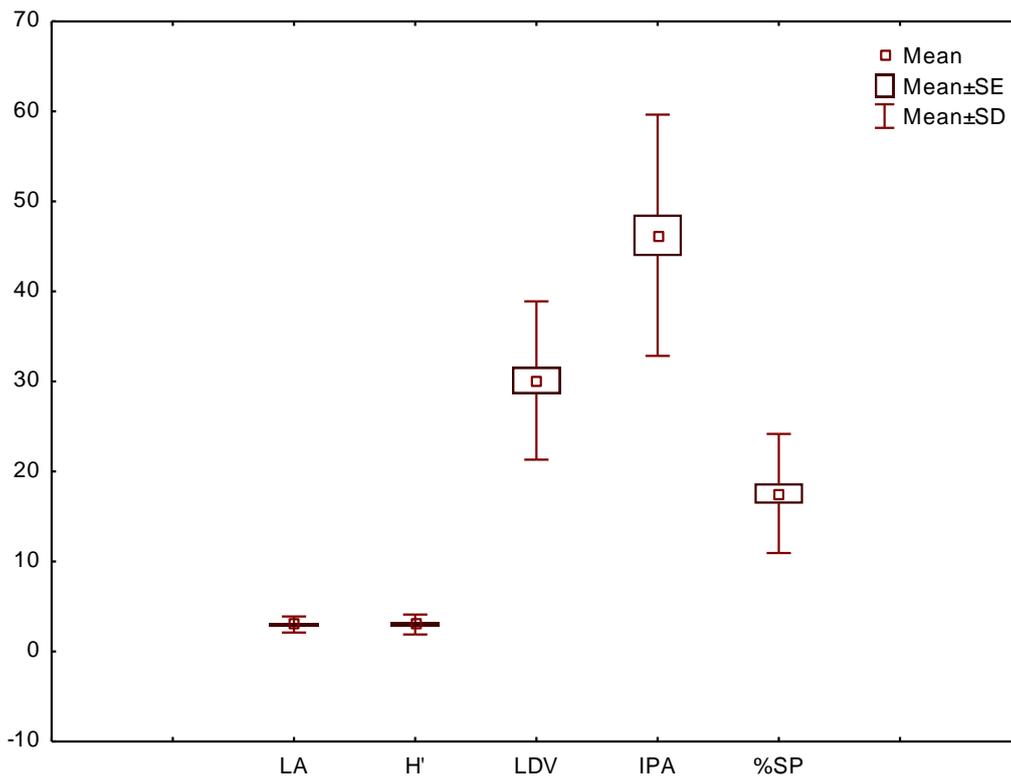


Figure 31: Variabilité des indices de biodiversité et de bio-indication.

Les valeurs propres représentant la variance des indices sur les deux axes sont élevées, 82,04% pour le premier axe et 10,9% pour le deuxième axe, donnant ainsi une contribution élevée à la variance totale. L'ensemble de l'information expliquée par les deux axes issus de l'ACP est de 92,94%.

Tableau 15: Matrice de corrélation des indices de biodiversité et de bio-indication

Variabes	LA	H'	VDL	IPA	%SP
LA	1,00				
H'	0,82	1,00			
VDL	0,97	0,82	1,00		
IPA	0,70	0,61	0,70	1,0	
%SP	0,76	0,97	0,76	0,55	1,0

Corrélation significative (cor.> 0,68); corrélation hautement significative (cor. > 0,96)

▪ Cercle des corrélations

L'ensemble des variables utilisées (l'indice de l'abondance de lichens (AL), l'indice de Shannon (H'), l'indice de valeur de diversité lichénique (VDL), l'indice de pollution atmosphérique (IPA) et l'indice de diversité spécifique (%SP) contribuent à la formation de la partie négative de l'axe 1 (Figure 32).

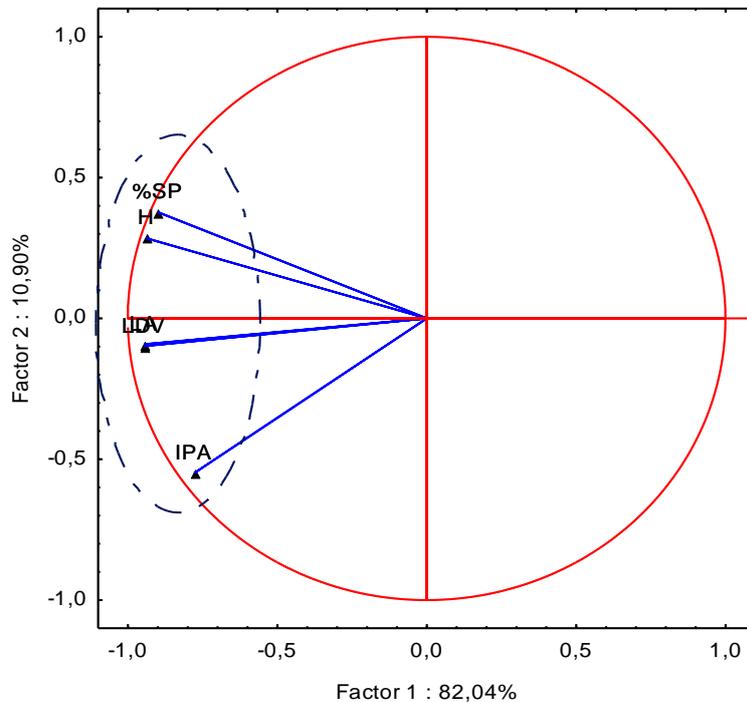


Figure 32: Cercle des corrélations, projection des variables sur le plan (1x2).

▪ Étude des stations

La représentation du plan formé par les deux premiers axes principaux 1x2 (Figure 33), montre que l'ensemble des stations échantillonnées contribue à la formation des trois premiers axes issus de l'ACP.

La partie positive de l'axe 1 est expliquée par les stations d'El Main, Khelil, El M'hir et BBA. Par contre la partie négative de cet axe est expliquée par les stations de Tefreg, Djaafra, Bordj Zemoura, Tneit En-Nasr, Ouled Sidi-Brahim, Haraza, Ksour, Ouled Brahem et Ghilassa. Les stations de Ain Taghrout, Bir Kasdali, Hasnaoua, Ain Tesra et Rabta, expliquent la partie positive de l'axe 2, tandis que la partie négative de cet axe est expliquée par les stations de Sidi-Embarek, El Anseur, El Hamadia, Bordj Ghédir, Tassamorte et El Achir.

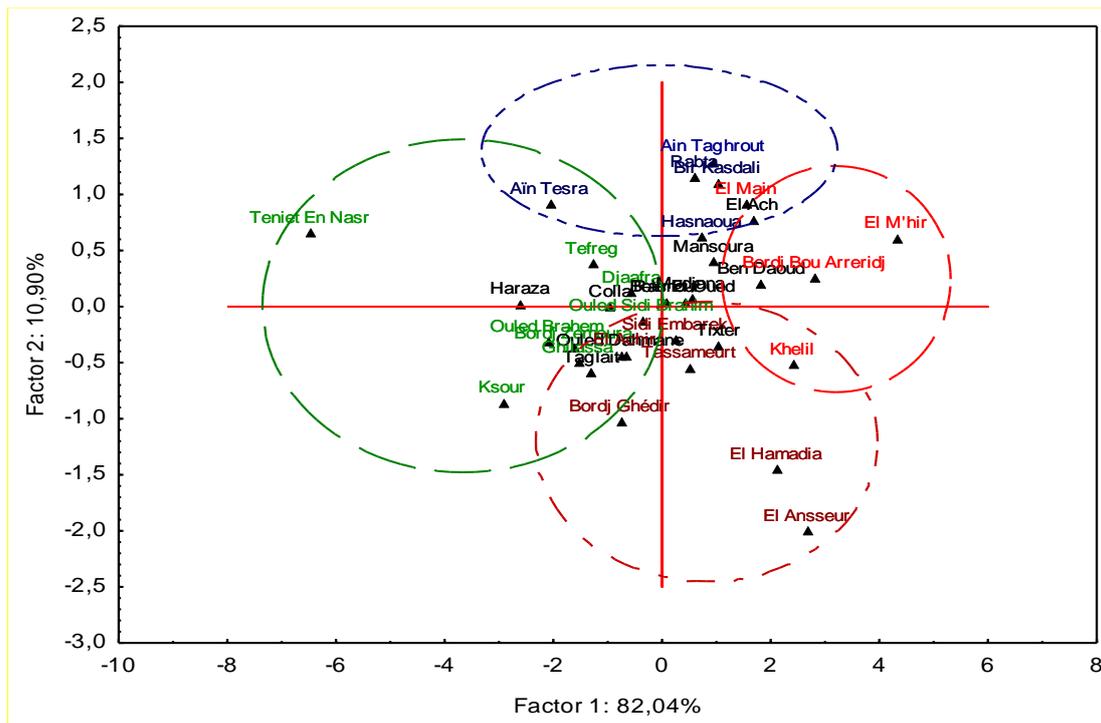


Figure 33: Projection des individus sur le plan (1x2) issu de l'ACP.

Les Stations Medjana, Mansoura, Tixter, El Achir, et El Ach expliquent la partie positive de l'axe 3, alors que la partie négative de cet axe est expliquée par les stations de Ben Daoud, Blimour, Ouled Dahmane, Colla et Taglait (Figure 34).

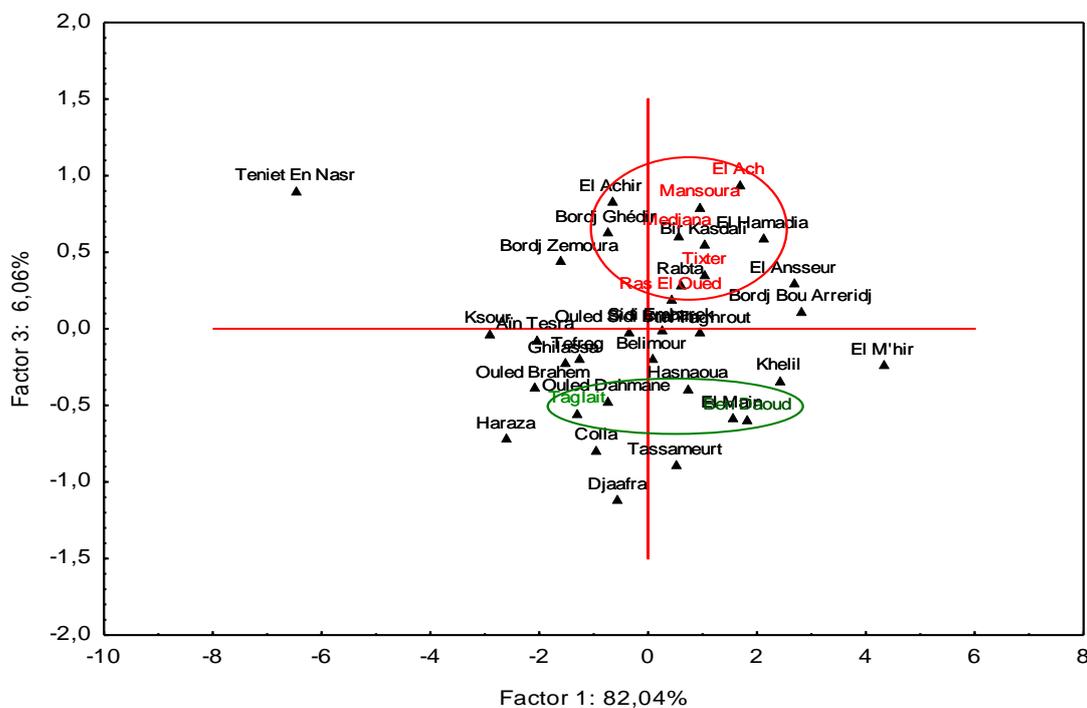


Figure 34: Projection des individus sur le plan (1x3) issu de l'ACP.

En se basant sur les résultats issus de l'analyse en composantes principales, on constate que les stations étudiées ne sont pas séparées en groupes homogènes et l'ensemble des stations se condense au centre. La projection spatiale des stations, basée sur les trois premiers axes de l'ACP n'ont pas permis une bonne caractérisation des stations et la séparation des stations n'est pas nette.

Les deux stations qui se détachent du nuage formé par l'ensemble des individus, sont la station de Teniet En-Nasr. Cette station rurale est caractérisée par des valeurs élevées de l'ensemble des indices utilisés. Avec ces valeurs indiciaires, la station de Teniet En-Nasr est indemne de pollution. La deuxième station d'El Anseur est une station urbaine définie par des valeurs faibles des indices (Figure 35).

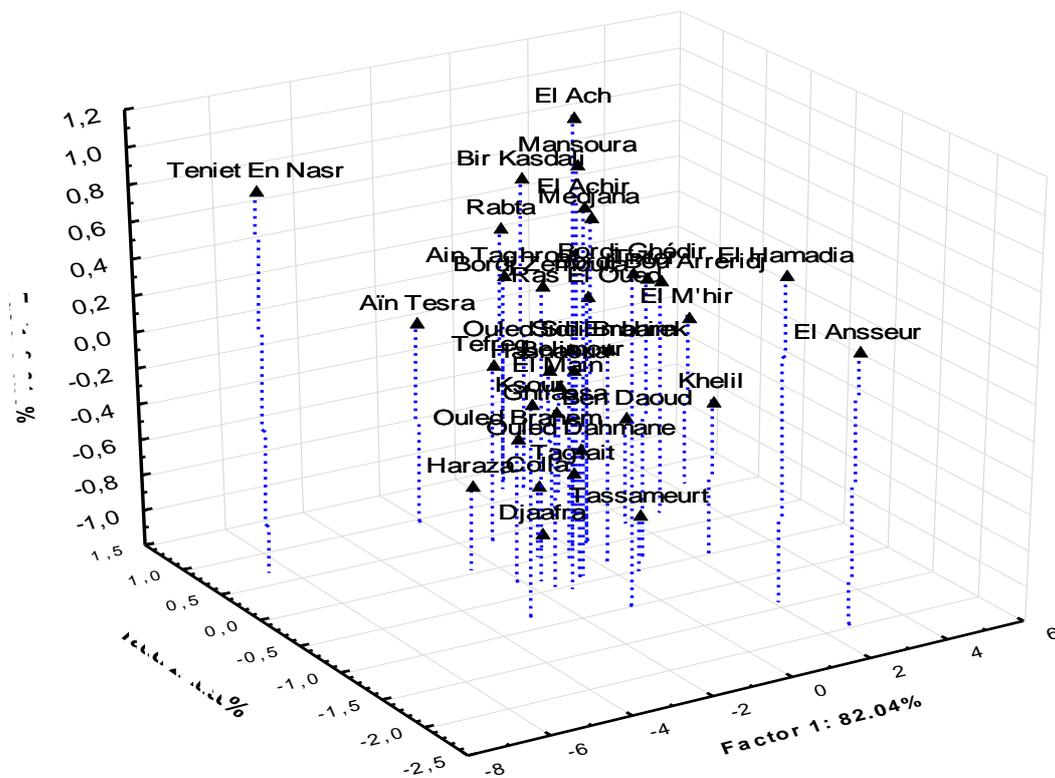


Figure 35: Projection spatiale des stations basée sur les trois premiers axes issus de l'ACP

Pour caractériser les stations étudiées, ainsi que l'identification des groupes homogènes, une deuxième analyse statistique, basée sur l'UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Average) et la distance de city-block (Manhattan), est réalisée. Cette analyse confirme les résultats issus de l'ACP et sépare les stations en deux clades bien distincts (Figure 36).

La station de Teniet En-Nasr représente le premier clade issu de l'analyse et s'isole des autres stations et est considérée comme non polluée. Avec une abondance lichénique importante (5,21) cette station présente la plus grande diversité de lichens épiphytes de la région étudiée avec neuf familles lichéniques.

Le deuxième clade se divise en deux branches; la première branche est représentée par la station d'El M'hir, qui montre une très faible abondance lichénique (1,25) avec un pourcentage de la diversité spécifique très basse dans la région (6,45%). Par contre la deuxième branche elle-même subdivisée en deux sous-branches inclut le reste des stations avec des valeurs d'abondance lichénique peu élevées à l'exception des stations d'El Hamadia, El Anasseur, Mansoura, El Ach, Khelil et Bir Kasdali.

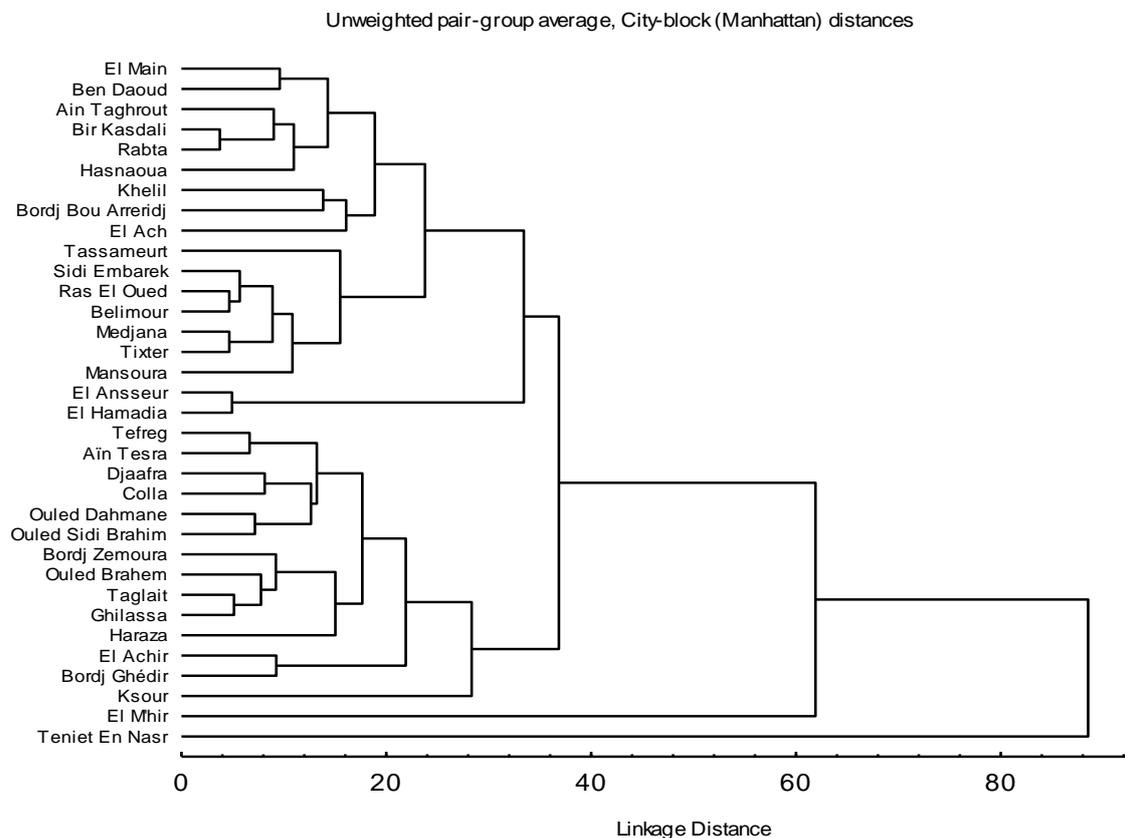


Figure 36: UPGMA des stations étudiées.

II.1.4. Cartographie des zones de pollution atmosphérique

Afin de déterminer les différents niveaux de la qualité de l'air de la région de BBA, une carte de répartition des stations est réalisée sur la base du couplage des indices de bio-indication et biodiversité (Figure 37).

II.2. Discussion

Dans notre étude, les résultats de la diversité spécifique des lichens épiphytes sont similaires à celles trouvées dans les régions urbaines en Italie (Giordani, 2007), en Inde (Das *et al.* 2013). Par contre, au sud-ouest du Portugal dans la ville de Sines, Llop *et al.*, (2012) ont trouvé des résultats inférieurs aux nôtres (62 espèces).

Une végétation épiphyte riche, avec une diversité spécifique élevée est trouvée en particulier dans les stations rurales loin des sources de pollution. Les mêmes observations sont signalées par (De Sloover, 1967; Batic and Mayrhofer, 1996; Das *et al.*, 2013; Agnan *et al.*, 2017; Khastini *et al.*, 2019). Cette diversité est influencée par un taux d'humidité important (Jayalal *et al.*, 2015).

Les stations rurales d'El Ach, Ksour, El Main, Tassameurt et Taglait ont un nombre d'espèce faible, qui est dû probablement à la présence d'une quantité importante de la résine sur les troncs des phorophytes qui empoisonnent les lichens (Kirschbaum and Wirth, 1997; Cazaux and Saint-Cricq, 2010).

Une diminution de la diversité spécifique (< 20%) est trouvée aux niveaux des stations urbaines (Ras El-Oued, El Ansseur, El M'hir, El Hamadia, Khelil, Tixter et Bordj Bou Arreridj). Ces stations sont caractérisées par des activités industrielles (petites industries et de carrières) qui font que la végétation épiphyte régresse (Bordo, 1966; De Sloover, 1967; Agnés and Galinou, 1993; Gombert *et al.*, 2004; Seaward, 2008; Llop *et al.*, 2012; Das *et al.*, 2013; Sett and Kundu, 2016; Khastini *et al.*, 2019), ainsi que par la densité du trafic routier (Attanayaka and Wijeyaratne, 2013; Kar *et al.*, 2014).

D'autre part, la pollution transportée par le vent, peut être une autre source qui touche les stations du Sud de la région, en limitant l'extension des espèces épiphytes et en diminuant leurs abondances et leurs valeurs de diversité (De Sloover, 1967).

Cette répartition hétérogène de la végétation épiphytique dans la région étudiée est le résultat des altérations par la pollution atmosphérique et les facteurs écologiques qui jouent un rôle important dans la diversité spécifique des lichens (Nimis *et al.*, 1991; Giordani, 2006; Jovan, 2008; Das *et al.*, 2013; Jayalal *et al.*, 2015; Dron *et al.*, 2016; Khastini *et al.*, 2019).

En milieu urbain la présence des lichens est plus ou moins tributaire de certaines pollutions; les villes changent avec des améliorations et des perturbations (Coubes, 2008). Les polluants atmosphériques toxiques tels que le dioxyde de soufre (SO₂) et l'azote (N) ont une influence négative sur la diversité des lichens épiphytes dans les stations urbaines et rurales de

la région de BBA (Hawksworth and Rose, 1970; Van Dobben *et al.*, 2001; Giordani, 2007; Frati *et al.*, 2008).

Les résultats dans la région étudiée montrent que la pollution soufrée est très faible ce qui suggère que la région de BBA est caractérisée par une dominance des lichens nitrophiles (Van Dobben and Ter Braak, 1998), en particulier *Xanthoria parietina*, qui est une espèce indicatrice d'une pollution azotée (Frati *et al.*, 2008).

La pollution azotée est modérée dans la région de BBA; 38,24% des stations rurales sont caractérisées par une pollution azotée moyenne. L'utilisation des engrais et l'élevage sont des facteurs susceptibles d'être la principale source de pollution azotée au Nord-ouest et au Sud-ouest de la région d'étude (Tozer *et al.*, 2005). Les incendies de forêt peuvent être aussi une autre explication de cette pollution (Krupa, 2003).

Les stations d'El Ach et Rabta ne sont pas atteintes de pollution azotée, mais les valeurs de diversité des lichens (VDL) dans ces stations sont faibles. Les poussières issues de la fabrication des pierres et de briques dans ces deux stations, peuvent être la cause de cette diminution de la VDL, ce qui affecte la qualité de l'air. En général, la pollution azotée des stations urbaines peut être due aux activités industrielles et le transport (Krupa, 2003).

La moyenne globale de l'indice de la VDL dans la région étudiée est faible. Ce taux faible de la diversité lichénique en particulier dans les stations urbaines peut être du au trafic routier et aux activités minières (carrières) (Gombert *et al.*, 2004; Svoboda, 2007; Llop *et al.*, 2012).

Une grande diversité de lichens est observée dans la partie montagneuse de la région. Ces stations rurales montrent une valeur de la VDL moyenne. Les résultats des valeurs de la VDL issus de notre étude sont similaires à des résultats trouvés en Tchéquie dans le Karst de Bohême au sud-ouest de Prague (Svoboda, 2007). L'interpolation des valeurs de la VDL nous a permis d'identifier les stations les plus perturbées, et sont assemblées dans la zone IV (légèrement polluée).

Les résultats de l'IPA issus de nos analyses sont semblables à ceux décrits dans la littérature, en Serbie (Stamenković *et al.*, 2010), au Sri Lanka (Attanayaka and Wijeyaratne, 2013), en Inde (Das *et al.*, 2013), en Corée (Jayalal *et al.*, 2015) et en France (Dron *et al.*, 2016). Par contre les valeurs de l'IPA observées par Agnan *et al.*, (2017) dans les zones forestières en France sont peu différentes de nos résultats.

Les tests statistiques indiquent une corrélation significative entre les valeurs des indices de VDL et l'IPA, accroissent avec l'augmentation de la diversité spécifique et l'abondance des lichens.

Cette forte corrélation peut être due à l'utilisation unique des fréquences dans la méthode de calcul de VDL et l'indice écologique de chaque espèce (Q) inclus dans la formule de l'IPA (Loppi *et al.*, 2004; Agnan *et al.*, 2017).

Les stations qui ont des valeurs élevées d'IPA avec une faible diversité spécifique sont El Anseur, El Hamadia et Khelil, alors que les stations d'El Ach, Rabta, Bir Kasdali, et Ain Taghrout présentent une tendance inverse ; une diversité spécifique peu élevée, suivie par une faible moyenne de la VDL et de l'IPA. Cette différence est expliquée par la réaction des lichens aux altérations de l'environnement et par les recouvrements de chaque espèce dans ces stations (Brodo, 1966; Belnap *et al.*, 2006; Das *et al.*, 2013; Agnan *et al.*, 2017).

Les stations qui présentent les plus faibles moyennes de l'IPA et la VDL (El M'hir, BBA et Hasnaoua) montrent une altération de la qualité de l'air (Asta *et al.*, 2002) qui peut être attribuée à l'urbanisation, activités industrielles en particulier (cimenteries, carrières et papeterie), et à la densité du trafic routier. Ainsi, la topographie du terrain et le vent provenant des régions plus perturbées sont des sources naturelles non négligeables affectant les lichens épiphytes (Pinho *et al.*, 2004; Stamenković *et al.*, 2010; Das *et al.*, 2013). Les stations rurales, peu perturbées montrant des valeurs d'IAP plus élevées et des valeurs de VDL modérées; indiquent une meilleure qualité de l'air (Asta *et al.*, 2002; Attanayaka and Wijeyaratne, 2013; Jayalal *et al.*, 2015).

La biodiversité des lichens épiphytes peut être utilisée comme indicatrice, à longue échelle, pour suivre la qualité de l'air (Nylander, 1886; Van Dobben *et al.*, 2001; Wolterbeek *et al.*, 2003; Aprile *et al.*, 2011; Das *et al.*, 2013; Giordani and Brunialti, 2015; Jayalal *et al.*, 2015; Loppi, 2019). À partir de la zonification des indices de biodiversité et de bio-indication, une déduction de la sensibilité des lichens à la pollution atmosphérique a été établie au niveau de la région de BBA.

Les espèces lichéniques très sensibles à la pollution sont: *Evernia prunastri*, *Physcia tribacioides*, *Physcia leptalea*, *Parmelina pastillifera*, *Parmelina carporrhizans*, *Lecidella elaeochroma* et *Lecanora allophana*.

Les espèces lichéniques sensible à la pollution sont: *Parmelina tiliacea*, *Physcia biziana*, *Physcia tenella*, *Ochrolechia androgyna*, *Ochrolechia alboflavescens*, *Coenogonium pineti*, *Trapeliopsis flexuosa*, *Bacidia rubella*, *Bacidia friesiana*, *Acrocordia gemmata*, *Rinodina roboris*, *Pertusaria coccodes*, *Pertusaria flavida*, *Physconia perisidiosa*, *Lecanora rugosella*, *Lecanora conizaeoides*, *Lobaria amplissima*, *Cetrelia olivetorum*, *Lecanographa amylacea* et *Xanthoria polycarpa*.

Les espèces de lichens tolérantes à la pollution sont: *Amandinea punctata*, *Bacidia arceutina*, *Buellia griseovirens*, *Caloplaca cerina*, *Caloplaca cerinella*, *Caloplaca ferruginea*, *Caloplaca flavorubescens*, *Caloplaca hungarica*, *Caloplaca pyracea*, *Candelariella xanthostigma*, *Dendrographa decolorans*, *Flavoparmelia caperata*, *Hypocenomyce scalaris*, *Hypogymnia farinacea*, *Lecanora argentata*, *Lecanora carpinea*, *Lecanora chlarotera*, *Lecanora compallens*, *Lecanora meridionalis*, *Lecanora praesistens*, *Lecanora strobilina*, *Lepraria incana*, *Melanohalea elegantula*, *Ochrolechia pallescens*, *Ochrolechia subviridis*, *Parmeliopsis ambigua*, *Parmelia sulcata*, *Phlyctis argeña*, *Physcia adscendens*, *Physcia aipolia*, *Physcia stellaris*, *Physconia distorta*, *Physconia grisea*, *Piccolia ochrophora*, et *Xanthoria parietina*.

II. 3. Conclusion de la bio-indication lichénique

La présente d'étude nous a permis d'identifier soixante deux espèces de lichens épiphytes. 60% des lichens sont des crustacés tolérants à la pollution atmosphérique et plus résistants à l'environnement industriel et urbain. Les espèces indicatrices nitrophiles indiquent une pollution azotée dans la région d'étude par l'utilisation des activités agricoles.

Dans les stations urbaines, la pollution est due probablement à des activités industrielles à savoir les activités de carrières et les émissions de véhicules, sans négliger les sources naturelles qui ont une influence sur la biodiversité des lichens et leurs répartitions dans la région de BBA.

La présence des lichens épiphytes joue un rôle important dans la détermination des différentes zones de pollution atmosphérique. Par la présence de ces lichens nous avons montré que la qualité de l'air est faiblement polluée dans la région de BBA. En outre les espèces les plus fréquentes sont les espèces tolérantes telles que *Xanthoria parietina*, *Buellia griseovirens* et *Physcia aipolia*.

III. Résultats Bioaccumulation lichénique

III.1. Concentrations des ETMs estimées dans les thalles de *Xanthoria parietina*

Les prélèvements des échantillons de thalles de *Xanthoria parietina* de 32 stations (communes) de la région de BBA ont été analysés à l'aide de la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique avec Flamme (SAAF). L'analyse nous a permis de quantifier les concentrations de dix éléments traces métalliques (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb et Zn) (Tableau 16).

▪ Concentration du Plomb (Pb)

Les concentrations du Pb estimées dans les thalles lichéniques de *Xanthoria parietina* sont variables avec un coefficient de variation de 40,1% et une moyenne de $(98,4 \pm 39,5)$. La répartition des valeurs les plus élevées du Pb sont enregistrées dans les stations urbaines qui se trouvent à proximité des axes routiers et des activités industrielles telles que les stations Ain Taghrout (206 mg/kg), Medjana (173 mg/kg), Tixter (169 mg/kg) et Hasnaoua (136 mg/kg). On trouve que toutes les concentrations du Pb estimées dans les thalles dépassent la norme certifiée (40,9 mg/kg), à l'exception les stations rurales Ghilassa et Kseur dont les concentrations sont inférieures à la norme certifiée (23 mg/kg et 6 mg/kg respectivement) (Figure 38).

▪ Concentration du Zinc (Zn)

Les concentrations de Zn accumulées dans les thalles de *Xanthoria parietina* au niveau des stations étudiées, ont montrés une accumulation importante. Les valeurs des concentrations de cet élément dépassent 9 fois la norme certifiée (100,6 mg/kg) avec une moyenne de $(476,6 \pm 145,9)$. On remarque que les concentrations du Zn sont variables avec un coefficient de variation de 30,6%. Les valeurs élevées de Zn sont observées non seulement au niveau des stations urbaines proches des axes routiers, où on avait enregistré la concentration maximale (983,52 mg/kg) à Tixter et Ain Taghrout, suivie par El Anseur et Bordj Bou Arreridj, mais aussi au niveau des stations rurales (El Main, Djaafra, Ouled Sidi-Brahim, Ben-Daoud et Teniet En-Nasr) concernées par cette élévation (Figure 39).

Tableau 16: Concentrations des ETMs (mg/kg) dans les thalles de *Xanthoria parietina*.

	Stations	Pb	Mn	Fe	Cu	Sb	Cd	Co	Zn	Ni	Cr
1	El Main	110	800	65900	78	158	3	638.04	611.37	99.93	380.95
2	Tassameurt	120	1300	68500	80	194	3	658.15	348.55	77.16	321.09
3	Tefreg	96	800	46400	56	203	4	605.36	376.47	101.32	376.87
4	Djaafra	89	1300	72800	63	187	3	692.5	614.25	93.89	406.8
5	Khelil	133	500	36600	35	219	3	347.3	437.36	3.72	202.72
6	Bordj Zemoura	105	400	29000	51	163	3	416.84	323.88	42.3	274.83
7	Ouled Dahmane	111	400	45100	36	253	4	668.2	484.19	52.99	334.69
8	Colla	60	700	32900	33	185	3	674.91	433.4	98.07	387.76
9	Teniet En Nasr	81	500	47800	55	145	2	673.23	482.75	95.75	406.8
10	Ouled Sidi Brahim	110	1300	71400	68	167	3	714.29	514.28	105.51	395.92
11	Aïn Taghrout	206	500	40700	28	212	5	254.29	916.87	30.68	127.89
12	Bir Kasdali	114	300	36000	36	210	4	389.19	372.87	26.96	201.36
13	Sidi Embarek	115	1300	73000	67	162	3	579.39	497.7	46.01	293.88
14	Hasnaoua	136	800	48900	65	238	3	527.44	408.72	90.17	359.18
15	Medjana	173	700	46400	87	226	4	600.34	429.97	95.28	390.48
16	Mansoura	90	600	43800	52	183	3	581.06	469.96	123.63	434.01
17	El M'hir	96	500	46000	67	178	3	811.48	438.8	100.4	472.11
18	Haraza	93	400	50200	66	170	3	772.1	360.8	118.52	443.54
19	Ben Daoud	71	900	58000	33	186	3	814.83	570.66	133.4	428.57
20	Tixter	169	400	32800	24	243	5	283.62	983.52	16.27	144.22
21	Aïn Tesra	86	400	30100	43	164	3	434.44	471.04	7.44	229.93
22	El Ansseur	99	1100	63200	76	190	3	488.06	539.67	43.69	292.52
23	Bordj Bou Arreridj	68	400	17000	23	93	3	601.17	549.4	38.58	303.4
24	El Achir	120	600	40800	39	194	3	711.77	390.34	107.83	378.23
25	Ras El Oued	93	400	29500	23	175	4	297.86	431.96	3.3	161.9
26	Belimour	66	500	23500	38	182	3	633.01	347.65	54.38	303.4
27	El Hamadia	58	900	42100	37	174	3	572.69	480.41	88.31	348.3
28	Ksour	6	900	24200	27	226	3	591.12	451.23	95.75	386.39
29	Ouled Brahem	95	700	45100	51	190	3	380.81	364.77	4.65	165.99
30	Bordj Ghédir	91	500	37100	62	233	3	457.06	364.77	32.07	227.21
31	Rabta										
32	El Ach										
				Absence de lichen <i>Xanthoria parietina</i> dans les deux stations							
33	Taglait	67	400	30100	23	171	3	426.06	406.92	19.99	239.46
34	Ghilassa	23	300	7000	72	102	3	510.68	377.56	30.68	209.52
	Moyenne	98,4	671.9	43184.4	49.8	186.8	3.3	556.5	476.6	65	313.4
	SD	39,5	312.4	16373.7	19.3	35.7	0.6	152.6	145.9	40.3	97.3
	CV%	40,1	46,5	37,9	38,8	19,1	18,2	27,4	30,6	62,0	31,1
	Min	6	300	7000	23	93	2	254.3	323.9	3.3	127.9
	Max	206	1300	73000	87	253	5	814.8	983.52	133.4	472.1
	Norme certifiée	40.9	33	804	7.03	0.35	0.6	0.32	100.6	2.47	4.12

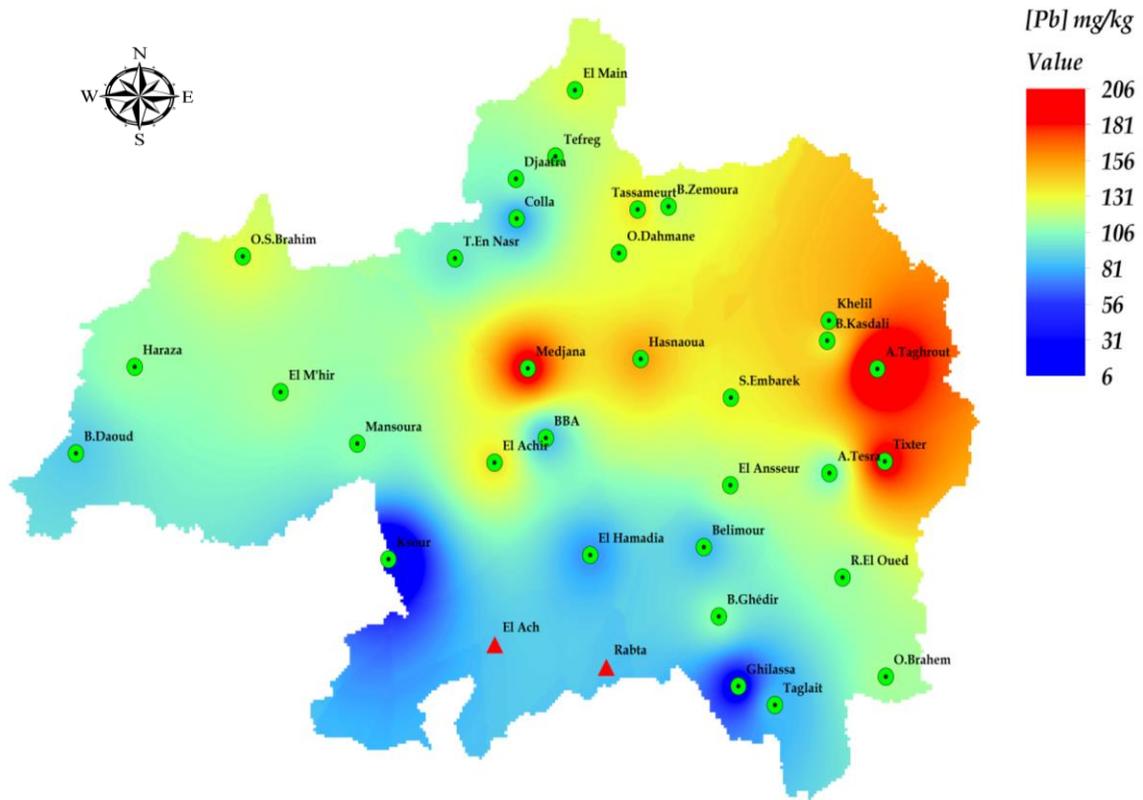


Figure 38: Répartition des concentrations de Pb dans la région de BBA.

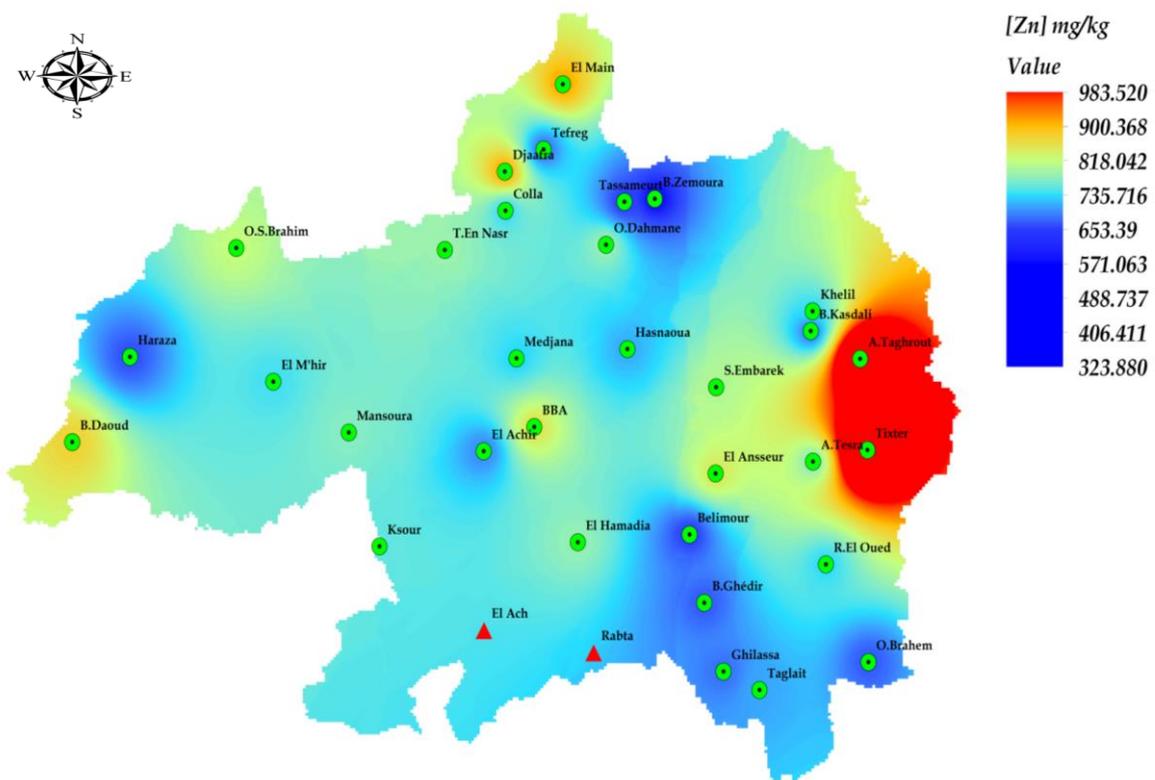


Figure 39: Répartition des concentrations de Zn dans la région de BBA.

▪ Concentration du Cadmium (Cd)

Toutes les concentrations du Cd mesurées dans les thalles de *Xanthoria parietina* au niveau de la région de BBA dépassent la norme certifiée (0,56 mg/kg) avec une moyenne de $(3,3 \pm 0,6)$. La variabilité de cet élément est faible avec un coefficient de variation de 18,2%. On remarque que les concentrations de Cd est de l'ordre de (3 mg/kg) dans la plus part des stations situées au Sud et à l'Ouest jusqu'au Nord de la région de BBA. Les concentrations maximales de cet élément sont observées près des axes routiers importants et des activités industrielles, notamment à Ain Taghrouf et Tixter (5 mg/kg) suivie par les stations de Ras El-Oued, Medjana, Tefreg et Ouled Dahmane. Par contre la concentration minimale est observée à Teniet En-Nasr (2 mg/kg) ou le prélèvement est réalisé loin des sources industrielles (Figure 40).

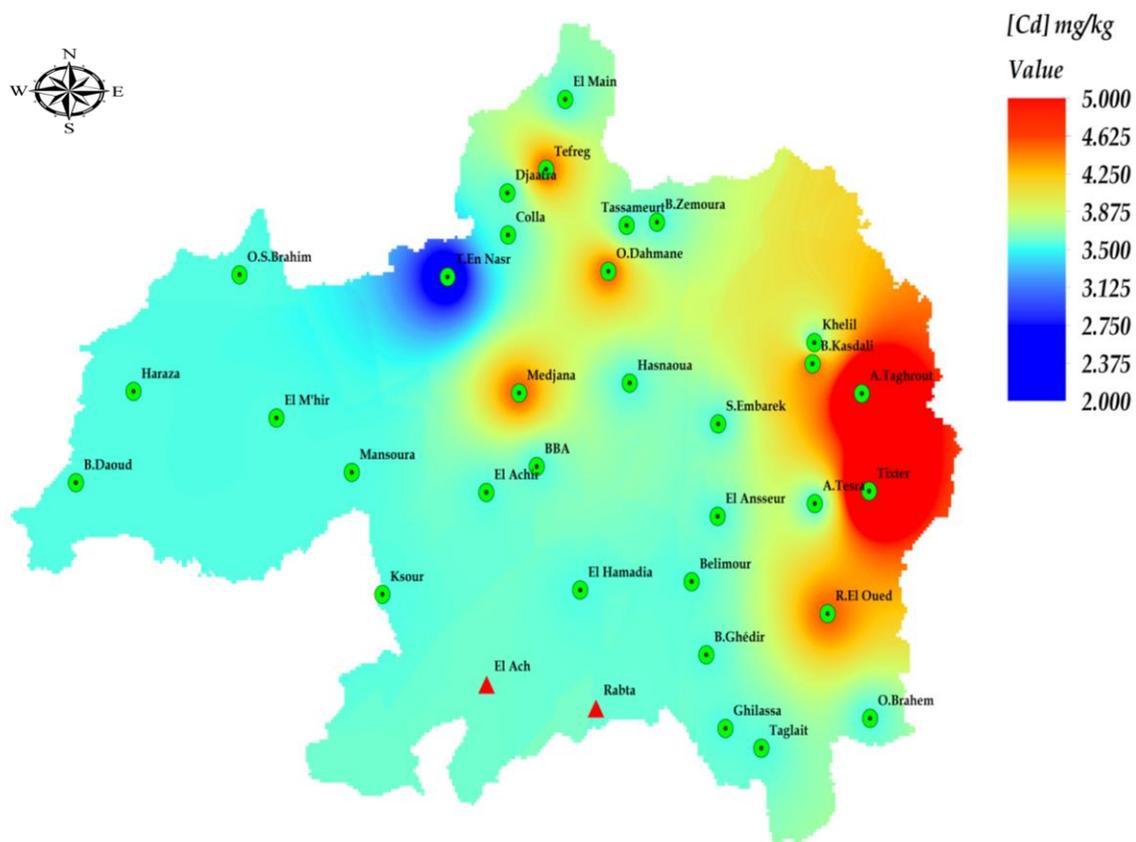


Figure 40: Répartition des concentrations de Cd dans la région de BBA.

▪ Concentration d'Antimoine (Sb)

Les niveaux des concentrations du Sb mesurées dans les thalles de *Xanthoria parietina* dans la région étudiée sont homogènes, que ce soit dans les stations urbaines ou rurales, et

sont supérieures à la norme certifiée (0,35 mg/kg). Les valeurs de cet élément sont comprises entre (93 - 253 mg/kg) avec les valeurs plus élevées étant enregistrées aux niveaux des stations Khelil, Hasnaoua, Medjana, Tixter, Ksour, Bordj Ghédir, Ain Taghrout et Bir Kasdali. Parmi ces valeurs élevées, la valeur maximale est enregistrée à Ouled-Dahmane (253 mg/kg) et la plus faible valeur en Sb est trouvée à Bordj Bou Arréridj (93 mg/kg) (Figure 41). On observe que les concentrations du Sb sont moins variables avec un coefficient de variation de 19,1%.

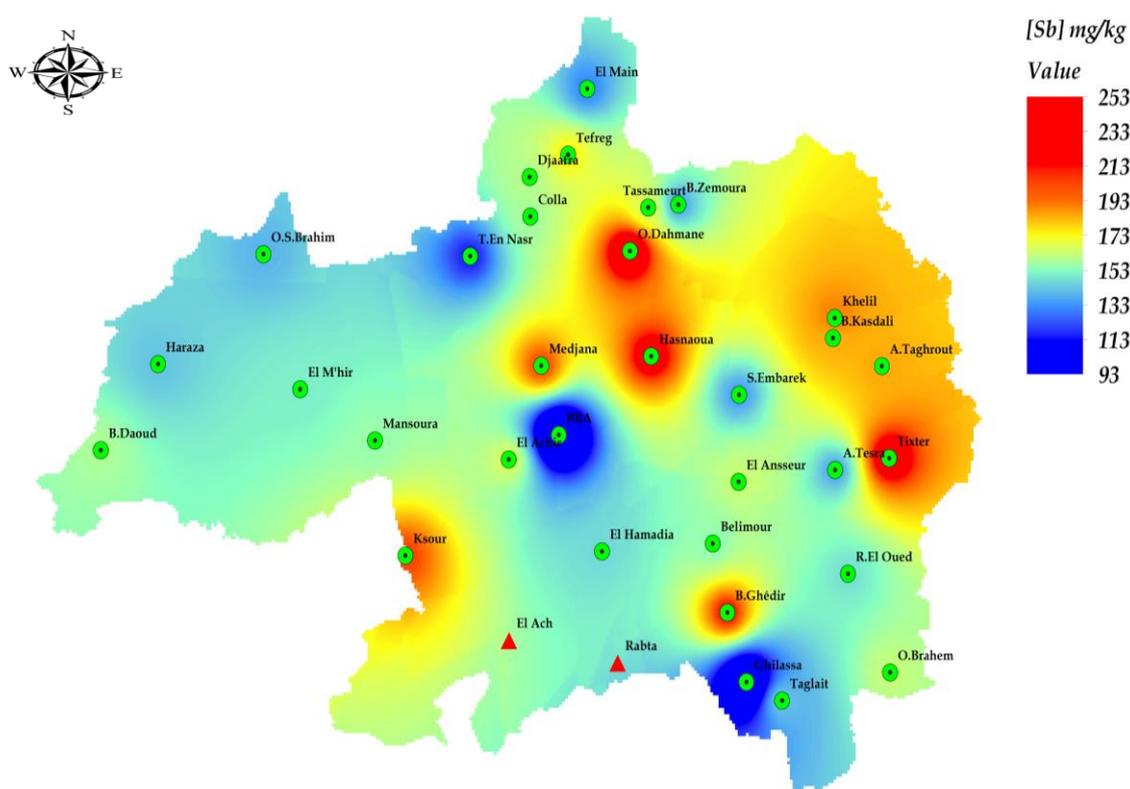


Figure 41: Répartition des concentrations en Sb dans la région de BBA.

▪ Concentration du Fer (Fe)

Des concentrations élevées de Fe ont été trouvées au Nord et à l'Ouest de la région de BBA, en particulier où se localisent les stations Ouled Sidi-Brahim, Tassameurt, El Main, Ben Daoud et Djaafra. La concentration la plus élevée de Fe est trouvée à Sidi-Embarek (73000 mg/kg). Les valeurs des concentrations de cet élément diminuent progressivement vers le sud où on a enregistré la valeur la plus basse à Ghilassa (7000 mg/kg). Les valeurs des concentrations des stations restantes sont comprises entre (17000 - 58000 mg/kg) (Figure 42).

Toutes les concentrations du Fer estimées dans les thalles de lichens à BBA sont supérieures à la norme certifiée (804 mg/kg) et sont variables avec un coefficient de variation de 37,9%.

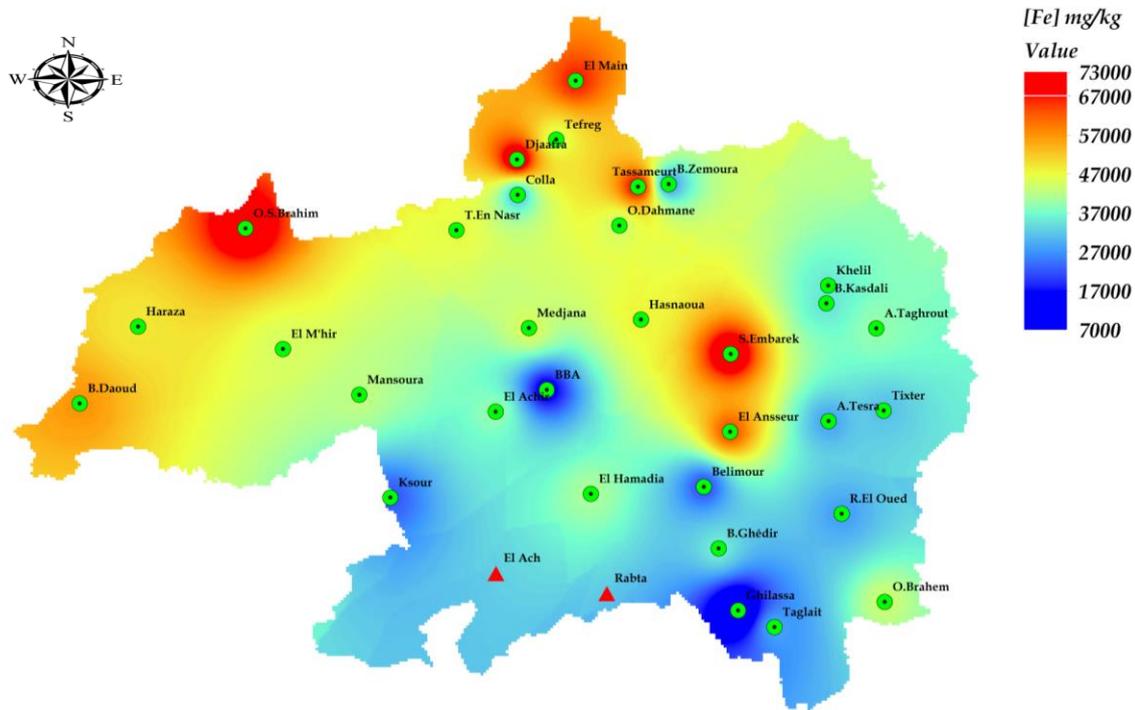


Figure 42: Répartition des concentrations en Fe dans la région de BBA.

▪ Concentration du Cuivre (Cu)

Les valeurs des concentrations de Cu sont variables avec un coefficient de variation de 38,8% et une moyenne de $(49,8 \pm 19,3 \text{ mg/kg})$. La gamme de ces concentrations mesurées est comprise entre $(23 - 87 \text{ mg/kg})$ dépassant la norme certifiée de $(7,03 \text{ mg/kg})$. Les valeurs les plus élevées de Cu sont réparties en particulier dans les stations rurales; Tassameurt, El Main, Ouled Sidi Brahim et Haraza. La valeur maximale est trouvée à Medjana (87 mg/kg) , les valeurs les plus basses sont observées dans les stations à fortes activités industrielles et urbaines (BBA, Ras El-Oued, Aïn Taghrout et Tixter) (Figure 43).

▪ Concentration du Manganèse (Mn)

Les résultats des concentrations de Mn obtenus de cette analyse sont compris entre $(300 - 1300 \text{ mg/kg})$ avec une moyenne de $671,9 \pm 312,4 \text{ mg/kg}$. On remarque que ces concentrations mesurées dans les thalles de lichen *Xanthoria parietina* sont très variables avec un coefficient de variance de 46,5%. Les valeurs faibles du Mn sont localisées à l'Est de la région étudiée, le minimum étant enregistré au niveau des stations Ghilassa et Bir Kasdali

(300 mg/kg). Cependant les valeurs élevées sont trouvées au niveau des stations Ouled Sidi-Brahim, Djaafra, Tassameurt et Sidi-Embarek, avec une valeur maximale enregistrée de 1300 mg/kg (Figure 44).

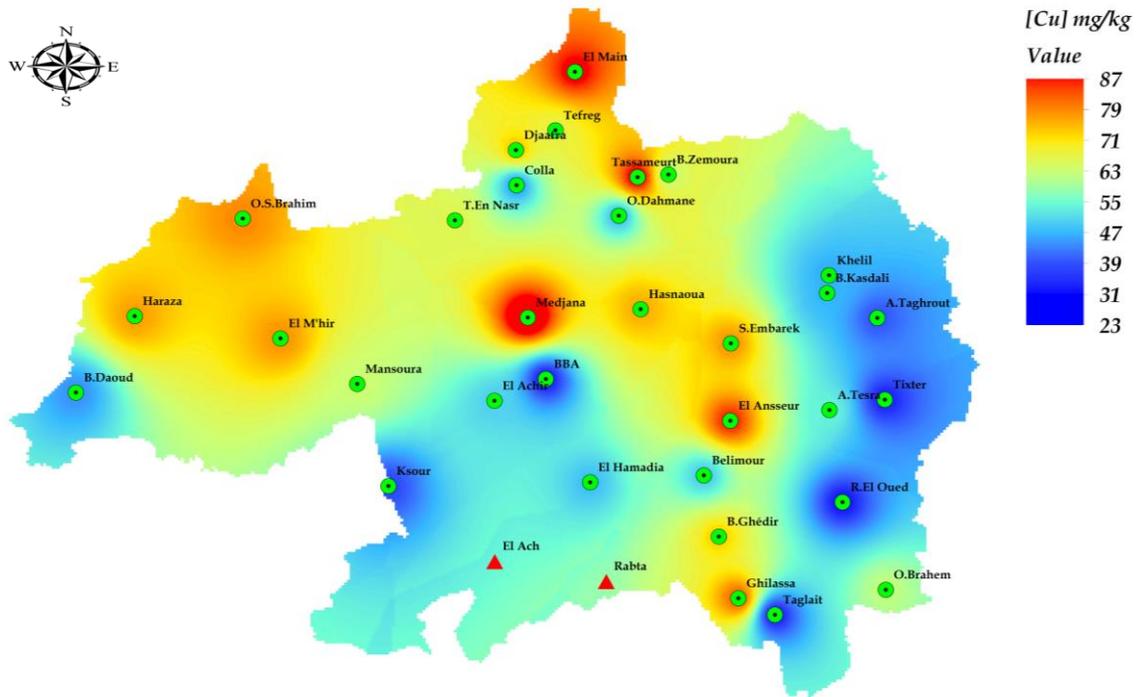


Figure 43: Répartition des concentrations en Cu dans la région de BBA

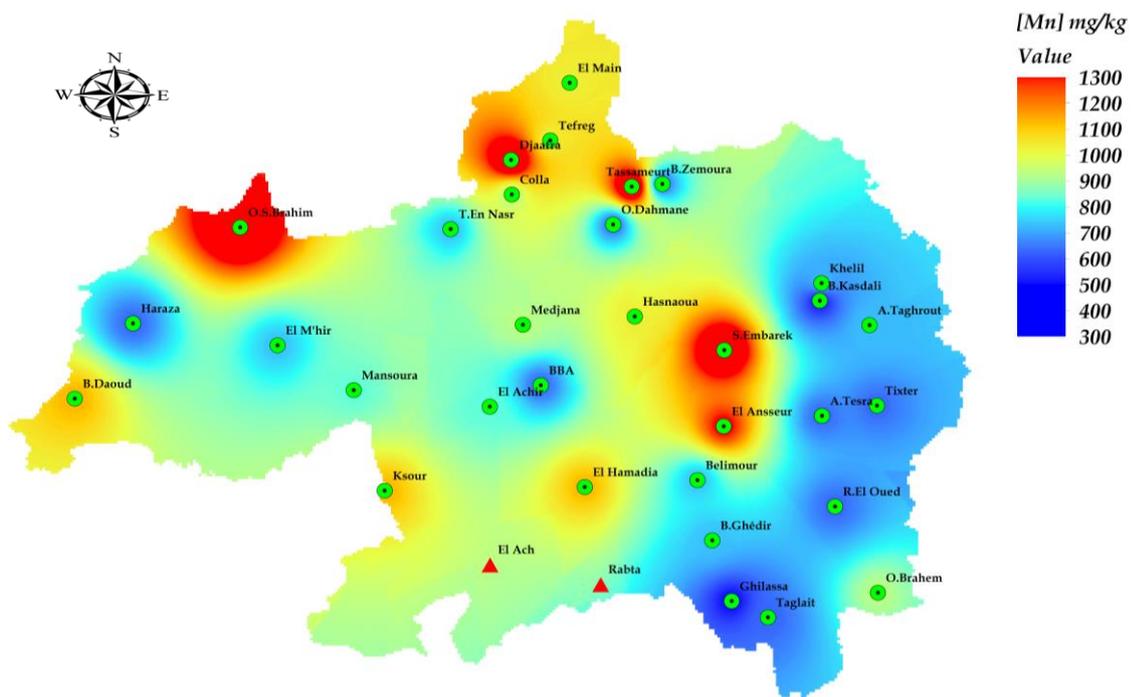


Figure 44: Répartition des concentrations en Mn dans la région de BBA.

▪ **Concentration du Nickel (Ni)**

Les teneurs en Nickel dans les thalles de lichens varient entre (3,72 - 133 mg/kg) avec une moyenne de $(65 \pm 40,3 \text{ mg/kg})$. Les concentrations de cet élément sont extrêmement variables avec un coefficient de variation de 62%. Les teneurs en Ni les plus élevées sont trouvées à l’Ouest de la région étudiée avec une valeur maximale enregistrée notamment à Ben-Daoud (133,4 mg/kg). Ces concentrations en Ni diminuent en allant vers les stations de l’Est de BBA où les taux les plus bas ont été observés à Ras El-Oued et Khelil et sont similaires à la norme certifiée (2,47 mg/kg) (Figure 45).

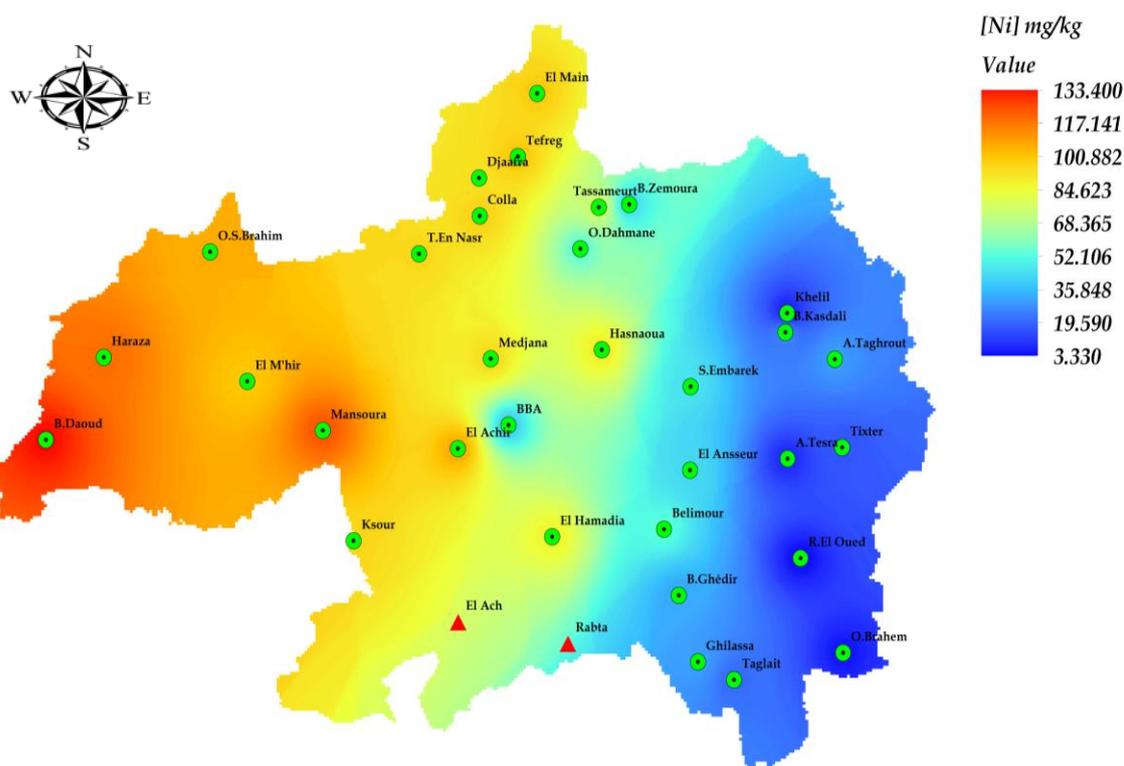


Figure 45: Répartition des concentrations en Ni dans la région de BBA.

▪ **Concentration du Chrome (Cr)**

Les valeurs des concentrations en chrome mesurées dans les thalles de *Xanthoria parietina* sont supérieures à la norme certifiée (4,12 mg/kg). La gamme de cet élément étant comprise entre (127,9 – 472,1 mg/kg) avec une moyenne de $313,4 \pm 97,3 \text{ mg/kg}$. Les concentrations les plus élevées sont remarquées à l’Ouest de la région de BBA en particulier, à El M’hir (472,1 mg/kg). Ces valeurs diminuent progressivement vers l’Est de la région où la concentration minimale de Cr enregistrée était à Ain Taghrout (127,89 mg/kg) (Figure 46).

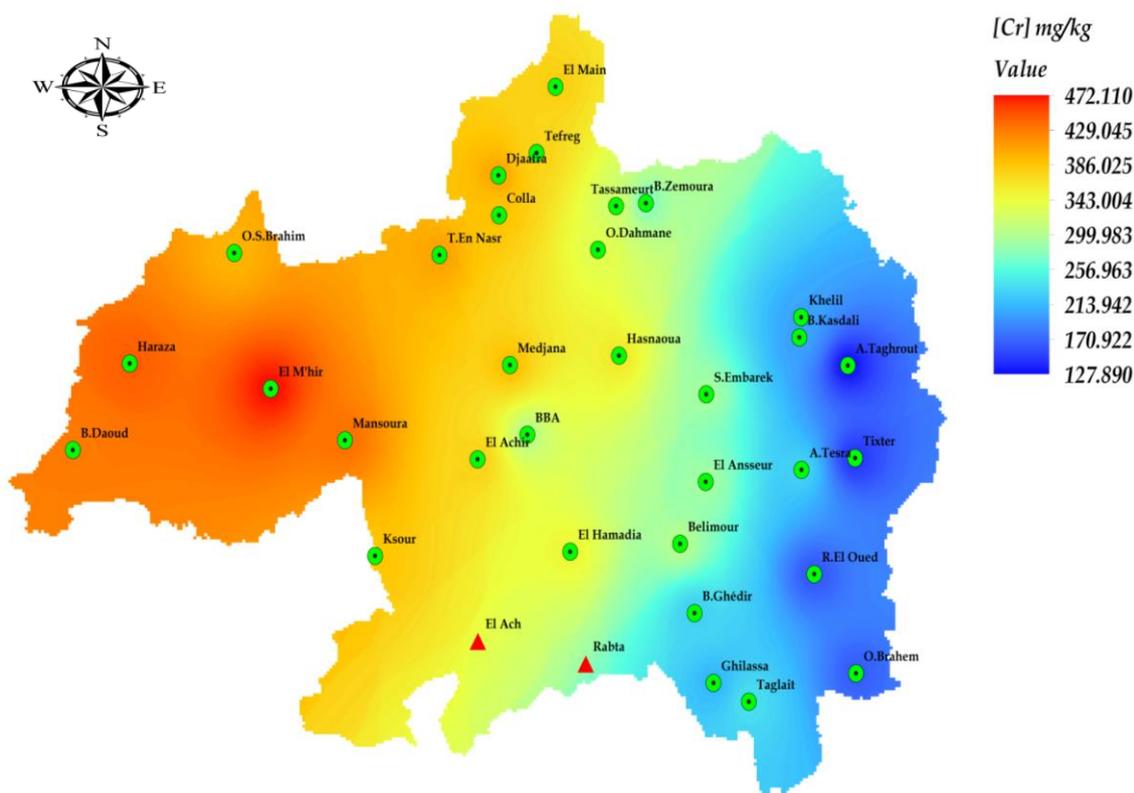


Figure 46: Répartition des concentrations en Cr dans la région de BBA.

▪ Concentration du Cobalt (Co)

De fortes concentrations en Co sont enregistrées au niveau de la région de BBA et sont supérieures à la valeur certifiée (0,32 mg/kg). On remarque une variabilité de cet élément avec un coefficient de variation de 27,4% et une moyenne de $(556,5 \pm 152,6 \text{ mg/kg})$. Les concentrations les plus élevées de Cobalt sont réparties à l'Ouest de la région étudiée en particulier dans les stations Ouled Sidi-Brahim, Ben-Daoud, Haraza et El M'hir. Par contre, les plus faibles concentrations sont trouvées à l'Est de BBA, la concentration minimale enregistrée était à Ain Taghrout (254.29 mg/kg) (Figure 47).

En conclusion, on remarque que les résultats concernant les concentrations de Cobalt sont relativement proches des résultats obtenus pour les deux éléments Ni et le Cr. Le taux élevé de ces trois éléments (Ni, Cr et Co) peut être dû à la pollution locale ou transporté des régions voisines.

Les concentrations élevées de Pb, Zn, Cd et Sb sont localisées à l'Est jusqu'au centre de la région étudiée où se trouvent les zones industrielles et les routes principales. Cette concentration diminue progressivement en allant vers le Sud et l'Ouest de BBA. La source de

ces éléments tels que le Pb, Zn, Cd et Sb peut être due aux activités industrielles et au trafic routier.

La répartition du Fe dans la région est proche de celle du Mn et Cr, dont les valeurs faibles sont situées au Sud et à l'Est de la région, tandis que les valeurs élevées sont réparties dans le reste de la région de BBA.

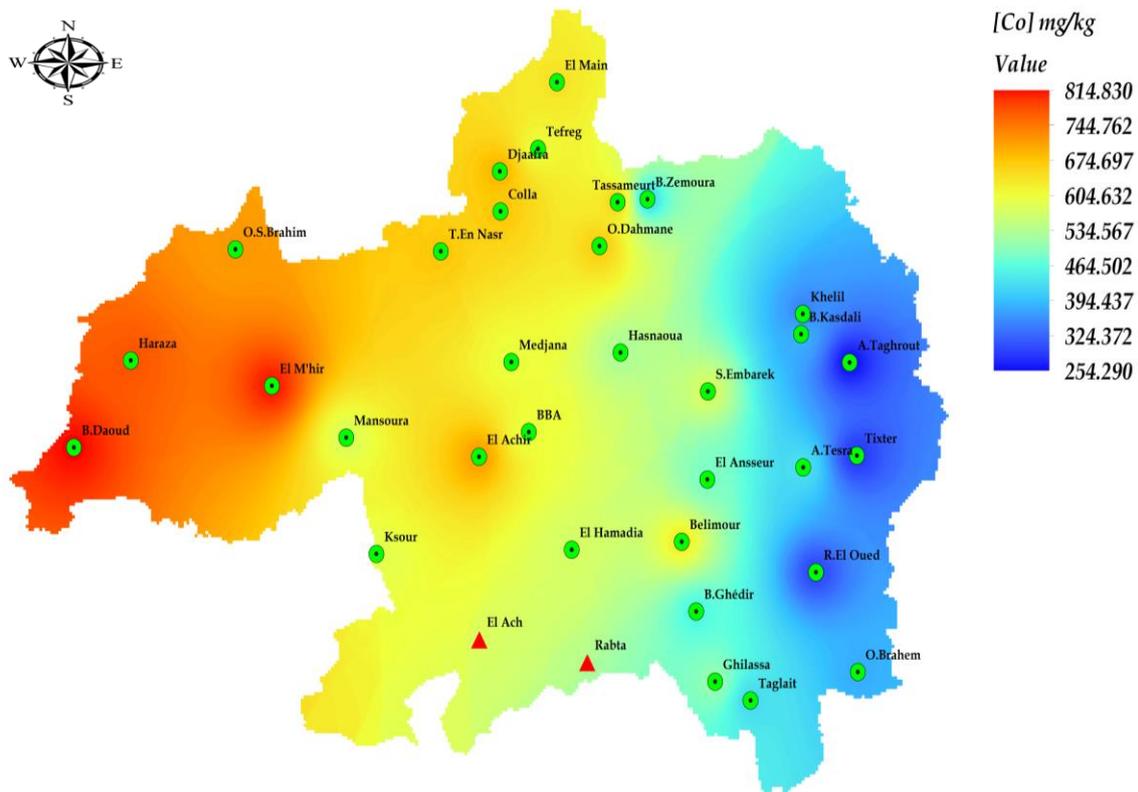


Figure 47: Répartition des concentrations en Co dans la région de BBA.

III.2. Analyse en Composantes Principales (ACP)

Une analyse statistique en composante principale est réalisée sur les trente deux stations pour déterminer la variabilité des concentrations en ETM_S estimées dans les thalles de *Xanthoria parietina* et la relation de ces concentrations avec les stations étudiées.

Les taux de concentration des ETM_S dans les stations échantillonnées sont variables. On remarque que les concentrations en Fer sont trop élevées dans les thalles de *Xanthoria parietina* et que cet élément présente la concentration moyenne la plus élevée ($43184,4 \pm 16373,7$ mg/kg).

Ce taux élevé de Fe a caché la variabilité du reste des éléments dans l'analyse (Figure 48a). On a donc retiré cet élément (Fe) et une deuxième analyse a été réalisée pour pouvoir dévoiler la variabilité des ETMs dans les thalles de *Xanthoria parietina* (Figure 48b).

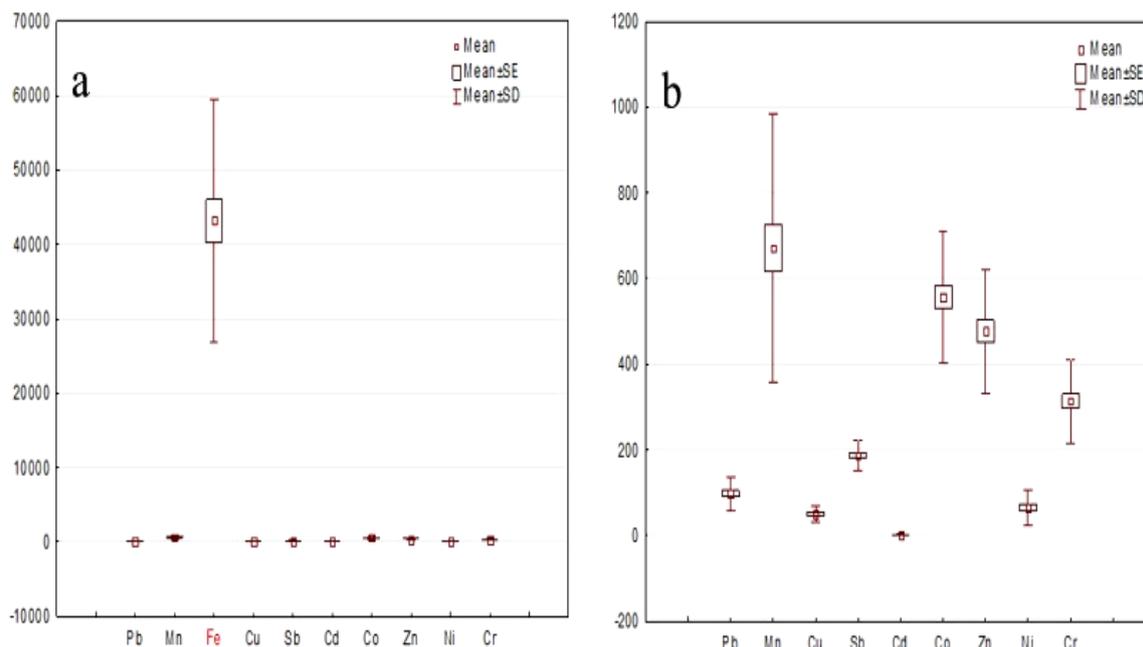


Figure 48: Variabilité des concentrations en ETMs dans les thalles de *X. parietina*.

Dans cette deuxième analyse, les niveaux estimés de dépôt en ETMs sont répartis de façon hétérogène sur l'ensemble de la région de BBA. Le Mn est l'élément qui présente plus de variation via les stations étudiées, alors que le Cd est le moins abondant dans les thalles et présente aussi une absence de variabilité (18,2%). Les variations des éléments traces analysés se répartissent dans l'ordre suivant: $Fe > Mn > Co > Zn > Cr > Sb > Pb > Ni > Cu > Cd$.

III.2.1. Étude des variables

Les valeurs propres qui représentent la variance des concentrations des ETMs sur les trois axes sont élevées; 41,24% pour le premier axe, 24,38% pour le deuxième axe et 11,44% pour le troisième axe. Ces axes donnent ainsi une contribution élevée à la variance totale. L'ensemble de l'information expliquée par les trois axes issus de l'ACP est de 77,06%.

▪ Matrice des corrélations

Le résultat de la matrice fait apparaître des coefficients de corrélation faibles avec 30,91% des variables qui sont significativement corrélées (Tableau 17).

Tableau 17: Matrice de corrélation des concentrations des ETMs

Variables	Pb	Mn	Fe	Cu	Sb	Cd	Co	Zn	Ni	Cr
Pb	1,00									
Mn	0,01	1,00								
Fe	0,34	0,79	1,00							
Cu	0,14	0,45	0,56	1,00						
Sb	0,47	0,06	0,17	-0,09	1,00					
Cd	0,61	-0,24	-0,13	-0,29	0,49	1,00				
Co	-0,33	0,37	0,40	0,36	-0,20	-0,50	1,00			
Zn	0,47	0,05	0,14	-0,26	0,16	0,56	-0,27	1,00		
Ni	-0,14	0,41	0,44	0,34	-0,002	-0,31	0,83	-0,09	1,00	
Cr	-0,26	0,38	0,41	0,38	-0,01	-0,48	0,91	-0,24	0,93	1,00

Corrélation significative (cor. > 0,55); Corrélation hautement significative (cor. > 0,78).

▪ **Cercle des corrélations**

La représentation du plan formé par les deux premiers axes principaux (plan 1x2) (Figure 49) montre que l'ensemble des variables ETMs contribuent fortement à la formation de l'axe 1. La partie négative de l'axe 1 est expliquée par les variables: Mn, Cu, Co, Ni et Cr, par contre la partie positive de cet axe est expliquée par un seul élément, le Cd. Les éléments suivant : Pb, Fe, Sb et Zn, contribuent à la formation de la partie négative de l'axe 2.

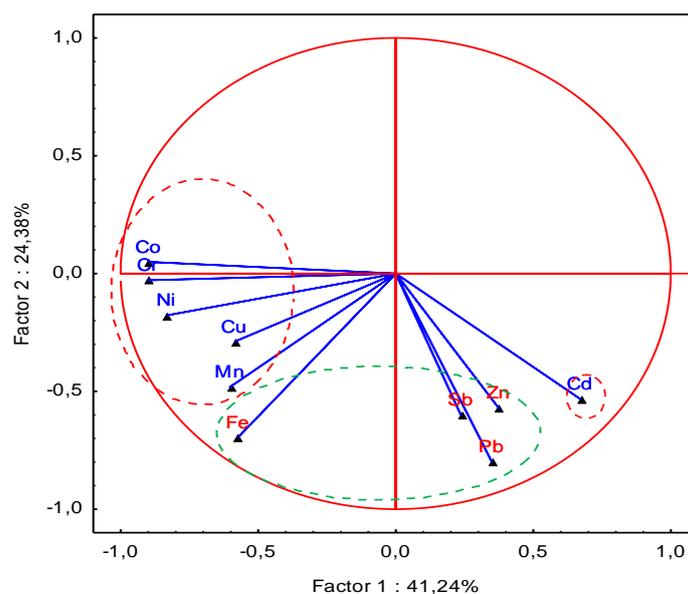


Figure 49: Cercle des corrélations, projection des variables sur le plan (1x2).

Une deuxième analyse statistique basée sur la classification des éléments étudiés est réalisée par l'UPGMA. Cette analyse a révélé deux groupes d'éléments (Figure 50).

Le premier clade représente les moyennes de concentrations faibles mesurées dans les thalles à BBA, notamment, le Cd. Ce clade se divise en deux branches ; la première branche est représentée par un seul élément le Sb, par contre la deuxième branche inclut les éléments Pb, Cd et Zn.

Le deuxième clade se divise en deux branches ; la première branche est représentée par Cr, Ni et Co, cependant la deuxième branche est représentée par le Cu, Fe et le Mn. Ce clade enferme les moyennes des concentrations les plus élevées des éléments analysés avec une variabilité importante remarquée par la concentration du Ni.

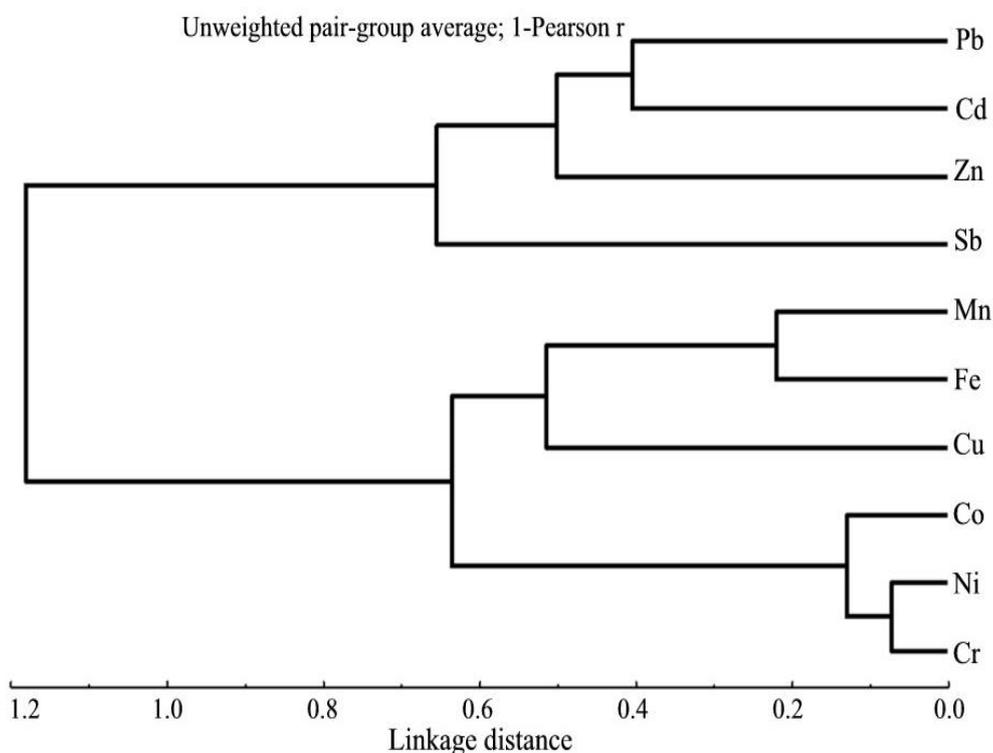


Figure 50: Classification des ETMs dans les thalles de *Xanthoria parietina*

▪ Étude des stations

La représentation du plan formé par les deux premiers axes principaux 1x2 (Figure 51) montre que l'ensemble des stations échantillonnées contribue à la formation des trois premiers axes issus de l'ACP.

La partie positive de l'axe 1 est expliquée par les individus: Ain Taghrouit, Tixter, Ras El Oued, Khelil et Bir Kasdali, tandis que la partie négative est expliquée par les stations El-Main, Djaafra, Ouled Sidi-Brahim, El M'hir, Haraza et Teniet En-Nasr.

Les stations d'Ain Tesra, Ghilassa, Taglait, Bordj Zemoura, Belimour, Bordj Bou Arreridj et El Hamadia expliquent la partie positive de l'axe 2, par contre la partie négative de cet axe est représentée par les stations Hasnaoua et Medjana.

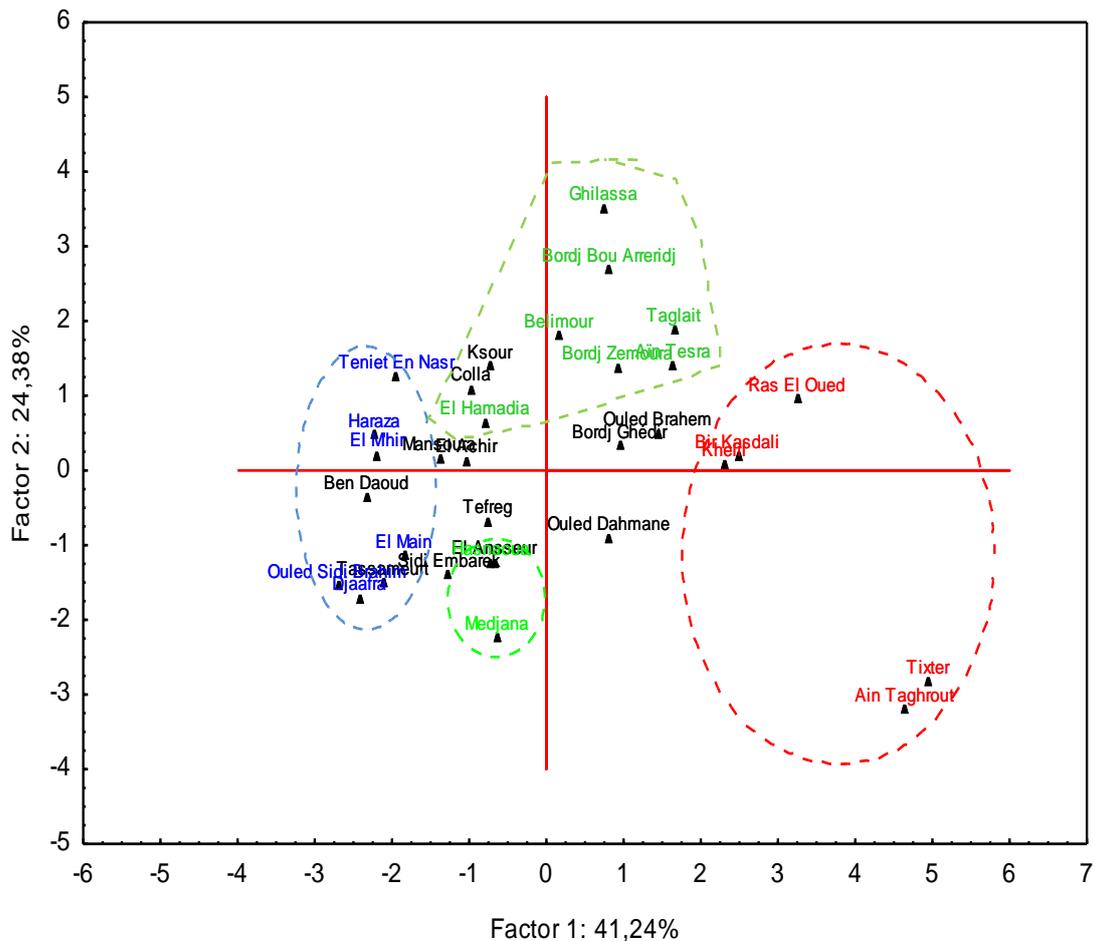


Figure 51: Projection des individus sur le plan (1x2) issu de l'ACP.

Les stations Ouled Dahmane, Tefreg, El Achir, Ksour, Colla, Mansoura et Bendaoud expliquent la partie positive de l'axe 3, alors que la partie négative de cet axe est représentée par les stations Ouled Brahem, Bordj Ghdir, Sidi Embarek, El Anseur et tassameurt (Figure 52).

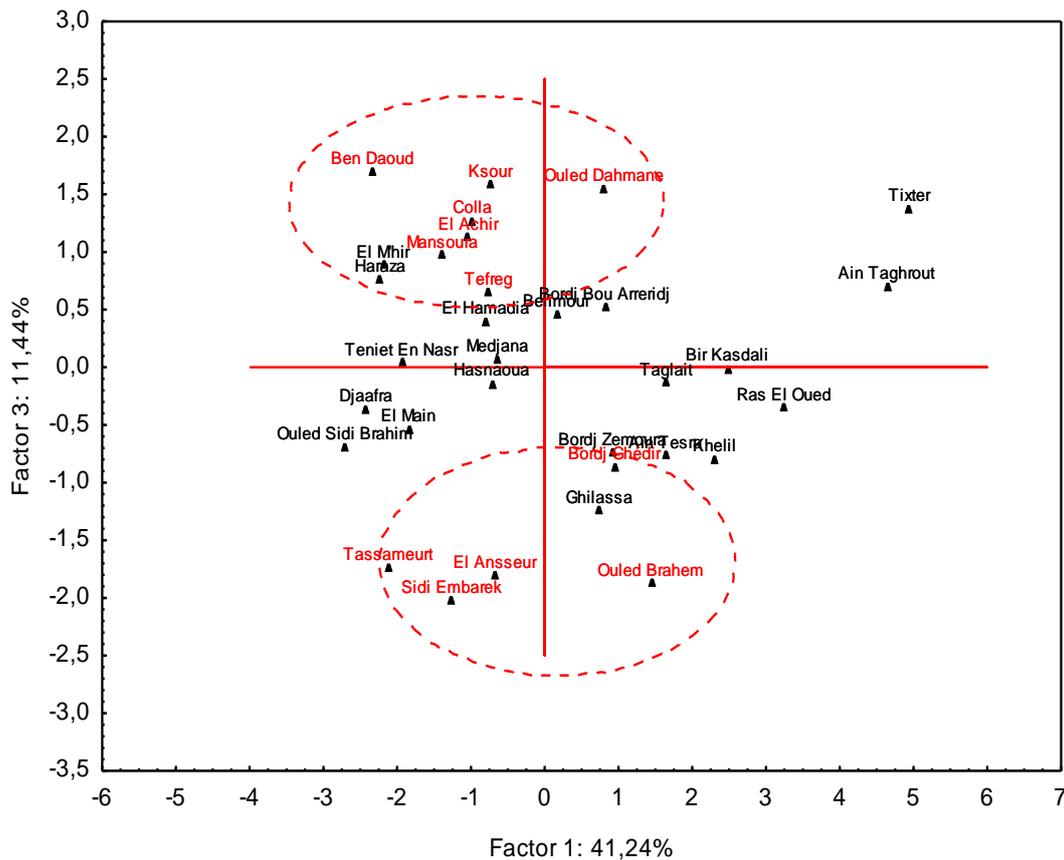


Figure 52: Projection des individus sur le plan (1x3) issu de l'ACP.

La projection spatiale tridimensionnelle des stations, basée sur les trois premiers axes issus de l'ACP, montre la séparation des populations en deux groupes plus ou moins distincts, ainsi l'isolement de trois stations Ghilassa, Ain Taghrout et Tixter (Figure 53).

Les concentrations en ETMs trouvées dans les thalles de lichen *Xanthoria parietina* à Ain Taghrout et Tixter sont élevées et similaires, en particulier celle du Cd et du Zn, et dépassent les normes certifiées, alors que dans la station rurale de Ghilassa, les thalles accumulent de faibles concentrations d'ETMs.

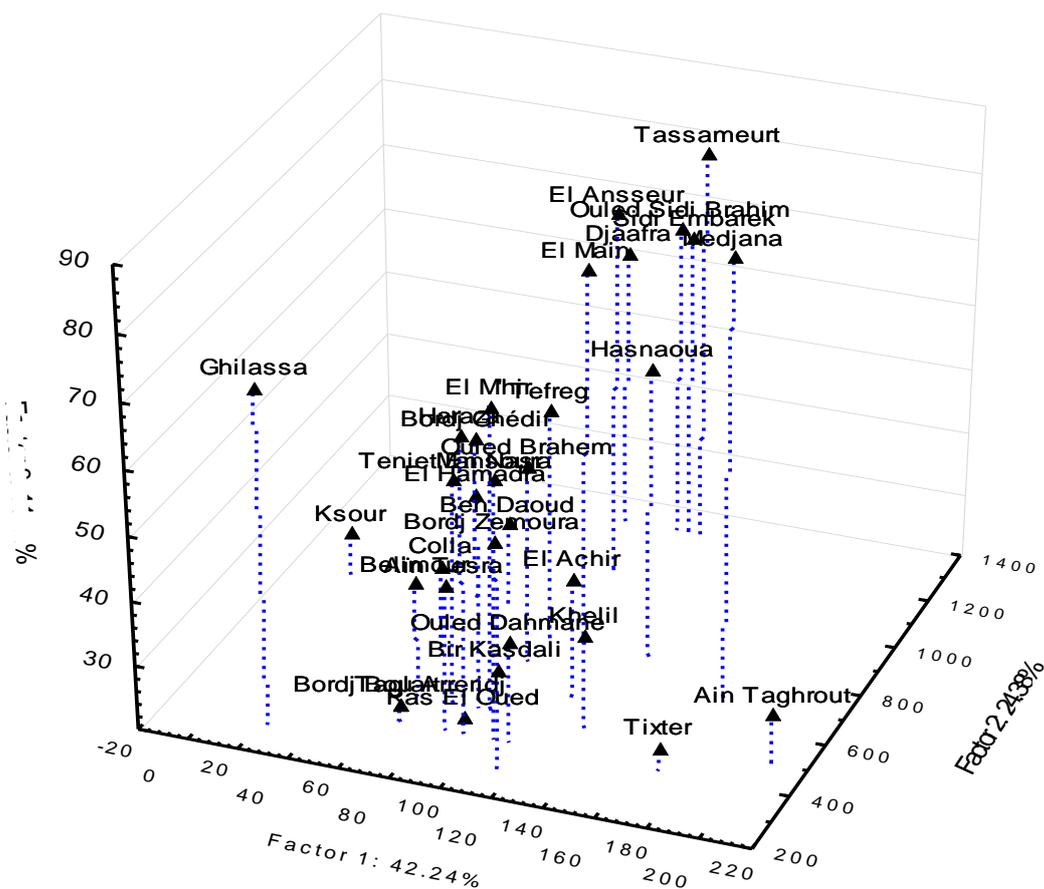


Figure 53: Projection spatiale des stations basée sur les trois premiers axes de l'ACP.

L'utilisation de l'UPGMA, méthode statistique basée sur l'Unweighted pair-group average et la distance de city-block (Manhattan), reflète une hétérogénéité dans l'accumulation des ETMs dans les thalles de *Xanthoria parietina* et confirme le regroupement des stations en plusieurs clades (Figure 54).

Le premier groupe est représenté par la station de Ghilassa dont l'accumulation des ETMs dans les thalles est faible alors que le deuxième groupe se scinde en deux branches. Les stations de Sidi Embarek, Djaafra, Ouled Sidi Brahim, Tassameurt, El Anasseur, El Main et Ben Daoud présentent une accumulation en Fe et en Mn très élevée, dépassant la norme certifiée (804 mg/kg et 33 mg/kg respectivement).

La deuxième branche se scinde en deux sous-branches formant un amalgame représentant les mêmes groupes que ceux de l'ACP.

Les stations qui présentent les fortes concentrations en Pb et en Zn dans les thalles, sont localisées près des axes routiers à grande circulation comme Ain Taghrout, El M'hir et Tixter. Ces concentrations diminuent dans les stations à faible circulation en particulier Ghilassa où on a observé de faibles concentrations pour l'ensemble des ETMs à l'exception des concentrations de Cu, Cr et Co qui sont 2 fois plus élevées à Ghilassa qu'à Ain Taghrout. Cette élévation observée peut être liée à des sources naturelles.

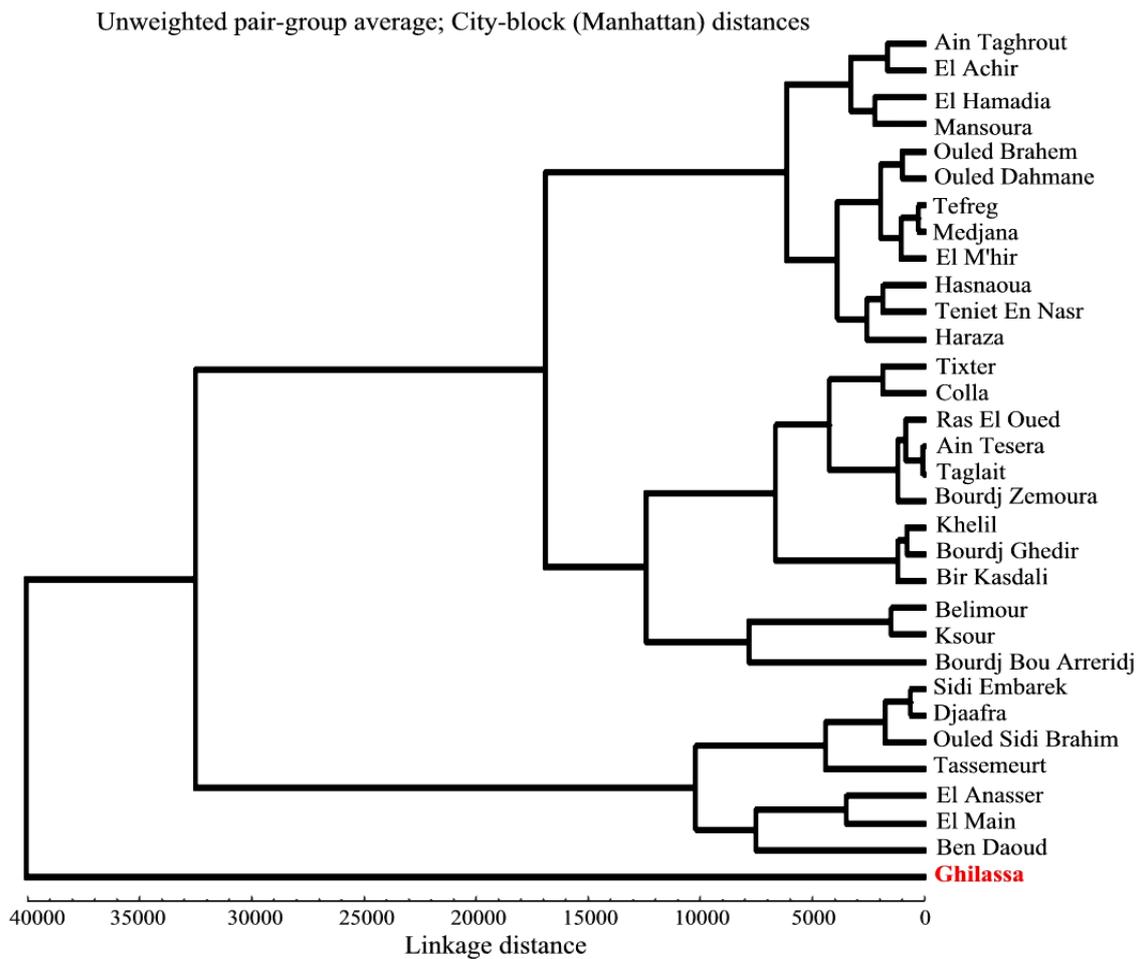


Figure 54: UPGMA basée sur la concentration des éléments traces métalliques.

III.3. Discussion

Les éléments traces métalliques (ETM_s) dans l'atmosphère urbaine de BBA proviennent de plusieurs sources, y compris les sources naturelles où anthropiques qui se traduisent par la contamination de l'environnement.

Les valeurs en Pb obtenues dans notre étude sont similaires à celles trouvées précédemment dans les thalles de lichen *Xanthoria parietina* en Italie (Nimis *et al.*, 2000), en France (Cuny *et al.*, 2009; Dron *et al.*, 2016), en Turquie (Demiray *et al.*, 2012), et en Pologne (Parzych *et al.*, 2016). Généralement, les fortes concentrations en Pb mesurées dans les thalles situés près des axes routiers sont étroitement liées aux émissions des véhicules et aux combustions des carburants (Garty *et al.*, 1977; Deruelle, 1992; Scerbo *et al.*, 2002; Rahali, 2002; Loppi *et al.*, 2004; Maher *et al.*, 2008; Kinalioglu *et al.*, 2010; Maatoug *et al.*, 2010; Demiray *et al.*, 2012; Agnan *et al.*, 2013; Parzych *et al.*, 2016; Francovà *et al.*, 2017).

En plus, dans la région de BBA les concentrations en Pb élevées et observées peuvent être liées à l'accroissement des activités industrielles locales (Cuny *et al.*, 2009; Ocelli *et al.*, 2013; Francovà *et al.*, 2017) et à l'incinération des déchets (Dron *et al.*, 2016).

Loin des routes principales et des zones industrielles, dans les stations montagneuses du Sud (Kseur et Ghilassa), on remarque la présence d'une faible accumulation de Pb avec des valeurs comprises entre (6 et 23 mg/kg), alors que les concentrations en Pb au niveau des stations montagneuses du Nord sont élevées. Cette pollution liée au Pb peut être due un taux d'humidité de l'air plus important comme a été suggéré par Kar *et al.*, (2014) et Klimek *et al.*, (2015).

Les valeurs concernant le Zn dans les thalles de *Xanthoria parietina* de la zone étudiée dépassent la norme certifiée. Ces valeurs élevées sont dues à la circulation routière comme il a été suggéré dans la littérature (Scerbo *et al.*, 2002; Conti, 2008; Kinalioglu *et al.*, 2010) et à l'industrie telles que les activités (métallurgie, plastique, production de ciment et de la peinture) (Lin *et al.*, 2002; Demiray *et al.*, 2012). Une autre source de pollution liée au Zn et qui peut être une menace dans la région est l'activité agricole, de par l'utilisation des engrais et des pesticides qui produisent des concentrations de zinc relativement élevées (Mulgrew and Williams, 2000; Pignata *et al.*, 2002).

L'accumulation plus élevée de Zn peut être liée à l'âge des lichens et comme mentionné précédemment, le lichen a une longue période de survie et les parties les plus anciennes portent des fructifications riches en éléments (Ezeonyejiaku and Obiakor, 2013).

Les mêmes concentrations de Zn ont été observées en France (Cuny *et al.*, 2009; Occelli *et al.*, 2013, Dron *et al.*, 2016) et en Turquie (Demiray *et al.*, 2012); par contre des concentrations faibles ont été trouvées en Italie (Nimis *et al.*, 2000), en Turquie (Kinalioglu *et al.*, 2010) et en Pologne (Parzych *et al.*, 2016).

Les concentrations en Cd mesurées dans la région étudiée sont élevées. Ces valeurs sont similaires aux résultats qui ont été observés en France (Cuny *et al.*, 2009; Occelli *et al.*, 2013; Dron *et al.*, 2016), en Turquie (Demiray *et al.*, 2012) et en Algérie (Sarmoum *et al.*, 2014). La contribution du trafic peut mener à l'accroissement des concentrations du Cd trouvées dans les thalles de *Xanthoria parietina* (Scerbo *et al.*, 2002; Kinalioglu *et al.*, 2010; Aslan *et al.*, 2011), et aussi en grande partie par les activités anthropiques et l'incinération des déchets urbains (Demiray *et al.*, 2012; Ouali-Alami *et al.*, 2014). Des concentrations inférieures à la norme certifiée ont été trouvées en Italie (Nimis *et al.*, 2000) et au Maroc (Ouali-Alami *et al.*, 2014).

Les niveaux des concentrations en Sb mesurés dans les thalles de *Xanthoria parietina* sont au dessus de la norme certifiée. Les travaux réalisés précédemment ont montré que les concentrations en Sb trouvées dans les thalles de *Xanthoria parietina* sont supérieures à la norme certifiée (0.35 mg/kg), ceci en France (Agnan *et al.*, 2013; Occelli *et al.*, 2013), tandis qu'en Espagne les résultats trouvés sont inférieurs à la norme certifiée (Achotegui-Castells *et al.*, 2013). Dans la littérature des auteurs attribuent les taux élevés de Sb principalement au trafic routier, à l'incinération des déchets et à la production des accumulateurs (Occelli *et al.*, 2013; Azimi *et al.*, 2005). Cette contamination par le Sb s'étend aux stations rurales où la concentration maximale est enregistrée à Ouled-Dahmane (253 mg/kg), probablement provenant de sources se trouvant en dehors des frontières de la zone d'étude, comme il a été signalé en France par Agnan *et al.* (2013).

Les taux des concentrations en Fer dans les thalles lichéniques sont très élevés dans la région de BBA. Les résultats obtenus sont similaires à ceux obtenus dans d'autres pays, en France par (Dron *et al.*, 2016), en Turquie (Demiray *et al.*, 2012), et en Pologne (Parzych *et al.*, 2016). Par contre les concentrations enregistrées au Portugal par (Branquinho *et al.*, 2008) sont inférieures à la norme certifiée. Le taux élevé du Fe dans nos stations est lié à des facteurs géographiques puisque le Fer est un élément du sol qui subit à une bioaccumulation importante dans les thalles (Nimis *et al.*, 2001; Aslan *et al.*, 2011; Demiray *et al.*, 2012; Parzych *et al.*, 2016).

La deuxième explication du taux élevé dans les thalles est due à l'accumulation des poussières, issues des activités anthropologiques (l'industrie du ciment, l'exploitation des carrières, fabrication de briques et transformation de gravier) qui sont fréquemment trouvées dans la région de BBA (Branquinho and Catarino, 1997; Azimi *et al.*, 2005; Branquinho *et al.*, 2008; Aslan *et al.*, 2011; Demiray *et al.*, 2012; Francovà *et al.*, 2017).

Les résultats concernant le Cu montrent que les taux accumulés dans les thalles sont élevés et dépassent la norme certifiée à BBA. Les mêmes constatations sont observées dans les thalles de *Xanthoria parietina* en France (Ocelli *et al.*, 2013; Dron *et al.*, 2016) et en Pologne (parzych *et al.*, 2016). Les plus fortes contaminations par le Cu sont observées en particulier dans les stations rurales, alors que les plus faibles sont observées dans les stations à forte activités industrielles. Le taux élevé du Cu dans les stations rurales est du probablement à l'utilisation des pesticides et des engrais qui peuvent générer des émissions de cuivre (Nimis *et al.*, 2000; Pignata *et al.*, 2002; Demiray *et al.*, 2012; Ocelli *et al.*, 2013; Parzych *et al.*, 2016). Alors que la présence du Cu dans les thalles des stations urbaines est due au trafic routier et ferroviaire, ainsi qu'à l'activité métallurgique (Ocelli *et al.*, 2013; Parzych *et al.*, 2016).

Les concentrations de Mn enregistrées dans les thalles de *Xanthoria parietina* à BBA sont presque identiques aux taux qui ont été signalés en France par (Ocelli *et al.*, 2013; Dron *et al.*, 2016), et en Turquie par (Demiray *et al.*, 2012). Environ 50% de Mn dans l'air est d'origine naturelle (Aslan *et al.*, 2011; Dron *et al.*, 2016; Parzych *et al.*, 2016), ce qui explique l'accumulation accrue du Mn dans les thalles de *Xanthoria parietina* de la région. A cette source naturelle on peut ajouter une source anthropique, c'est l'utilisation des engrais par des activités agricoles en particulier, dans les stations rurales où on a observé des concentrations élevées de Mn telles que les stations Djaafra, Ouled Sidi-Brahim, Sidi Embarek et Tassameurt (Azimi *et al.*, 2005). On peut suggérer une autre source de Mn dans la région, notamment, dans les stations de l'El M'hir, Mansoura, El Ansseur, El Achir et Ouled Sidi-Brahim qui inclue le transport ferroviaire.

Il est bien établi que, dans les stations urbaines et industrielles, les thalles de lichens présentent des niveaux élevés de divers éléments (Nieboer *et al.*, 1978). Le trafic routier est une source principale du Fe, Mn, Pb, Zn et Sb, l'abondance des concentrations de ces éléments dans la région étudiée diminue des stations urbaines (fort trafic routier) en se dirigeant vers les stations rurales (faible trafic routier) (Hueglin *et al.*, 2005; Sarmoum *et al.*, 2014).

Une autre cause qui peut expliquer les concentrations élevées de Pb, Zn et Cd, dans les stations urbaines de la région, serait due aux activités industrielles en particulier les gisements de minerai (Klimek *et al.*, 2015).

Les taux de Ni sont élevés dans les stations étudiées avec un gradient de concentration de cet élément constaté de l'Ouest vers l'Est. Les mêmes observations sont citées dans la littérature; en Italie (Nimis *et al.*, 2000), en Turquie (Demiray *et al.*, 2012), en France (Occelli *et al.*, 2013; Dron *et al.*, 2016) et en Pologne par (Parzych *et al.*, 2016). La pollution par le Nickel dans la région peut être liée aux émissions de l'industrie métallurgique, chimique et aux procédés de combustion (Scerbo *et al.*, 2002; Parzych *et al.*, 2016). Ainsi, le trafic routier peut être une autre source de cette pollution (Achetegui-Castells *et al.*, 2013),

Les concentrations en Cr dans la région étudiée sont supérieures à la norme certifiée (4,12 mg/kg). Les mêmes résultats le Cr sont observés dans d'autres régions notamment en France (Occelli *et al.*, 2013) et en Italie (Scerbo *et al.*, 2002). La plus forte accumulation du Cr est observée dans les stations occidentales de la région, puis elle diminue vers les parties orientales de la région étudiée où on a enregistré la concentration minimale à Ain Taghrout (127,89mg/kg). Les émissions des véhicules et les activités industrielles ou artisanales peuvent être des sources importantes de pollution atmosphérique par le Ni et le Cr (Achetegui-Castells *et al.*, 2013), comme on peut aussi suggérer que cette contamination est due à leurs présence dans le sol (Scerbo *et al.*, 1999; 2002).

De fortes concentrations en Co dans les thalles de *Xanthoria parietina* sont observées au niveau de toutes les stations. Les poussières provenant d'exploitation des carrières et de fabrication des matériaux de construction peuvent en être la raison dans la région étudiée, en particulier dans les stations d'El M'hir, Belimour, Mansoura, Sidi Embarak et Ksour (Agnan *et al.*, 2013) Ainsi l'industrie métallique peut être la principale source de Cobalt (Demiray (2012).

Néanmoins il y'a une autre possibilité qui expliquerait les concentrations élevées par le Ni, Cr et Co au niveau des stations localisées à l'ouest de la région étudiée, est que probablement ces éléments ont pris naissance dans le sol (Scerbo *et al.*, 1999; Pignata *et al.*, 2002; Gomber *et al.*, 2005). Ainsi, les thalles foliacés qui poussent sur des troncs d'arbres, telle que l'espèce *Xanthoria parietina*, peuvent accumuler plus d'éléments atmosphériques lorsqu'ils sont exposés plus longtemps (Kinalioglu *et al.*, 2010; Klimek *et al.*, 2015).

Le premier graphe dans l'analyse de classification des ETM_S a montré qu'une relation entre Cd et Zn est plutôt commune chez les lichens (Nimis *et al.*, 2000; Loppi and Pirintsos, 2003, Brunialti and Frati, 2007). Cela peut être dû à des sources anthropiques ou à des interactions métaboliques ; ces deux éléments étant essentiels au métabolisme du lichen (Ormrod, 1984). La corrélation entre le Pb et Zn indique une certaine affinité avec les particules atmosphériques (Gandois and Probst, 2012; Agnan *et al.*, 2013). Une caractéristique commune entre le Cd et le Zn, notamment le fait qu'ils s'accumulent de manière intracellulaire dans les lichens (Loppi, 2006), ainsi que les émissions des plantes, sont les résultantes de sources indirectes de Cd et de Zn (Kinalioglu *et al.*, 2010; Demiray *et al.*, 2012).

Selon (Scerbo *et al.*, 2002), les concentrations de Zn, Pb et Cd trouvées dans des stations éloignées de sources de pollution sont liées à l'utilisation d'engrais et de pesticides caractéristiques de la région.

Le Zn est généralement lié à l'association d'éléments Pb et Cd. Ce phénomène est de nature omniprésente; sa répartition dans l'atmosphère ne localise pas la source de la contamination (Scerbo *et al.*, 2002). Plus de 2% du Zn provient de la circulation automobile et de la poussière de la route, composant de l'essence au plomb et sans plomb (Jeran *et al.*, 2007; Aslan *et al.*, 2011, Parzych *et al.*, 2016), confirmant l'accumulation importante de zinc dans le thalle de lichens collectés près des routes de la région de BBA.

95% du plomb contenu dans les plantes est d'origine atmosphérique (Parzych *et al.*, 2016); la combustion et les combustibles restant les principales sources de cet élément toxique dans l'environnement, même dans les zones montagneuses (Maatoug *et al.*, 2010).

Le Sb est un élément fortement lié au Pb dans plusieurs utilisations industrielles, car il augmente la dureté de cet élément (Scerbo *et al.*, 2002; Ocelli *et al.*, 2013). Le couplage élevé de Cd, Zn et Pb et leur corrélation avec Sb indiquent également leurs sources communes dans les activités de circulation le long des axes routiers (Demiray *et al.*, 2012).

Ces éléments apparaissent dans les composants du véhicule et les lubrifiants (Azimi *et al.*, 2005), confirmant que la contamination de la région de BBA par ces éléments est d'origine anthropique.

Le groupe 2 inclus le Mn, Fe, Cu, Co, Ni et le Cr et ces relations étant conformes aux résultats d'autres études similaires (Bennett and Wetmore, 1999; Nimis *et al.*, 2000). Tous ces éléments s'accumulent en grande partie par piégeage de particules (Loppi *et al.*, 1999).

De plus, la relation entre les deux macroéléments terrigènes (Mn et Fe), (Ni et Cr) a confirmé la présence d'influence anthropique sur leur répartition dans le lichen. Cela suggérerait que les particules de sol piégées dans les thalles de lichens constitueraient une contribution très variable qui ne refléterait pas étroitement les concentrations d'éléments dans l'atmosphère, mais dépendrait plutôt des caractéristiques locales du site telles que l'exposition aux vents et le lessivage des particules dus aux précipitations, comme précédemment observé par Deruelle, (1992) et par Loppi et al. (1999).

III.4. Conclusion de la bioaccumulation des ETMs

Les résultats de la bioaccumulation des ETMs ont montré que les concentrations moyennes de tous les dix éléments trouvés dans les thalles de *Xanthoria parietina* collectés dans les 32 stations de la région de BBA, sont supérieures aux normes certifiées à l'exception du Pb dans les stations Kseur et Ghilassa. Le haut niveau d'accumulation des ETMs étudiés est non seulement lié au trafic routier mais aussi aux émissions issues des activités anthropiques. Le niveau de Fe est très élevé dans toutes les stations échantillonnées avec une moyenne de $(43184,4 \pm 16373,7 \text{ mg/kg})$. Cette accumulation importante d'ETMs dans les thalles a été corrélée au trafic routier et ferroviaire, aux activités industrielles et anthropologiques telles que (l'exploitation des carrières, production de ciment), ainsi qu'à l'utilisation des pesticides dans les stations en développement agricole (rurales) qui a une influence significative dans l'accumulation des ETMs.

Ces résultats montrent le degré de tolérance de *Xanthoria parietina* aux contraintes métalliques ce qui la qualifie d'être bio-accumulateur d'ETMs et biocapteur dans les programmes de bio-surveillance évaluant la qualité de l'air.

Conclusion & Perspectives

La région urbaine de Bordj Bou Arreridj (BBA) est riche en biodiversité lichénique. Nous avons identifié 79 espèces de lichens dans la région. Les communautés de lichens épiphytes représentant une composante majeure de la biodiversité dans la région urbaine de BBA dont la forme crustacée est la plus répandue. Parmi les espèces identifiées, douze espèces sont protégées par la loi algérienne au niveau national.

Nos résultats indiquent une pollution des indices de bio-indications (VDL et IPA) montrant que la pollution au niveau de la région de BBA, est due probablement à des activités industrielles, des activités de carrières et les émissions de véhicules, sans négliger les sources naturelles qui ont une influence sur la diversité des lichens et leurs répartition dans la région. L'abondance des espèces indicatrices nitrophiles indique une pollution azotée moyenne dans la région étudiée par l'utilisation des activités agricoles. Ces résultats ont dévoilé l'importance des lichens épiphytes dans la détermination des différentes zones de pollution atmosphérique et ils ont montré que la qualité de l'air est faiblement polluée dans la région de BBA. Une liste d'espèces lichéniques est établie pour distinguer les espèces sensibles et tolérantes à cette pollution d'urbanisation à partir de relevés de bio-indication.

Les analyses multi-variées des ETM_S nous ont permis de montrer que les concentrations moyennes de tous les dix éléments estimés dans les thalles de *Xanthoria parietina* sont supérieures aux normes certifiées à l'exception du Pb dans les stations rurales. Tandis que, le niveau du Fe est très élevé dans toutes les stations échantillonnées. Cette accumulation importante d'ETM_S dans les thalles est corrélée au trafic routier et ferroviaire, aux émissions issues des activités anthropologiques et à l'utilisation des pesticides dans les stations en développement agricole (rurales).

Une corrélation est observée entre les résultats de bio-indication de la qualité de l'air et la bio-accumulation d'ETM_S, ces conditions suggèrent que l'accroissement de l'urbanisation et les activités humaines en général, révèle que la biodiversité des lichens et la qualité de l'air diminuent notamment dans les stations urbaines que les stations rurales.

Les concentrations élevées en ETM_S sur la qualité de l'air de la région urbaine de BBA représentent un risque important pour la santé publique et la biodiversité lichénique du milieu, compte tenu de l'accroissement des activités anthropologiques et du trafic routier intense. Il est important de se concentrer sur la possibilité de surveiller une vaste zone d'étude dépourvue de tout réseau de base permettant de détecter ce type d'impact anthropique.

Cela confirme que la bio-surveillance du lichen peut être utile dans l'évaluation des risques pour la santé humaine et qu'elle peut constituer un outil puissant pour les administrateurs impliqués dans la planification environnementale. En fait, grâce à cette approche, il est possible de localiser les zones à haut risque et d'obtenir des informations permettant d'optimiser le placement des instruments.

La biodiversité des lichens identifiée dans la région urbaine de BBA est une étape importante dans la contribution des connaissances de la flore lichénique algérienne. Il est important dans le futur de créer une association Algérienne de lichénologie dont le but est la sensibilisation, à travers des journées scientifiques, des sorties sur terrains, afin d'attirer l'attention des citoyens sur l'intérêt des lichens. Ainsi, la coopération à l'échelle internationale favorise l'échange d'informations et le développement des techniques de conservation de la richesse lichénique.

Ces travaux de thèse préliminaires dans la région urbaine de BBA peuvent être une base de données à l'avenir au niveau de la bio-indication et au niveau de la bioaccumulation en Algérie, ainsi la pollution azotée devrait être utilisée plus largement pour les futures études.

Références Bibliographiques

- AAS (Atomic Absorption Spectrophotometer), AA-6200. (2007). Instruction manual. Shimadzu corporation, Japan.
- Abdelguerfi A. et M. Ramdane S.A. (2003). Evaluation des besoins en matière de renforcement des capacités nécessaires à l'évaluation et la réduction des risques menaçant les éléments de la diversité biologique en Algérie: rapport de synthèse MATE-GEF/PNUD, 93 p.
- Achotegui-Castells A, Sardans J, Ribas A, Peñuelas J. (2013). Identifying the origin of atmospheric inputs of trace elements in the Prades Mountains (Catalonia) with bryophytes, lichens, and soil monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 615-629.
- Ademoroti C.M.A. (1986). Levels of Heavy Metals on Bark and Fruit of Trees in Benin City, Nigeria. *Environmental Pollution (Series B)*, 11: 241-253.
- 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. L'université de Toulouse, France, 307 p.
- Agnan Y., Probst A., Séjalon-Delmas N. (2017). Evaluation of lichen species resistance to atmospheric metal pollution by coupling diversity and bioaccumulation approaches: A new bioindication scale for French forested areas. *Ecological Indicators*, 72: 99-110.
- Agnan Y., Séjalon-Delmas N., Probst A. (2013). Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in SW France: A story of lichens. *Environmental Pollution*, 172: 139-148.
- Agnés M. and Galinou L. (1990). Remarques sur les lichens corticoles de Paris en 1991. In: Van Haluwyn C. & De Fourault T. Problèmes actuels posés à la bioindication lichénique. *Bull. Inform. Ass. Fr. Lichénol.*, mémoire n°1, Paris, 35-49.
- Agnés M. and Galinou L. (1993). Les Lichens Bioindicateurs de la Qualité de l'air. *Bull. Inform. Ass. Fr. Lichén.*, Paris. Mémoire n°2: 102 p.
- Ahmadjian V. (1993). *The Lichen Symbiosis*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 250 p.
- Ait Hammou M., Hadjadj-Aoul S., Miara M.D., Zerrouki D. (2011). Aspects taxonomiques des lichens du pin d'Alep (*Pinus Halepensis*) et du Cypres (*Cupressus Sempervirens*) du forêt de Guezoul (Tiaret). *Revue d'Ecologie et Environnement*, 7: 15-26.
- Ait Hammou M., Miara M.D., Rebbas Kh., Slimani A., Ravera S., Hamer A.S. (2014). Mise à jour de l'inventaire des lichens d'Algérie *Revue Ecologie-Environnement*, 10: 75-103.
- Ait Hammou M., Miara M.Dj., Hadjadj A.S., Khedim R., Safa A. (2013). Inventaire des lichens du chêne vert (*Quercus rotundifolia*) de la forêt communale Guezoul de Tiaret. *Revue Ecologie Environnement*, 9: 1-7.

- Ajaj A., El-Assfoury A., Ouazzani-Touhami A., Benkirane R., Fennane M., Douira A. (2007). Inventaire de la collection des lichens et champignons lichénicoles de l'Herbier national "RAB" de l'Institut Scientifique (Rabat, Maroc). Documents de l'Institut Scientifique, Rabat, 21: 1-70.
- Alfani A., Baldantoni D., Maisto G., Bartoli G., Virzo De Santo A. (2000). Temporal and spatial variation in C, N, S and trace element contents in the leaves of *Quercus ilex* within the urban area of Naples. *Environmental Pollution*, 109: 119-129.
- Amrani S., Nacer A., Nazhat-Ezzamane N., Seaward M.R.D. (2015). Lichenological exploration of Algeria: historical overview and annotated bibliography, 1799 – 2013. *Willdenowia*, 45(1):15-34.
- Andi (Agence Nationale de Développement de l'Investissement). (2014). Monographie de la Wilaya de Bordj Bou Arreridj, 17 p.
- Aniref (Agence Nationale d'intermédiation et de Régulation Foncière). (2013). Monographie de la Wilaya de Bordj Bou Arreridj, 8 p.
- Antony H. (2006). Etude électrochimique des composés du fer: Apport à la compréhension des processus environnementaux. Thèse de doctorat en chimie de l'université d'Evry-Val d'Essonne, 222 p.
- Aprile G.G., Catalano I., Migliozzi A., Mingo A. (2011). Monitoring epiphytic lichen biodiversity to detect environmental quality and air pollution: the case study of roccamonfina park (Campania Region-Italy). In: Moldoveanu A., (Ed.). *Pollution-New Developments*. InTech, pp. 227-244.
- Aras S., Cansaran-Duman D., Vardar Ç., Başaran E. (2011). Comparative Analysis of Bioindicator and Genotoxicity Indicator Capacity of Lichens Exposed to Air Pollution. In: Moldoveanu A., (Ed.). *Pollution-New Developments*. InTech, pp 205-226.
- Arqués P. (2005). *La pollution de l'air: Causes. Conséquences. Solutions*. Édisud, France, 207 p.
- Aslan A., Cicek A., Yazici K., Karagoz Y., Turan M., Akkus F Yildirim O.S. (2011). The assessment of lichens as bioindicator of heavy metal pollution from motor vehicles activities. *African Journal of Agricultural Research*, 6(7): 1698-1706.
- Asta J., Bertrand M., Van Haluwyn Ch. (2016). *Guide des Lichens de France: Lichens des roches*. Belin, France, 384 p.
- Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P.L., Purvis O.W., Pirintsos S., Scheidegger C., van Haluwyn C. (2002). European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress. *British Lichen Society*, 20 p.
- Attanayaka A.N.P.M. and Wijeyaratne S.C. (2013). Corticolous lichen diversity, a potential indicator for monitoring airpollution in tropics. *J.Natn. Sci., Foundation of Sri Lanka*, 41(2): 131-140.

- Aubert S., Juge C., Boisson A.M., Gout E., Bligny R. (2007). Metabolic processes sustaining the reviviscence of lichen *Xanthoria elegans* (Link) in high mountain environments. *Planta*, 226: 1287-1297.
- Azimi S., Rocher V., Muller M., Moilleron R., Thevenot D.R. (2005). Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). *Science of the Total Environment*, 337: 223-239.
- Bačkor M. and Loppi S. (2009). Interactions of lichens with heavy metals. *Biologia Plantarum* 53(2): 214-222.
- Baker A.J.M. and Brooks R.R. (1989). Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements-A Review of their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*, 1: 81-126.
- Bargagli R. and Nimis P.N. (2002). Guidelines for the use of Epiphytic Lichens as Biomonitors of Atmospheric Deposition of Trace Elements. In: Nimis P.L., Scheidegger Ch., Wolseley P.A., (Eds.). *Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens*. Dordrecht, the Netherland: Kluwer Academic Publishers, pp 295-299.
- Bargagli R. (1995). The elemental composition of vegetation and the possible incidence of soil contamination of samples. *Science of the Total Environment*, 176: 121-128.
- Barre J. (2013). Evaluation de la contamination atmosphérique des écosystèmes en utilisant la composition isotopique du plomb et du mercure dans les lichens. Thèse de doctorat de l'université de Pau et des Pays de l'Adour, 287 p.
- Barrie L.A. and Schemenauer R.S. (1986). Pollutant Wet Deposition Mechanisms in Precipitation and Fog Water. *Water, Air, and Soil pollution*, 30: 91-104.
- Barroso Martins M.C. (2013). Aplicações biotecnológicas de compostos obtidos dos líquens. Tese de doutorado da Universidade Federal de Pernambuco, Portugal, 301 p.
- Batic F. and Mayrhofer H. (1996). Bioindication of Air Pollution by Epiphytic Lichens in Forest Decline Studies in Slovenia. *Phyton* (Horn, Austria), Special issue: "Bioindication", 36(3): 85-90.
- Bauwens A. (2003). Les lichens et la qualité de l'air. Fascicule enseignants: Projet Interreg III – RICSTI. Université catholique de Louvain (UCL), France, 41 p.
- Belhadj H., Hellal B., Ayad N., Ayache A. (2015). Quantification de l'émission de plomb dans le milieu urbain de Sidi Bel' Abbes (Algérie occidentale). *European Scientific Journal*, 11(6): 82-94.
- Bellenfant S., Vallade J., Beguinot J., Sirugue D., Lemmel C., le Groupe Lichens de Bourgogne (GLIB). (2010). Les lichens: une symbiose exemplaire. *Rev. sci. Bourgogne Nature*, 12: 30-45.
- Belnap J., Phillips S.L., Troxler T. (2006). Soil lichen and moss cover and species richness can be highly dynamic: The effects of invasion by the annual exotic grass *Bromus tectorum*, precipitation, and temperature on biological soil crusts in SE Utah. *Applied Soil Ecology*, 32: 63-76.

- Benard A., Durif M., Vandamme L. (2004). Utilisation d'une technique de biosurveillance pour évaluer les retombées de métaux lourds: Cas d'un site de seconde fusion du Plomb. Rapport final. Unité Chimie de l'Environnement - Direction des Risques Chroniques- INERIS, 66 p.
- Bennett J.P. and Wetmore C.M. (1999). Changes in element contents of selected lichens over 11 years in northern Minnesota, USA. *Environ Exp. Bot.*, 41: 75-82.
- Bergamaschi L., Rizzio E., Giaveri G., Loppi S., Gallorini M. (2007). Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site. *Environmental Pollution*, 148: 468-476.
- Berge E., Bartnicki J., Olendrzynski K., Tsyro S.G. (1999). Long-term trends in emissions and transboundary transport of acidifying air pollution in Europe. *Journal of Environmental Management*, 57: 31-50.
- Bernard S.M., Samet J.M., Grambsch A., Ebi K.L., Romieu I. (2001). The potential impacts of climate variability and change on air pollution-related health effects in the United States. *Environmental Health Perspectives*, 109: 199-209.
- Berrayah M., Maatoug M., Azzaoui M., Diallo O., Sidibé A., Manaa K.H. (2016). Biosurveillance de la qualité de l'air d'un milieu urbain par des mousses et des lichens. Cas de la ville de Tlemcen (Algérie). *European Scientific Journal*, 12(9): 151-163.
- Bessagnet B., (2008). Quantification des apports atmosphériques de polluants aux eaux de surface: Convention ONEMA-INERIS, Action n° 17, 30 p.
- Bibeau S. and Chevalier G. (2003). Distribution géographique des lichens à Montréal et taux d'hospitalisation pour problèmes respiratoires chez les enfants. *Travail et Santé*, 18(4): 15-18.
- Bisson M., Bonnomet V., Migne-Fouillen V., Jolibois B., Gay G., Lef-Vre J.P., Tack K. (2007). Antimoine et ses dérivés. INERIS-Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, version n°2: 54 p.
- Blett T., Geiser L., Porter E. (2003). Air Pollution-Related Lichen Monitoring in National Parks, Forests, and Refuges: Guidelines for Studies Intended for Regulatory and Management Purposes. National Park Service Air Resources Division U.S. Forest Service Air Resource Management Program U.S. Fish and Wildlife Service Air Quality Branch, 32 p.
- Boistel A. (1986). *Nouvelle Flore des Lichens*. Éditions Belin, Paris, 164 p.
- Boughedaoui M., Kerbachi R., Kessali D., Joumard R. (2004). Measurement of lead pollution in the ambient air of Algiers. *Pollution Atmosphérique*, 181: 105-111.
- Bouly De Lesdain M. (1910). *Recherches sur les lichens des environs de Dinkerque*. Société nationale des sciences naturelles et mathématiques de Cherbourg, Société Dunkerquoise, France, 301 p.

- Boutabia L., Telailia S., De-Bélaïr G. (2015). Corticolous Lichen Flora on *Quercus suber* L. in the wetlands of El Kala National Park (North-Eastern Algeria). *Advances in Environmental Biology*, 9(4): 360-372.
- Bouwman A.F., Lee D.S., Asman W.A.H., Dentener F.J.D., Van Der Hoek K.W., Olivier J.G.J. (1997). A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(4): 561-587.
- Bradl H.B. (2005). *Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation*. Elsevier Academic Press, 6: 283 p.
- Branquinho C., Brown D.H., Máguas C., Catarino F. (1997). Lead (Pb) uptake and its effects on membrane integrity and chlorophyll fluorescence in different lichen species. *Environmental and Experimental Botany*, 37: 95-105.
- Branquinho C., Gaio-Oliveira G., Augusto S., Pinho P., Maguas C., Correia O. (2008). Biomonitoring spacial and temporal impact of atmospheric dust from a cement industry. *Environmental Pollution*, 151: 292-299.
- Braun-Blanquet J. (1959). *Grundfragen und Aufgaben der Pflanzensoziologie*. Vistas in Botany. London, Pergamon Press, pp 145-171.
- Breulmann G., Markert B., Weckert V., Herpin U., Yoneda R., Ogino K. (2002). Heavy metals in emergent trees and pioneers from tropical forest with special reference to forest fires and local pollution sources in Sarawak, Malaysia. *The Science of the Total Environment*, 285: 107-115.
- Bricaud O. (2007). Mise en place d'une démarche exploratoire de la végétation lichénique du Parc national de la Guadeloupe. *Association française de lichénologie*, 28 p.
- Bricaud O. (2009). Les lichens et la végétation lichénique du Parc national de la de la Guadeloupe, 17 p.
- Bricaud O. (2010). Les lichens des forêts de la région méditerranéenne française et leur relation avec la continuité écologique des boisements. *Rapport WWF, Marseille*, 118 p.
- Brignon J.M., Malherbe L., Cantuarias-Villessuzanne C. (2015). Cadmium et principaux composés. INERIS, *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France*, 58 p.
- Brodo I.M. (1961). Transplant Experiments with Corticolous Lichens Using a New Technique. *Ecology*, 42(4): 838-841.
- Brodo I.M. (1966). *Lichen Growth and Cities: A Study on Long Island, New York*. *The Bryologist*, 69(4): 427-449.
- Brown D.H. and Beckett R.P. (1984). Uptake and effect of cations on lichen metabolism. *Lichenologist*, 16(2): 173-188.
- Brown D.H. and Brown R.M. (1991). Mineral cycling and lichens: The physiological basis. *Lichenologist*, 23(3): 293-307.

- Brunialti G. and Frati L. (2007). Biomonitoring of nine elements by the lichen *Xanthoria parietina* in Adriatic Italy: A retrospective study over a 7-year time span. *Science of the Total Environment*, 387: 289-300.
- Büdel B. and Scheidegger C. (2008). Thallus morphology and anatomy. In: Nash III T.H., (Ed.). *Lichen Biology*. Second Edition, Cambridge, USA, Cambridge University Press, New York, pp 40-68.
- Burgisser L., Habashi-Mayor Ch, Clerc Ph., Price M. (2004). Inventaire des lichens, des mousses et des hépatiques du Bois de la Grille (commune de Vernier, canton de Genève). *Société Botanique de Genève, Saussurea*, 34: 111-129.
- Cansaran-Dumana D., Atakol O., Atasoy I., Kahya D., Aras S., Beyaztas T. (2009). Heavy Metal Accumulation in *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf from the Karabük Iron-Steel Factory in Karabük, Turkey. *Verlag der Zeitschrift für Naturforschung, Tübingen*, 64(9/10): 717-723.
- Catalano I., Mingo A., Migliozi A., Benesperi R, Aprile G.G. (2012). Lichen biodiversity and human impact on dunal ecosystems: a case- study on the distribution of the rare lichen species *Seiropora villosa* in the forest reserve of castelvoturno (Caserta, Southern Italy), pp 373-380.
- Catinon M. (2010). Détermination de la pollution atmosphérique métallique: étude critique de l'utilisation des écorces d'arbres. Thèse de doctorat de l'université de Grenoble 1, France, 207p.
- Cazaux M. and Saint-Cricq M. (2010). Les lichens indicateurs de la pollution atmosphérique de l'agglomération Pau-Pyrénées. *Collège Marguerite de Navarre*, 19 p.
- Čeburnis D. and Valiulis D. (1999). Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *The Science of the Total Environment*, 226: 247-253.
- Chen L.C. and Lippmann M. (2009). Effects of Metals within Ambient Air Particulate Matter (PM) on Human Health. *Inhalation Toxicology*, 21: 1-31.
- Cislaghi C and Nimis P.L. 1997. Air pollution and lung cancer. *Nature*, 387: 463-464.
- Clauzade G. and Rondon Y. (1966). Types morphologiques et types biologiques chez les Lichens. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 113(2): 61-71.
- Clauzade G. and Roux C. (1987). Généralités sur les lichens et leur détermination. *Bulletin de la société botanique du centre ouest nouvelle série*, 18: 147-214.
- Çobanoğlu G. and Yavuz M. (2003). Tip Tarihinde Likenlerle Tedavi. *Yeni Tip Tarihi Araştırmaları*, 9: 37-90.
- Çobanoğlu G., Yavuz M., Costache I., Radu I. (2011). Additional and new lichen records from Cozia National Park, Romania. *Mycotaxon*, 114: 193-203.
- Cocozza C. Ravera S., Cherubini P., Lombardi F., Marchetti M., Tognetti R. (2016). Integrated biomonitoring of airborne pollutants over space and time using tree rings, bark, leaves and epiphytic lichens. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17: 177-191.

- Conti M.E. and Cecchetti G. (2001). Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment- a review. *Environmental Pollution*, 114(3): 471-492.
- Conti M.E. (2008). Lichens as bioindicators of air pollution. *WIT Transactions on State of the Art in Science and Engineering*, 30: 111-162.
- Costa C.J., Marques A.P., Freitas M.C., Reis M.A., Oliveira O.R. (2002). A comparative study for results obtained using biomonitors and PM10 collectors in Sado Estuary. *Environmental Pollution*, 120: 97-106.
- Coste C. (1991). Initiation à l'étude des lichens. *Bulletin association Française lichénologie*, 16(1): 1-49.
- Coste C. (2009). Inventaire préliminaire des lichens et des communautés lichéniques de la préserve naturelle des gorges du gardon (Gard). *BUL. SOC. ÉT NAT. NÎMES & GARD*, 67: 29-43.
- Cotrufo M.F., De Santo A.V., Alfani A, Bartoli G., De Cristofaro A. (1995). Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. Woods. *Environmental Pollution*, 89: 81-87.
- Coubes L. (2008). La flore lichenique de Toulouse selon les travaux de J.P. Vincent. *Isatis*, 31(8): 178-184.
- Cuny D. (2012). La bio-surveillance végétale et fongique de la pollution atmosphérique: concepts et applications. *Annales Pharmaceutiques Françaises*, 70: 182-187.
- Cuny D., Quarre S., Devred I., Jeanne B., Reynaert A., Rzepka M.A., Cuny M.A. (2009). Evolution Spatiale et temporelle des concentrations en éléments traces métalliques de thalles de *Xanthoria parietina* récoltes sur la zone Industriale-Portuaire de Dunkerque. *Air Pur*, 77: 43-49.
- Cuny D., Rzepka M.A., Van Halwyn C. (2008). Introduction à la biosurveillance végétale et Fongique de la qualité de l'air-Concept et intérêt. *Spectra Analyse*, 264: 31-35.
- Dahlman L. and Palmqvist K. (2003). Growth in two foliose tripartite lichens, *Nephroma arcticum* And *Peltigera aphthosa*: empirical modelling of external vs internal factors. *Functional Ecology*, 17: 821-831.
- Darley E.F. (1960). Use of plants for air pollution monitoring. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 10(3): 198-199.
- Das P., Joshi S., Rout J., Upreti D.K. (2013). Lichen diversity for environmental stress study: Application of index of atmospheric purity (IAP) and mapping around a paper mill in Barak Valley, Assam, northeast India. *Tropical Ecology*, 54(3): 355-364.
- De Sloover J. (1967). Pollutions atmosphériques et tolérance spécifique chez les Lichens. *Soc. bot. Fr., Colloque sur les Lichens*, 115(2): 205-217.

- De Temmerman L., Bell J.N.B., Garrec J.P., Klumpp A., Krause G.H.M., Tonneijck A.E.G. (2004). Biomonitoring of air pollutants with plants-considerations for the future. In: Klumpp A., Ansel W., Klumpp G., (Eds.). Urban Air Pollution, bioindication and environmental awareness. Göttingen, Cuvillier Verlag, pp 337-374.
- De Vere N. (2008). Biodiversity. National Botanic Garden of Wales Llanarthne Carmarthenshire SA32 8HG UK, 20 p.
- Delfosse P. and Delporte A. (2006). Projet de diagnostic et de cartographie de la pollution de l'air:« AI-JE L'AIR MALADE ? ». Equipe pédagogique CDPA la Roseraie Peruwelz, 32 p.
- Demiray A.D., Yolcubal I., Akyol N.H., Çobanğlu G. (2012). Biomonitoring of airborne metals using the Lichen *Xanthoria parietina* in Kocaeli Province, Turkey. Ecological Indicators, 18: 632-643.
- Déruelle S. and Lallemant R. (1983). Les lichens témoins de la pollution. Vuibert, Paris, 108p.
- Deruelle S. (1992). Accumulation du plomb par les lichens. Bull. Société botanique de France, Actualités Botaniques, 139(1): 99-109.
- Donkin R. A. (1981). The "Manna Lichen": *Lecanora esculenta*. Anthropos Bd., 76(3/4): 562-576.
- 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: 1-14.
- Duffus J.H. (2002). "Heavy metals"- a meaningless term? Pure and Applied Chemistry, 74(5): 793-807.
- Dyer L.A. and Letourneau D.K. (2007). Determinants of Lichen Diversity in a Rain Forest Understory. Biotropica, 39(4): 525-529.
- Etim E.O.N., Anthony O.E., Mbom-Obong E.N., Dodeye O. (2015). Heavy Metal Levels in Pine (*Pinus caribaea* Morelet) Tree Barks as Indicators of Atmospheric Pollution Calabar Municipality, South Eastern Nigeria. Journal of Environment and Earth Science, 5(22): 30-32.
- Ezeonyejiaku C.D. and Obiakor M.O. (2013). Spatial Biomonitoring of Trace Element Contamination and Atmospheric Quality Assessment. Am. J. Life. Sci. Res., 1(2): 67-73.
- Farou J.L. and Guerin J.F. (2015). Les lichens: indicateurs environnementaux. Plante et cité, Suisse, 7 p. <https://docplayer.fr/59531739-Les-lichens-indicateurs-environnementaux-fiche-de-synthese.html>
- Feurerer T. and Hawksworth D.L. (2007). Biodiversity of lichens, including a world-wide analysis of checklist data based on takhtajan's floristic regions. Biodivers Conserv, 16: 85-98.

- Filella M., Belzile N., Lett M.C. (2007). Antimony in the environment: A review focused on natural waters: III. Microbiota relevant interactions. *Earth-Science Reviews*, 80: 195-217.
- Filella M., Nelson Belzile N., Chen Y.W. (2002). Antimony in the environment: a review focused on natural waters: II. Relevant solution chemistry. *Earth-Science Reviews*, 59: 265-285.
- Fowler D., Cape J.N., Leith I.D., Choularton T.W., Gay M.J., Jones A. (1988). The Influence of altitude on rainfall composition at great dun fell. *Atmospheric Environment*, 22(7): 1355-1362.
- Francová A., Chrastný V., Sillerová H., Vitková M., Kocourková J., Komárek M. (2017). Evaluating the suitability of different environmental samples for tracing atmospheric pollution in industrial areas. *Environmental Pollution*, 220(A): 286-297.
- Frassinetti S., Bronzetti G., Caltavuturo L., Cini M., Croce C.D. (2006). The role of zinc in life: a review. *Review journal of environmental pathology, Toxicology, and Oncology*, 25(3): 597-610.
- Fuga A., Saiki M., Marcelli M.P., Saldiva P.H.N. (2008). Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution*, 151: 334-340.
- Gailey F.A.Y. and Lloyd O.L. (1993). Spatial and Temporal Patterns of Airborne Metal Pollution: the value of low technology sampling to environmental epidemiology study. *The Science of the Total Environment*, Amsterdam, 133: 201-219.
- Gandois L. and Probst A. (2012). Localisation and mobility of trace metal in silver fir needles. *Chemosphere*, 87(2): 204-210.
- Garrec J.P. and Van Haluwyn Ch. (2002). *Biosurveillance végétale de la qualité de l'air, concepts, méthodes et applications*. Editions Tec et doc, Lavoisier, Paris, 118 p.
- Garty J. (2001). Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 20: 309-371.
- Garty J., Galun M., Fuchs C., Zisapel N. (1977). Heavy metals in the Lichen *Caloplaca auranti*, from urban, suburban and rural regions in Israel (a comparative study). *Water, Air, and Soil Pollution*, 8: 171-188.
- Garty J., Galun M., Kessel M. (1979). Localization of heavy metals and other elements accumulated in the lichen thallus. *New Phytol.*, 82: 159-168.
- Garty J., Tomer S., Levin T., Lehr H. (2003). Lichens as biomonitors around a coal-fired power station in Israel. *Environmental Research*, 91: 186-198.
- Gaston K.J and Spicer J.I. (2004). *Biodiversity: an introduction*. Second edition. Blackwell, 208 p.
- Gilbert O. (2000). *Lichens*. Harper Collins, Canada, 288 p.

- Giordani P. and Brunialti G. (2015). Sampling and Interpreting Lichen Diversity Data for Biomonitoring Purposes. In: Upreti D.K., Divakar P.K., Shukla V., Bajpai R. (Eds.). Recent Advances in Lichenology: Modern Methods and Approaches in Biomonitoring and Bioprospection, Springer, India, 1: 19-46.
- Giordani P. (2007). Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution*, 146: 317-323.
- Gombert S., Asta J., Seawar M.R.D. (2005). The use of autecological and environmental parameters for establishing the status of lichen vegetation in a baseline study for a long-term monitoring survey. *Environmental Pollution*, 135: 501-514.
- Gombert S., Astab J., Seaward. M.R.D. (2004). Assessment of lichen diversity by index of atmospheric purity (IAP), index of human impact (IHI) and other environmental factors in an urban area (Grenoble, southeast France). *Science of the Total Environment*, 324: 183-199.
- Gombert S., Galsomies L., Rausch de Traubenberg, C., Leblond S., Losno R., Colin J.L., Charée B. (2005). Pollution atmosphérique par les métaux: biosurveillance des retombées. Les Ullis, Angers, EDP Sciences, ADEME, 108 p.
- González C.M. and Pignata M.L. (2000). Chemical response of transplanted lichen *Canomaculina pilosa* to different emission sources of air pollutants. *Environmental Pollution*, 110: 235-242.
- Gouzy A. and Ducos G. (2008). La connaissance des éléments traces métalliques: Un déficit pour la gestion de l'environnement. *Air Pur*, 75: 6-10.
- Grantz D.A., Garner J.H.B., Johnson D.W. (2003). Ecological effects of particulate matter *Environment International*, 29: 213-239
- Gries C. (1996). Lichen as indicators air pollution. In: Nash III T.H. (Ed.). *Lichen Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 240-254.
- Guney M., Zagury G.J., Dogan N., Onay T.T. (2010). Exposure assessment and risk characterization from trace elements following soil ingestion by children exposed to playgrounds, parks and picnic areas. *Journal of Hazardous Materials* 182: 656-664.
- Habashi C. and Clerc P. (2013). Inventaire des lichens de la ville de Genève: Rapport du projet Aalborg. Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, pp 1-31.
- Hammel W., Debus R., Steubing L. (2000). Mobility of antimony in soil and its availability to plants. *Chemosphere*, 41: 1791 -1798.
- Hawksworth D.L. and Rose F. (1970). Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227(5254): 145-148.
- Hawksworth D.L. (1971). Lichens as litmus for air pollution: a historical review. *International Journal of Environmental Studies*, 1: 281-296.
- Heal M.R., Kumar P., Harrison R.M. (2012). Particles, air quality, policy and health. *Chem. Soc. Rev.*, 41: 6606-6630.

- Honegger R. (1991). Functional aspects of the lichen symbiosis. *Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 42: 553-578.
- Honegger R. (1993). Developmental biology of lichens. *New Phytol.*, 125(60): 659-677.
- Honegger R. (2000). Great Discoveries in Bryology and Lichenology. *The Bryologist* 103 (2): 307-313.
- Hoodaji M., Ataabadi M., Najafi P. (2012). Biomonitoring of Airborne Heavy Metal Contamination. In: Khare M. (Ed.). *Air Pollution-Monitoring, Modelling, Health and Control*. InTech, pp 97-122.
- Hugelin Ch., Gehrig R., Baltensperger U., Gysel M., Monn C., Vonmont H. (2005). Chemical characterisation of PM_{2,5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 39: 637-651.
- Humbert R. (2012). Les lichens : un autre monde. *Isatis*, 12: 182-189.
- Ibge (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement). (2002). 23. Intoxication aux Métaux Lourds Les données de l'IBGE: "Interface Santé et Environnement", 7 p.
- Inrs (Institut National de Recherche et de Sécurité). (2012). Bases de données: fiches toxicologiques de l'INRS. Rapport, 29 p.
- Invs (Institut de veille sanitaire). (2008). Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine: Concepts et méthodes. *Santé environnement*, 38 p.
- Jahns H.M. (1996). Guide des Fougères Mousses et Lichens D'Europe: plus de 600 espèces de plantes souvent délaissés. Delachaux et Niestlé, Paris, 257 p.
- Jayalal U., Oh S.O., Park J.S., Sung J.H., Kim S.H., Hur J.S. (2015). Evaluation of air quality using lichens in three different types of forest in Korea. *Forest Science and Technology*, 12(1): 1-8.
- Jeran Z., Mrak T., Jaćimović R., Batić F., Kastelec D., Mavsar R., Simončić P. (2007). Epiphytic lichens as biomonitors of atmospheric pollution in Slovenian forests. *Environmental Pollution*, 146: 324-331.
- Jeran Z., Jaćimović R., Batić F., Smodič B., Wolterbeek H. Th. (1996). Atmospheric heavy metal pollution in Slovenia derived from results for epiphytic lichens. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 354: 681-687.
- Joulain D. and Tabacchi R. (2009). Lichen extracts as raw materials in perfumery. *Flavour and Fragrance Journal*, 24(2): 49-61.
- Journal officiel de la République Algérienne: Décret exécutif n°12-03 du 10 Safar 1433 correspondant au 4 janvier 2012 fixant la liste des espèces végétales non cultivées, 44 p.
- Jovan S. (2008). Lichen Bioindication of Biodiversity, Air Quality, and Climate: Baseline Results From Monitoring in Washington, Oregon, and California. General Technical Report PNW-GTR-737, United States, 115 p.

- kappen L., (1988). Ecophysiological relationships in different climatic regions. In: Galun M, (Ed.). Handbook of lichenology. Volume 2, CRC, Boca Raton Florida, pp 37-100.
- Kar S., Samal A.C., Maity J.P., Santra S.C. (2014). Diversity of epiphytic lichens and their role in sequestration of atmospheric metals. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 11: 899-908.
- Khaldi F., Berrebbah H., Djebbar M.R. (2012). Study of Atmospheric Pollution emitted rated a plant of Fertilizers (Algeria) by the use of bioindicator plants: lichens. *Advances in Environmental Biology*, 6(5): 1823-1833.
- Khastini R.O., Sari I.J., Herysca Y.H., Sulasanah S. (2019). Lichen diversity as indicators for monitoring ecosystem health in Rawa Danau Nature Reserve, Banten, Indonesia. *BIODIVERSITAS*, 20(2): 489-496.
- Khelil R., Ould El Hadj-Khelil A., Dadamoussa B., Cabello-Hurtado F., Esnault M.A. (2014). Effet de la pollution atmosphérique par les hydrocarbures sur le lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th (Teloschistaceae) dans la zone de Hassi Messaoud (Sahara septentrional Est Algérien). *Algerian journal of arid environment*, 4(2): 98-106.
- Kinalioglu K., Ozbucak T.B., Kutbay H.G., Huseyinova R., Bilgin A., Demirayak A. (2010). Biomonitoring of Trace Elements with Lichens in Samsun City, Turkey. *Ekoloji*, 19(75): 64-70.
- Kirschbaum U. et Wirth V. (1997). Les Lichens bio-indicateurs. Les reconnaître, évaluer la qualité de l'air. Eugen Ulmer, Paris, 128 p.
- Klimek B., Tarasek A., Hajduk J. (2015). Trace Element Concentrations in Lichens Collected in the Beskidy Mountains, the Outer Western Carpathians. *Bull Environ Contam Toxicol.*, 94: 532-536.
- Krick R. and Loppi S. (2002). The IAP approach. In: Nimis P.L., Scheidegger Ch., Wolseley P.A., (Eds.). *Monitoring with lichens-Monitoring Lichens*. Dordrecht, the Netherland: Kluwer Academic Publishers, 408 p.
- Krupa S.V and Leggeb A.H. (1995). Air quality and its possible impacts on terrestrial ecosystems of the North American great plains: an overview. *Environmental Pollution*, 88: 1-11.
- Krupa S.V. (2003). Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124: 179-221.
- Kumar J., Khare R., Rai H., Upreti D.K., Tayade A., Hota S., Chaurasia O.P., Srivastava R. B. (2012). Diversity of lichens along altitudinal and land use gradients in the Trans Himalayan cold desert of Ladakh. *Nature and Science*, 10(4): 1-9.
- Lakhdari A and Benabdeli K. (2012). Determining the Heavy Metal Pollution in Mascara (Algeria) by Using *Casuarina equisetifolia*. *Ecologia Balkanica*, 4(1): 1-7.
- Lange O., Green T.G.A., Heber U. (2001). Hydration dependent photosynthetic production of lichens: what do laboratory studies tell us about field performance? *Journal of experimental Botany*, 52(363): 2033-2042.

- LeBlanc F. and De Sloover J. (1970). Relationship between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany*, 48: 1485-1496.
- Lepš J. and Hadincová V. (1992). How reliable are our vegetation analyses? *Journal of Vegetation Science*, 3: 119 - 124.
- Lerond M., Van Haluwyn Ch., Cuny D. (1996). Lichens et bioindication: Réalisation concrètes et exigences éthiques. *Écologie*, 27(4): 277-283.
- Leygonie R. (1993). Les métaux lourds dans l'air: sources, émissions, mesure, effets. *Pollution Atmosphérique*, pp 63-74.
- Li O., Cheng H., Zhou T., Lin Ch., Guo Sh. (2012). The estimated atmospheric lead emissions in China, 1990-2009. *Atmospheric Environment*, 60: 1 - 8.
- Liebendörfer L., Herzig R., Urech M., Ammann K. (1988). Evaluation und Kalibrierung der Schweizer Flechten-Indikationsmethode mit wichtigen Luftschadstoffen. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 48: 233-238.
- Lin Y.P., Chang T.K., Chiung-Wen Shih C.W., Tseng C.H. (2002). Factorial and indicator kriging methods using a geographic information system to delineate spatial variation and pollution sources of soil heavy metals. *Environmental Geology*, 42: 900-909.
- Llano G.A. (1948). Economic Uses of Lichens. *Economic Botany*, 2(1): 15-45.
- Llop E., Pinho P., Matos P, Pereira M.J., Branquinho C. (2012). The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators*, 13: 215-221.
- Lograda T, Adel K, Boucif L, Ramdani M (2015). Inventory of lichens of the mountainous massif of Megress (Setif, Algeria). *Journal of Environmental and Applied Bioresearch*, 03(4): 199-204.
- Loppi S. (2006). Licheni come bioaccumulatori di elementi in traccia: stato della ricerca in Italia. *Biologia Ambientale*, 20(2): 69- 78.
- Loppi S., and Pirintsos SA. (2003). Epiphytic lichens as sentinels of heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). *Environ Pollut.*, 121: 327-332.
- Loppi S., Frati L., Paoli L., Bigagli V., Rossetti C., Bruscoli C., Corsini A. (2004). Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the Total Environment*, 326: 113-122.
- Loppi S., Pirintsos SA., De. Dominicis V. (1999). Soil contribution to the elemental composition of epiphytic lichens (Tuscany, central Italy). *Environ Monit Assess.*, 58: 121-131.
- Loppi S. (2019). May the Diversity of Epiphytic Lichens Be Used in Environmental Forensics? *Diversity*, 11(36): 1-13.

- Maatoug M., Ait Hammou M., Sarmoum M. (2011). Intérêt de la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique pour les pays en émergence. Exemple de l'Algérie. *Pollution Atmosphérique*, Numéro Spécial, pp 71-76.
- Maatoug M., Hellal B., Dellal A., Ayad N., Bourbatach M. (2007). Détection de la pollution de l'air d'origine routière par certaines espèces végétales bioaccumulatrices de quelques métaux lourds (Pb, Zn, Cu). *Pollution atmosphérique*, 49: 385-394.
- Maatoug M., Medkour K., Ait Hammou M., Ayad N. (2010). Cartographie de la pollution atmosphérique par le plomb d'origine routière à l'aide de la transplantation du lichen bioaccumulateur *Xanthoria parietina* dans la ville de Tiaret (Algérie). *Pollution Atmosphérique*, 205: 93-101.
- Maatoug M., Taïbi K., Akermi A., Achir M., Mestrari M. (2012). Bio-Monitoring of Air Quality Using Leaves of Tree and Lichens in Urban Environments. In: Khare M. (Ed.). *Air-Pollution Monitoring, Modelling and health*. InTech, pp 223-244.
- Maher B.A., Moore C., Matzka J. (2008). Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves. *Atmospheric Environment*, 42: 364-373.
- Maizi N., Alioua A., Tahar A. (2012). Jumelage des bio-indicateurs et d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air pour la détection de la pollution par le SO₂ dans la région de Annaba (Algérie). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 16 (2): 149-158.
- Maizi N., Alioua A., Tahar A., Semadi F., Fadel Dj. (2010). The use of inferior plants as bioindicators of automobile lead pollution in the area of Annaba (Algeria). *J. Mater. Environ. Sci.*, 1(4): 251-266.
- Markert B. (2007). Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the Environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 21(S1): 77-82.
- Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment, 3-39. In: Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (Eds.). *Bioindication and Biomonitoring*. Elsevier Science Ltd., Oxford, 1017 p.
- Markert B.A., Oehlmann J., Roth M. (1997). General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. In: Subramanian G., Iyengar V. (Eds.). *Bioindicators & biomonitors – exposure assessment and specimen banking*. ACS Symposium Series, Washington DC: American Chemical Society, 654: 19-29.
- Marlière F., Bocquet N., Rouez M. (2002). Métaux-Mercure: Rapport final. Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, Convention 31/2001, INERIS, 115 p.
- Masson J.C. (2014). Les lichens, bio-indicateurs de la qualité de l'air. IFE., 11 p. <http://grainesdexplorateurs.ens-lyon.fr/ressources/ressources-collaboratives/fiches-pratiques/Les%20lichens-%20bio-indicateurs.pdf?lang=fr>
- Merabti K., Rebbas K., Beddiar A., Ait Hammou M., Boutabia L. (2018). Inventaire des lichens de la région Est d'Alger et leurs utilisations comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique. *Revue Ecologie-Environnement*, 14: 32-43.

- Michalke B., Berthele A., Mistriotis P., Ochsenkühn-Petropoulou M., Halbach S. (2007). Manganese species from human serum, cerebrospinal fluid analyzed by size exclusion chromatography-, capillary electrophoresis coupled to inductively coupled plasma mass spectrometry. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 21(S1): 4-9.
- Miquel M.G. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Sénat, n°261: 365 p.
- Mohapatra K and Biswal S.K. (2014). Effect of Particulate Matter (PM) on Plants, Climate, Ecosystem and Human Health. *International Journal of Advanced Technology in Engineering and Science*, 02(4): 118-129.
- Moreau P.A., Daillant O., Corriol G., Gueidan C., Courtecuisse R. (2002). Inventaire des champignons supérieurs et des lichens sur 12 placettes du réseau et dans un site atelier de l'INRA/GIP ECOFOR - Résultats d'un projet pilote (1996-1998). Office National des Forêts, Département Recherche et Développement, 142 p.
- Mueller P.W., Price R.G., Finn W.F. (1998). New approaches for detecting thresholds of human nephrotoxicity using cadmium as an example. *Environ Health Perspect*, 106(5): 227-230.
- Mulgrew A and Williams P. (2000). Biomonitoring of Air Quality Using Plants. Air Hygiene Report 10. WHO Collaborating Centre for Monitoring and Assessment. Germany, 171 p.
- Nash III T.H. (2008). Lichen Biology. Second Edition, Cambridge, USA, Cambridge University Press, New York, 486 p.
- Nicola Skert N. and Grahonja R. (2013). Biomonitoraggio dell'inquinamento da gas fitotossici nella regione friuli venezia giulia tramite licheni come bioindicatori. Relazione finale. ARPA FVG-Gestione Attività centralizzate, 1: 1-39.
- Nieboer E., Richardson H.S., Tomassini F.D. (1978). Mineral uptake and release by lichens: an overview. *Bryologist*, 81: 226-246.
- Niirnberg H.W., Valenta P., Nguycn V.D., Gódde, M., Urano de Carvalho E. (1984). Studies on the Deposition of Acid and Ecotoxic Heavy Metals with Precipates from the Atmosphere. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 317: 314-323.
- Nimis P.L. and Bargagli R. (1999). Linee-guida per l'utilizzo di licheni epifiti come bioaccumulatori di metalli in traccia. In: Piccini C. & Salvati S. (Eds.). Atti del Workshop Biomonitoraggio della Qualità dell'Aria sul territorio Nazionale, Roma. ANPA, Ser. Atti., 2: 279-289.
- Nimis P.L. (1999a). Il biomonitoraggio della "qualità dell'aria" in Italia. Conference: Workshop Biomonitoraggio Qualità dell'Aria sul Territorio Nazionale. ANPA, Volume: Ser. Atti, 2: 173-189
- Nimis P.L., Andreussi S., Pittao E. (2001). The performance of tow lichen species as bioaccumulators of trace metals. *Sci. Total Environ.*, 275: 43-51.

- Nimis P.L., Lazzarin A., Lazzarin G., Gasparo D. (1991). Lichens as bioindicators of air pollution by SO₂ in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobotanica*, 11: 3-76.
- Nimis P.L., Lazzarin G., Lazzarin A., Skert N. (2000). Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto ZNE Italy. *Sci. Total Environment*, 255: 97-111.
- Nimis P.L., Scheidegger Ch., Wolsely P.A. (2002). Monitoring with lichens-Monitoring lichens. *NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences*, vol 7, Springer Netherlands, 408 p.
- Nimis P.L., Skert N., Castello M. (1999). Biomonitoraggio di metalli in traccia tramite licheni in aree a Rischio del Friuli-Venezia Giulia. *Studia Geobotanica*, 18: 3-49.
- Nriagu J.O. (1988). A Silent Epidemic of Environmental Metal Poisoning? *Environmental Pollution*, 50: 139-161.
- Nriagu J.O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338: 47-49.
- Nylander M.W. (1866). Les lichens du jardin du Luxembourg. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 13(7): 364-371.
- Ocelli F. (2014). Contribution au développement d'outils cartographiques d'aide à la décision face aux risques sanitaires liés à l'environnement. Thèse de Doctorat, L'université Droit et Santé de Lille Nord de France, 267 p.
- Ocelli F., Cuny M.A., Devred I., Deram A., Quarré S., Cuny D. (2013). Etude de l'imprégnation de l'environnement de trois Bassins de vie de la région Nord-Pas-De-Calais par les éléments traces métalliques vers une nouvelle utilisation des données de Biosurveillance lichénique. *Pollution atmosphérique*, 220: 1-10.
- Omar Y., Maatoug M., Ayad N., Hachemi A., Amirat M. (2015). Bioaccumulation de la pollution plombique d'origine routière au moyen d'une mousse (*Bryum argenteum*) dans la ville de Tiaret (Algérie): classes de pollution et cartographie. *European Scientific Journal*, 11(8): 105-121.
- OMS. (2015). 40 Directives de la Qualité de l'air de L'Organisation Mondiale de la Santé. Les données de l'IBGE: Air-données de base pour le plan. Bruxelles, 8 p.
- Ormrod D.P. (1984). Impact of trace element pollution on plants. In: Treshow M, editor. *Air pollution and plant life*. John Wiley & Sons, Chichester New York, 11(2): 291-319.
- Ouali-Alami F.Z., Elabidi A., Mouhir L., Fekhaoui M., Serghini A. (2014). Utilisation des lichens comme bio-indicateurs de la pollution atmosphérique par le plomb, cadmium et zinc de la région de Rabat-Sale-Zemmour-Zaër (Maroc). *Afrique Science*, 10(3): 89-106.
- Ozenda P. and Clauzade G. (1970). *Les lichens: étude biologique et flore illustrée*. Masson et C¹^e, Paris, 801 p.

- Pacyna J.M. and Pacyna E.G. (2001). An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*, 9: 269-298.
- Parzych A., Astel A., Zdunczyk A., Surowiec T. (2016). Evaluation of urban environment pollution based on the accumulation of macro- and trace elements in epiphytic lichens. *Journal of Environmental Science and Health*, 51(4): 297-308.
- Parzych A., Zduńczyk A., Astel A. (2016). Epiphytic lichens as bioindicators of air pollution by heavy metals in an urban area (northern Poland). *Journal of Elementology*, 21(3): 781-795.
- Pearson L.C. (1993). Active monitoring. In: *Lichens as bio-indicators of air quality*. Stolte K., Mangis D., Doty R., Tonnessen K., Huckaby L.S. (Eds.). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station General Technical Report RM-224, Fort Collins, Colorado, pp 89-95.
- Picardie C.N. (2004). Comparaison de méthodes d'analyse des éléments traces métalliques (ETM) et des hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sur les sols et les végétaux. Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (CERTU), France, 120 p.
- Pignata M.L., Gudiño G.L., Wannaz E.D., Plă R.R., González C.M., Carreras H.A., Orellana L. (2002). Atmospheric quality and distribution of heavy metals in Argentina employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor. *Environmental Pollution*, 120: 59-68.
- Pileggard K. (1978). Airborne metals and SO₂ monitored by epiphytic lichens in an industrial area. *Environ. Pollut.*, 17: 81-92.
- Pinho P., Augusto S., Branquinho C., Bio A., Pereira M.J., Soares A., Catarino F. (2004). Mapping Lichen Diversity as a First Step for Air Quality Assessment. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49: 377-389.
- Pinho P., Bergamini A., Carvalho P., Branquinho C., Stofer S., Scheidegger C., Mâgiiias C. (2012). Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological indicators*, 15: 36-42.
- Poikolainen J. (2004). Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants-specifically for heavy metals in regional surveys. *Oulun Yliopisto, Oulu*, 66 p.
- Prajapati S.K. (2012). Ecological effect of airborne particulate matter on plants. *Environmental Skeptics and Critics*, 1(1): 12-22.
- Prasad M.N.V. (1997). Trace metal. In: Prasad M.N.V., (Ed.). *Plant physiology*. John Wiley and Sons, Inc., New York, pp 207-249.
- Prospero J.M., Charlson R.J., Mohnen V., Jaenicke R., Delany A.C., Moyers J., Zoller W., Rahn K. (1983). The Atmospheric Aerosol System: An Overview. *Reviews of Geophysics and space physics*, 21(7): 1607-1629.

- Prussia C.M. and Killingbeck K.T. (1991). Concentrations of Ten Elements in Two Common Foliose Lichens: Leachability, Seasonality, and the Influence of Rock and Tree Bark Substrates. *The Bryologist*, 94(2): 135-142.
- Quevauviller Ph., Herzig R., Muntau H. (1996). Certified reference material of lichen (CRM 482) for the quality control of trace element biomonitoring. *Sci.Total Environ.*, 187: 143-152.
- Quoc Ho B. (2012). Urban Air Pollution. In: Khare M. (Ed.). *Air-Pollution Monitoring, Modelling and health*. InTech, pp 1-39.
- Rahali M. (2002). Cartographie de la pollution plombique dans la région d'Alger en utilisant un lichen (*Xanthoria parietina*) comme bioaccumulateur. *Pollution Atmosphérique*, 175: 421-432.
- Rai H., Upreti D.K., Gupta R.K. (2012). Diversity and distribution of terricolous lichens as indicator of habitat heterogeneity and grazing induced trampling in a temperate-alpine shrub and meadow. *Biodivers Conserv*, 21: 97-113.
- Rauch J. N. and Pacyna J. M. (2009). Earth's global Ag, Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn cycles. *Global Biogeochemical Cycles*, 23: 1-16.
- Ravindra Kh., Bencs L., Van Grieken R. (2004). Platinum group elements in the environment and their health risk. *The Science of the Total Environment*, 318: 1-43.
- Rebbas K., Boutabia L., Touazi Y., Gharzouli R., Djellouli Y., Alatou D. (2011). Inventaire des lichens du Parc national de Gouraya (Béjaïa, Algérie). *Phytothérapie* 9: 225-233.
- Richardson D.H.S. and Cameron R.P. (2004). Cyanolichens: Their response to pollution and possible management strategies for their conservation in Northeastern North America. *Northeastern Naturalist*, 11(1): 1-22.
- Richardson D.H.S. and Nieboer E. (1981). Lichens and pollution monitoring. *Endeavour, New Series*, 5(3): 127-133.
- Richardson D.H.S. (1999). War in the world of lichens: parasitism and symbiosis as exemplified by lichens and lichenicolous fungi. *Mycological Research*, 103(6): 641-650.
- Richardson G.M. Ph.D., Garrett R., Mitchell I., Mah-Paulson M. (2001). Critical review on natural global and regional emissions of six traces metals to the atmosphere. Risklogic Scientific Services, Inc., Canada, 59p.
- Rollin C. and Quiot F. (2006). *Éléments traces métalliques guide méthodologique: Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines*. INERIS, Rapport final, 138 p.
- Roux C. and Gueidan C. (2002). Flore et végétation des lichens et champignons lichénicoles non lichénisés du massif de la Sainte-Baume (Var, Provence, France). *Bull. Soc. linn. Provence*, 53: 123-150

- Roux C. (1990). Echantillonnage de la Végétation Lichénique et Approche Critique des Méthodes de Relevé. *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.*, 2(2): 95-108.
- Roux C., Bricaud O., Tranchida F. (2001). Importance des lichens et champignons lichénicoles dans la richesse spécifique et la gestion de la réserve de Chambord. *Bull. Soc. linn., Provence*, 52: 161-183.
- Rusu A.M. (2002). Sample Preparation of Lichens for Elemental Analysis. In: Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (Eds.). *Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens*. NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences, Springer Netherlands, 7: 305-309.
- Rzepka M.A. and Cuny D. (2008). Biosurveillance Végétale et Fongique des ETM Atmosphériques. *Air Pur*, 75: 66-79.
- Rzepka M.A., Tran D.T., Alleman L.Y., Coquelle I., Cuny D. (2010). Biomonitoring of indoor air genotoxic properties in ten schools using *Scindapsus aureus*. *Int. J. Environment and Health*, 4(2/3): 224-234.
- Saipunkaew W., Wolseley P., Chimonides P.J. (2005). Epiphytic lichens as indicators of environmental health in the vicinity of Chiang Mai city, Thailand. *The Lichenologist*, 37(4): 345-356.
- Saitanis C.J. and Karandinos M.G. (2001). Instrumental recording and biomonitoring of ambient ozone in the Greek countryside. *Chemosphere*, 44: 813-821.
- Sarmiento S., Wolterbeek H.Th., Verburg T.G., Freitas M.C. (2008). Correlating element atmospheric deposition and cancer mortality in Portugal: Data handling and preliminary results *Environmental Pollution*, 151: 341-351.
- Sarmoum M., Djebbar R., Latreche K. (2014). Bioaccumulation de trois métaux lourds (Pb, Zn et Cd) par le lichen, *Xanthoria parietina*, dans la région Algéroise. *Revue Ecologie Environnement*, 10: 25-29.
- Sarmoum M., Djebbar R., Latreche K. (2014). Bioaccumulation de trois métaux lourds (Pb, Zn et Cd) par le lichen, *Xanthoria parietina*, dans la région Algéroise. *Revue Ecologie Environnement*, 10: 25-29.
- Sarret G. (1998). Biogéochimie structurale du zinc et du plomb par spectroscopie EXAFS: interactions avec des acides humiques, des parois cellulaires de champignon, et des lichens. *Ingénierie de l'environnement*. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, Français, 111 p.
- Sarret G., Manceau A., Cuny D., Van Haluwyn Ch., Déruelle S., Hazeman J-L., Soldo Y., Eybert-Bérard L., Mentonnex J-J. (1998a). Mechanisms of lichen resistance to metallic pollution. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 3325-3330.
- Satarug S., Garrett S.H., Sens M.A., Sens D.A. (2010). Cadmium, Environmental Exposure, and Health Outcomes. *Environmental Health Perspectives*, 118(2): 182-190.

- Scerbo R., Possenti L., Lampugnani L., Ristori T., Barale R., Barghigiani C. (1999). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy). *The Science of the Total Environment*, 241: 91-106.
- Scerbo R., Ristori T., Possenti L., Lampugnani L., Barale R., Barghigiani C. (2002). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in pisa province (Tuscany, Italy). *Sci. Total Environ.*, 286: 27-40.
- Schwartz GG. and Reis IM. (2000). Is cadmium a cause of human pancreatic cancer? *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*, 9(2): 139-145.
- Seaward M.R.D. and Letrouit-Galinou M. A. (1991). Lichen recolonization of trees in the jardin du Luxembourg, Paris. *Lichenologist*, 23(2): 181-186.
- Seaward M.R.D. (1995). Use and abuse of heavy metal bioassays in environmental monitoring. *The Science of the Total Environment*, 176: 129-134.
- Seaward M.R.D. (2008). Environmental role of lichens, In: NASH III T.H., (Ed.). *Lichen Biology. Second Edition*, Cambridge, USA, Cambridge University Press, New York, pp 274-298.
- Semadi A. and Deruelle S. (1993). Détection de la pollution plombique à l'aide de transplants lichéniques dans la région d'Annaba (Algérie). *Pollution atmosphérique*, 140: 86-102.
- Semadi A. et Tahar A. (1995). Une méthode biologique pour la détection de la pollution globale dans la région d'Annaba (Algérie). *Pollution atmosphérique*, 146: 50-58.
- Sen I.S. and Peucker-Ehrenbrink B. (2012). Anthropogenic Disturbance of Element Cycles at the Earth's Surface. *Environmental Science & Technology*, 46: 8601-8609.
- Sett R. and Kundu M. (2016). Epiphytic Lichens: Their Usefulness as Bio-indicators of Air Pollution. *Donnish Journal of Research in Environmental Studies*, 3(3): 17-24.
- Shannon CE. and Weaver W. (1964). *The mathematical theory of communication*. The university of Illinois. Press Urbana, United States of America, 125 p.
- Sheppard P.R., Speakman R.J., Ridenour G., Witten M.L. (2007). Using Lichen Chemistry to Assess Airborne Tungsten and Cobalt in Fallon, Nevada. *Environ. Monit. Assess.*, 130: 511-518.
- Shukla V., Upreti D.K., Bajpai R. (2014). *Lichens to Biomonitor the Environment*. Springer India, 195 p.
- Skert N. and Grahonja R. (2013). Biomonitoraggio dell'inquinamento da gas fitotossici nella regione friuli Venezia Giulia tramite licheni come bioindicatori. *ARPA FVG – Gestione Attività centralizzate*, pp 1-37.
- Slimani A., Serradj A.A.M., Hamel T., Coste C. (2013). Contribution a l'étude de la flore lichénique dans la zénaie de Bougous (forêt de Ramel Tonal) au niveau du Parc National d'El Kala Nord Est Algérien. *Rev. Sci. Technol.*, 27: 22-29.

- Sloof J.E. and Wolterbeek B.T.H. (1993). Interspecies Comparison of Lichens as Biomonitors of Trace - Element Air Polluton. *Environmental Monitoring and Assessment*, 25: 149-157.
- Sloof J.E. (1993). *Environmental Lichenology: Biomonitoring Trace Element Air Pollution*. Thesis, University of Technology Delft, Netherlands, 191 p.
- Sloof J.E. (1995). Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition using transplants. *Atmospheric Environment*, 29(1): 11-20.
- Sommet Planète Terre. (1992). Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement. Convention sur la diversité biologique: article 2, Rio de Janeiro, Brésil, 32 p.
- Souchon C. (1971). « Que sais-je? » Les lichens. Presses universitaires de France, Paris, 137 p.
- Spiegel H. (2002). Trace Element Accumulation in Selected Bioindicators Exposed to Emissions along the Industrial Facilities of Danube Lowland. *Turkish Journal of Chemistry*, 26(6): 815-823.
- STA (State of the Art), (1996). Health effects of outdoor air pollution: Part 1. *American Journal of Respiratory and Critical Care medicine*, 153: 3-50.
- Stamenković S., Cvijan M., Aranjelović M., 2010. Lichens as Bioindicators of Air Quality in Dimitrgrad (South-Eastern- Serbia). *Arch. Biol. Sci.*, Belgrade, 62 (3): 643 - 648.
- Suvarapu L.N. and Baek S.O. (2017). Determination of heavy metals in the ambient atmosphere: A review. *Toxicology and Industrial Health*, 33(1): 79-96.
- Suzuki K. (2006). Characterisation of airborne particulates and associated trace metals deposited on tree bark by ICP-OES, ICP-MS, SEM-EDX and laser ablation ICP-MS. *Atmospheric Environment*, 40: 2626-2634.
- Svoboda D. (2007). Evaluation of the European method for mapping lichen diversity (LDV) as an indicator of environmental stress in the Czech Republic. *Biologia*, Bratislava, 62(4): 424-431.
- Szczepaniak K. and Biziuk M. (2003). Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*, 93: 221-230.
- Tarasova V.N., Obabko R.P., Himelbrant D.E., Boychuk M.A., Stepanchikova I.S., Borovichev E.A. (2017). Diversity and distribution of epiphytic lichens and bryophytes on aspen (*Populus tremula*) in the middle boreal forests of Republic of Karelia (Russia). *Folia Cryptog. Estonica*, Fasc., 54: 125-141.
- Tarhanen S., Metsärinne S., Holopainen T., Oksanen J. (1999). Membrane permeability response of lichen *Bryoria fuscescens* to wet deposited heavy metals and acid rain. *Environmental Pollution*, 104: 121-129.

- Taulan M. (2004). Analyse du transcriptome rénal murin dans des conditions d'exposition aiguë et chronique à l'uranium. Thèse de doctorat de l'université Montpellier I, U.F.R., de Médecine, 190 p.
- Tozer W.C., Hackell D., Miers D.B., Silvester W.B. (2005). Extreme isotopic depletion of nitrogen in New Zealand lithophytes and epiphytes; the result of diffusive uptake of atmospheric ammonia? *Oecologia*, 144: 628-635.
- Van der Knaap P. (1984) Epifyten in de provincie Utrecht 1979-1984. *Buxbaumiella*, 16(1): 15-17.
- Van der-Wat L., and Forbes P.B.C. (2015). Lichens as biomonitors for organic air pollutants. *Trends in Analytical Chemistry*, 64: 165-172.
- Van Dobben H.F. and Ter Braak C.J.F. (1998). Effect of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. *Atmospheric Environment*, 32(3): 551-557.
- Van Dobben H.F., Wolterbeek H.Th., Wamelink G.W.W., Ter Braak C.J.F. (2001). Relationship between epiphytic lichens, trace elements and gaseous atmospheric pollutants. *Environmental Pollution*, 112: 163-169.
- Van Haluwyn CH. and Lerond M. (1993). Guide de Lichens. Editions Lechevalier, Paris, 251-259.
- Van Haluwyn Ch. and Van Herk C.M. (2002). Bioindication: the community approach. In: Nimis P.L., Scheidegger Ch., Wolseley P.A., (Eds.). *Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens*. Dordrecht, the Netherland: Kluwer Academic Publishers, pp 39-64.
- Van Haluwyn Ch. (2009). Quelle place et Quelles perspectives pour la biosurveillance végétale dans les études de la qualité de l'air en France. *Air Pur*, 77: 5-10.
- Van Haluwyn Ch., Asta J., Béguinot J., Botineau M., Deruelle S., Lerond M., Roux C. (1986). Lichens et environnement: Quelques travaux français depuis 1970. *Bull. Soc. bor. Fr. Actual. bot.*, 133(2): 81-112.
- Van Haluwyn Ch., Asta J., Boissière J.C., Clerc P., Gaveriaux J.P. (2012). Guide des lichens de France: lichens des sols. Belin, France, 223 p.
- Van Haluwyn Ch., Asta J., Gaveriaux J.P. (2013). Guide des Lichens de France: Lichens des arbres. Belin, France, 239 p.
- Van Haluwyn Ch., Cuny D., Garrec J.P. (2011). Définition, Concepts et Enjeux Généraux de la Biosurveillance de la qualité de l'air. *Pollution Atmosphérique*, Numéro Spécial: 7-12.
- Van Haluwyn Ch., Lerond M. (1986). Les lichens et la qualité de l'air, évolution méthodologique et limites. Ministère de l'Environnement, Paris, 207 p.
- Van Herk C.M. (1999). Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist*, 31(1): 9-20.

- Van Herk C.M. (2017). Monitoring van korstmossen in de provincie Drenthe, 1991 - 2016. Lichenologisch Onderzoeksbureau Nederland (LON), Wielewaal, 42: 1-63.
- Vangronsveld J. and Clijsters H. (1994). Toxic Effects of Metals. In: Farago M.E., (Ed.). Plants and the Chemical Elements: Biochemistry, Uptake, Tolerance and Toxicity. VCH Verlagsgesellschaft, pp 150-171.
- VDI-Richtlinie 3799, Blatt 1. (1995). Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen mit Flechten: Flechtenkartierung.-VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Bd. 1, Beuth-Verlag, Berlin.
- Veschambre S. (2006). Caractérisation et quantification des éléments traces métalliques dans les dépôts et les particules atmosphériques de la vallée d'Aspa (Pyrenées). Mise en place d'indicateurs de la qualité de l'air liés au trafic routier. Thèse de doctorat de l'université de Pau et de pays de l'Adour, 436 p.
- Vust M. and von Arx B. (2006). Les lichens terricoles du canton de Genève, inventaire, liste rouge et mesures de conservation. Domaine nature et paysage du Canton de Genève (DT), 26 p.
- Vust M., Clerc P., Habashi C., Mermilliod J.C. (2015). Liste Rouge des lichens du canton de Genève. Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, 159 p.
- Wainwright S.J. and Beckett P.J. (1975). Kinetic studies on the binding of zinc ions by the lichen *Usnea florida* (L.) Web. New Phytol., 75: 91-98.
- Wall D.H. and Moore J.C. (1999). Interactions un derground soil biodiversity, mutualism, and ecosystem processes. BioScience, 49(2): 109-117.
- Walther D.A., Ramelow G.J., Beck, J.N. (1990). Temporal changes in metal levels of the lichens. *Parmotrema Praesorediosum* & *Ramalina Stenospora*, Southwest Louisiana. Water Air Soil Pollut., 53: 189-200.
- Wang L.S., Narui T., Harada H., Culberson C.F., Culberson W.L. (2001). Ethnic Uses of Lichens in Yunnan, China. The Bryologist, 104(3):345-349.
- Wirth V. (1993). Trendwende bei der Ausbreitung der anthropogen geför-
derten Flechte *Lecanora conizaeoides* ? Phytocoenologia, Berlin- Stuttgart, 23: 625-636.
- Wirth V. (1995). Flechtenflora. Verlag Ulmer, 580 p.
- Wittig R. (1993). General Aspects of Biomonitoring Heavy Metals by Plants. In: Markert B. (Ed.). Plants as biomonitors - Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VHC Press, Weinheim, Germany, pp 3-27.
- Wolterbeek B. (2002). Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. Environmental Pollution, 120: 11-21.
- Wolterbeek H.T., Garty J., Reis M.A., Freitas M.C. (2003). Biomonitors in use: lichens and metal air pollution. In: Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (Eds.). Bioindication and Biomonitoring. Elsevier Science Ltd., Oxford, pp 377-419.

Wolterbeek H.Th. and Verburg T.G. (2004). Atmospheric metal deposition in a moss data correlation study with mortality and disease in the Netherlands. *The Science of the Total Environment*, 319: 53-64.

Yuan X., Xiao S., Taylor T.N. (2005). Lichen-Like Symbiosis 600 Million Years Ago. *Science*, 308: 1017-1020.

Zeng D., Zhou S., Ren B., Chen T. (2015). Bioaccumulation of Antimony and Arsenic in Vegetables and Health Risk Assessment in the Superlarge Antimony-Mining Area, China. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2015(1): 1-9.

Sites Web

Site web n°1: Journal Officiel de la République Algérienne n°24
https://www.smt.dz/media/file/149/d_06_1382_5dfb4a84c90750.68536592.pdf
(consulté le 16.05.2017)

Site web n°2: Journal Officiel de la République Algérienne n°79 du 23 décembre 2001, p3
<http://www.cntppdz.com/uploads/loi%202002.pdf> (consulté le 20.08.2018)

Site web n°3: Journal National (La Nouvelle République 13.07.2012)
<https://www.djazairss.com/fr/lnr/215630> (consulté le 07.02.2018)

Site web n°4: Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
<https://www.mate.gov.dz> (consulté le 10.03.2018)

Site web n°5: Association française de lichénologie: <http://www.afl-lichenologie.fr>.(consulté le 2016)

Site web n°6: l'AFNOR, 2008 (Norme NF-X43-903)
biosurv.appanpc.fr/_front/Pages/page.php?cat=2&item=2&page=4 (consulté le 02.06.2018)

Site web n°7: Journal Officiel de la République Algérienne n°03 du 04 Janvier 2012, p 12
<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/alg110463.pdf> (consulté le 07.02.2019)

Annexes

Annexe 1: Échelles de bio-indication lichénique de la qualité de l'air.

▪ **Tableau 1:** Échelle d'estimation de la pollution soufrée en Grande Bretagne à partir des lichens sur écorces acides: méthode Hawksworth & Rose, (1970).

Zone	Les espèces lichéniques	Teneur en SO₂ (µg·m⁻³)
0	Absence d'épiphyte	
1	<i>Pleurococcus viridis</i> (algue)	> 170
2	<i>Lecanora conizaeoides</i> , <i>Pleurococcus viridis</i>	≈ 150
3	<i>Lecanora conizaeoides</i> , <i>Lepraria incana</i>	≈ 125
4	<i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Chaenotheca ferruginea</i> , <i>Lecanora expallens</i> , <i>Lecidea scalaris</i> , <i>Parmelia saxatilis</i> , <i>P. sulcata</i>	≈ 70
5	<i>Calicium viride</i> , <i>Evernia prunastri</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Lecanora chlorotera</i> , <i>Lepraria candelaris</i> , <i>Parmelia saxatilis</i> , <i>P. glagratula</i> , <i>P. subrudecta</i> , <i>Parmeliopsis ambigua</i> , <i>Pertusaria amara</i> , <i>Plastimatia glauca</i> , <i>Ramalina farinacea</i>	≈ 60
6	<i>Alectoria fuscescens</i> , <i>Graphis elegans</i> , <i>Parmelia caperata</i> , <i>P. exasperatula</i> , <i>P. revoluta</i> , <i>P. tilacea</i> , <i>Pertusaria albescens</i> , <i>P. hymenea</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i>	≈ 50
7	<i>Arthonia impolita</i> , <i>Parmelia caperata</i> , <i>P. exasperatula</i> , <i>P. revoluta</i> , <i>P. tiliacea</i> , <i>Pertusaria hemisphaerica</i> , <i>Rinodina roboris</i> , <i>Usnea subfloridana</i>	≈ 40
8	<i>Normandina pulchella</i> , <i>Parmelia perlata</i> , <i>P. reticulata</i> , <i>Rinodina roboris</i> , <i>Usnea ceratina</i> , <i>U. rubiginea</i>	≈ 35
9	<i>Lobaria amplissima</i> , <i>L. pulmonaria</i> , <i>Dimerella diluta</i> , <i>Pachyphiale cornea</i> , <i>Usnea florida</i>	≈ 30
10	<i>Lobaria amplissima</i> , <i>L. scrobiculata</i> , <i>Pannaria</i> sp., <i>Sticta limbata</i> , <i>Teloschistes flavicans</i> , <i>Usnea articulata</i> , <i>U. filipendula</i>	pur

▪ **Tableau 2:** Échelle d'estimation de la qualité de l'air dans le Nord de la France: méthode Van Haluwyn & Lerond, (1986).

Zone	Niveau de pollution (SO ₂)	Les espèces lichéniques
A	pollution extrêmement forte	<i>Pleurococcus viridis</i>
B	pollution très forte	<i>Buellia punctata</i> , <i>Lecanora conizaeoides</i>
C	pollution forte	<i>Lecanora expallens</i> , <i>Lepraria incana</i>
D	pollution assez forte	<i>Diploicia canescens</i> , <i>Lecidella elaeochroma</i> , <i>Phaeophyscia orbicularis</i> , <i>Physcia tenella</i> , <i>Xanthoria polycarpa</i>
E	pollution moyenne	<i>Candelariella xanthostigma</i> , <i>Evernia prunastri</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Parmelia sulcata</i> , <i>Physcia adscendens</i> , <i>Physconia grisea</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i> , <i>Xanthoria parietina</i>
F	pollution faible	<i>Parmelia acetabulum</i> , <i>P. caperata</i> , <i>P. glabratula</i> , <i>P. pastillifera</i> , <i>P. soledians</i> , <i>P. subaurifera</i> , <i>P. subrudecta</i> , <i>P. tiliacea</i> , <i>Pertusaria amara</i> , <i>P. pertusa</i> , <i>Phlyctis argena</i> , <i>Ramalina farinacea</i> , <i>R. fastigiata</i> , <i>Xanthoria candelaria</i>
G	pollution très faible	<i>Anaptychia ciliaris</i> , <i>Parmelia perlata</i> , <i>P. reticulata</i> , <i>P. revoluta</i> , <i>Physcia aipolia</i> , <i>Physconia distorta</i> , <i>Ramalina fraxinea</i>

▪ **Tableau 3:** Échelle d'estimation de la pollution azotée: méthode Lallemand et al. (1996).

zone 1 (excès de charge azotée)	zone 2 (forte charge azotée)	zone 3 (moyenne charge azotée)	zone 4 (faible charge azotée)	zone 5 (aucune atteinte azotée)
<i>Diploicia canescens</i>	<i>Diploicia canescens</i>	<i>Diploicia canescens</i>	<i>Diploicia canescens</i>	
<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	
	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Evernia prunastri</i>
	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Physcia adscendens</i>
	<i>Physcia tenella</i>	<i>Physcia tenella</i>	<i>Physcia tenella</i>	<i>Physcia tenella</i>
		<i>Parmelia subrudecta</i>	<i>Parmelia subrudecta</i>	<i>Parmelia subrudecta</i>
		<i>Parmelia subaurifera</i>	<i>Parmelia subaurifera</i>	<i>Parmelia subaurifera</i>
		<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Parmelia sulcata</i>
		<i>Parmelia perlata</i>	<i>Parmelia perlata</i>	<i>Parmelia perlata</i>
		<i>Ramalina fastigiata</i>	<i>Ramalina fastigiata</i>	<i>Ramalina fastigiata</i>
		<i>Ramalina farinacea</i>	<i>Ramalina farinacea</i>	<i>Ramalina farinacea</i>
		<i>Ramalina fraxinea</i>	<i>Ramalina fraxinea</i>	<i>Ramalina fraxinea</i>
			<i>Parmelia caperata</i>	<i>Parmelia caperata</i>
			<i>Parmelia glabratula</i>	<i>Parmelia glabratula</i>

Annexe 2: Catalogue de certains lichens identifiés dans la région de BBA.



Squamarina cartilaginea



Collema crisoum



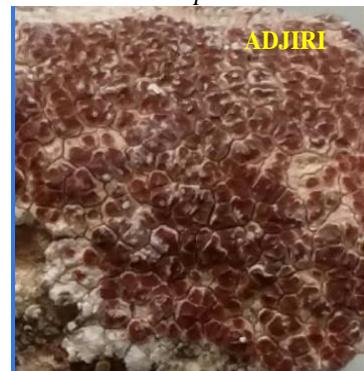
Lecanora pruinosa



Lecanora semipallida



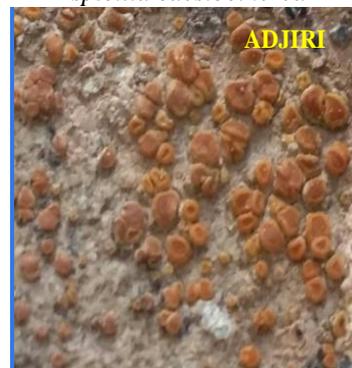
Aspicilia caesiocinerea



Caloplaca rubelliana



Aspicilia candida



Caloplaca crenularia



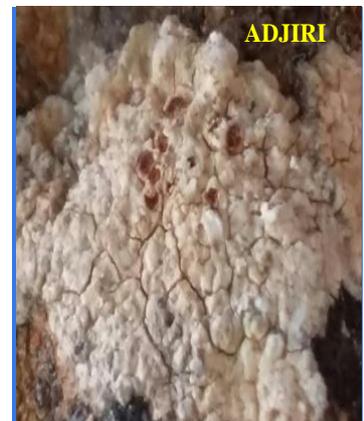
Lecanora dispersa



Toninia candida



Placynthium nigrum



Caloplaca erythrocarpa

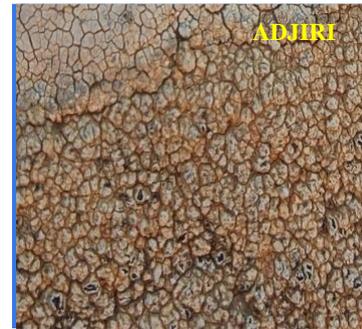
Annexe 2: Catalogue de certains lichens identifiés dans la région de BBA (suite)



Caloplaca velana



Xanthoria elegans



Aspicilia cupreogrisea



Aspicilia calcarea



Physcia adscendens



Xanthoria parietina



Amandinea punctata



Physcia aipolia



Physconia perisidiosa



physcia stellaris



Parmelina tiliacea



Caloplaca flavorubescens



Parmeliopsis ambigua



Lecanora meridionalis



Physcia tenella

Annexe 2: Catalogue de certains lichens identifiés dans la région de BBA (suite)



Physcia leptalea



Lecanora chlarotera



Parmelina pastillifera



Evernia prunastri



Acrocordia gemmata



Lecanora conizaeoides



Lecanora argentata



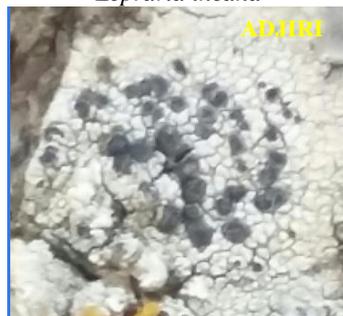
Lepraria incana



Physconia distorta



Physconia grisea



Acrocordia gemmata



Xanthoria polycarpa



Rinodina roboris



Buellia griseovirens



Bacidia rubella

Annexe 2: Catalogue de certains lichens identifiés dans la région de BBA (suite)



Parmelia sulcata



Caloplaca flavorubescens



Caloplaca ferruginea



Lecanora argentata



Dendrographa decolorans



Candelariella xanthostigma



Hypogymnia farinacea



Caloplaca cerina



Coenogonium pineti



Physcia biziana



Ochrolechia pallescens



Pertusaria coccodes



Ochrolechia androgyna



Trapeliopsis flexuosa



Xanthoria parietina

Annexe 3: Calculs les indices lichéniques: exemple la station du Colla (8).**▪ Calcul de l'abondance lichénique (AL)**

L'abondance des lichens est la somme de fréquence moyenne d'espèces identifiées dans la station échantillonnée, elle est calculée à partir de la moyenne de fréquence (présence de chaque espèce sur la totalité des carrés) sur le nombre d'arbre échantillonné.

Tableau 1: Calcul de l'abondance lichénique (AL) dans la station du Colla.

Espèces identifiées	Arbres échantillonnés						Fréquence moyenne
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	
<i>Acrocordia gemmata</i>	0	0,7	0	0	0	0,5	0,2
<i>Evernia prunastri</i>	0	0	0	0	0,4	0	0,066
<i>Lecanora meridionalis</i>	0	0	0,9	0	0	0	0,15
<i>Lecanora argentata</i>	0,6	0	0	0,7	0,5	0	0,3
<i>Lepraria incana</i>	0	0	0	0,8	0	0	0,133
<i>Physcia adscendens</i>	0,8	0	0	0	0	0	0,133
<i>Physcia aipolia</i>	1	0,6	1	0	0	0,9	0,583
<i>Physcia tenella</i>	1	1	0	0,8	0,7	0,8	0,716
<i>Physconia distorta</i>	0	0,5	0	0	0	0	0,083
<i>Physcia stellaris</i>	0	0	0	0	0	0,7	0,116
<i>Xanthoria parietina</i>	0,9	0,9	1	0,8	1	1	0,933
<i>Xanthoria polycarpa</i>	0,2	0,5	0,4	0	0,9	0	0,333
AL							3,75

Annexe 3: Calculs les indices lichéniques (suite)▪ **Estimation de l'indice soufré (SO₂).**

Huit des espèces de lichens présentes à la station de Colla sont répertoriées dans le tableau de l'indice soufré (en rouge) (Van Haluwyn & Lerond, 1986). La zone correspondante est G, représentée par *Physconia distorta* et *Physcia aipolia*. Le niveau de pollution soufrée est très faible.

Tableau 2: Estimation de l'indice soufré (SO₂) dans la station du Colla

Zone	Niveau de pollution (SO ₂)	Les espèces lichéniques
A	pollution extrêmement forte	<i>Pleurococcus viridis</i>
B	pollution très forte	<i>Buellia punctata</i> , <i>Lecanora conizaeoides</i>
C	pollution forte	<i>Lecanora expallens</i> , <i>Lepraria incana</i>
D	pollution assez forte	<i>Diploicia canescens</i> , <i>Lecidella elaeochroma</i> , <i>Phaeophyscia orbicularis</i> , <i>Physcia tenella</i> , <i>Xanthoria polycarpa</i>
E	pollution moyenne	<i>Candelariella xanthostigma</i> , <i>Evernia prunastri</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Parmelia sulcata</i> , <i>Physcia adscendens</i> , <i>Physconia grisea</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i> , <i>Xanthoria parietina</i>
F	pollution faible	<i>Parmelia acetabulum</i> , <i>P. caperata</i> , <i>P. glabratula</i> , <i>P. pastillifera</i> , <i>P. soredians</i> , <i>P. subaurifera</i> , <i>P. subrudecta</i> , <i>P. tiliacea</i> , <i>Pertusaria amara</i> , <i>P. pertusa</i> , <i>Phlyctis argena</i> , <i>Ramalina farinacea</i> , <i>R. fastigiata</i> , <i>Xanthoria candelaria</i>
G	pollution très faible	<i>Anaptychia ciliaris</i> , <i>Parmelia perlata</i> , <i>P. reticulata</i> , <i>P. revoluta</i> , <i>Physcia aipolia</i> , <i>Physconia distorta</i> , <i>Ramalina fraxinea</i>

Annexe 3: Calculs les indices lichéniques (suite)▪ **Estimation de l'indice azoté (N)**

Certaines espèces de lichens identifiées à la station de Colla, elles sont répertoriées dans le tableau de l'indice azoté (en rouge) (Lallemant *et al.*, 1996). La zone correspondante est la zone 3, représentée par *Evernia prunastri*, *Physcia adscendens* et *Physcia tenella*. Le niveau de pollution azotée dans la station du colla est moyen.

Tableau 3: Estimation de l'indice azoté dans la station du Colla

zone 1 (excès de charge azotée)	zone 2 (forte de charge azotée)	zone 3 (moyenne de charge azotée)	zone 4 (faible de charge azotée)	zone 5 (aucune atteinte azotée)
<i>Diploicia canascens</i>	<i>Diploicia canascens</i>	<i>Diploicia canascens</i>	<i>Diploicia canascens</i>	-
<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	-
-	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Evernia prunastri</i>	<i>Evernia prunastri</i>
-	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Physcia adscendens</i>	<i>Physcia adscendens</i>
-	<i>Physcia tenella</i>	<i>Physcia tenella</i>	<i>Physcia tenella</i>	<i>Physcia tenella</i>
-	-	<i>Parmelia subrudecta</i>	<i>Parmelia subrudecta</i>	<i>Parmelia subrudecta</i>
-	-	<i>Parmelia subaurifera</i>	<i>Parmelia subaurifera</i>	<i>Parmelia subaurifera</i>
-	-	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Parmelia sulcata</i>
-	-	<i>Parmelia perlata</i>	<i>Parmelia perlata</i>	<i>Parmelia perlata</i>
-	-	<i>Ramalina fastigiata</i>	<i>Ramalina fastigiata</i>	<i>Ramalina fastigiata</i>
-	-	<i>Ramalina farinacea</i>	<i>Ramalina farinacea</i>	<i>Ramalina farinacea</i>
-	-	<i>Ramalina fraxinea</i>	<i>Ramalina fraxinea</i>	<i>Ramalina fraxinea</i>
-	-	-	<i>Parmelia caperata</i>	<i>Parmelia caperata</i>
-	-	-	<i>Parmelia glabratula</i>	<i>Parmelia glabratula</i>

Annexe 3: Calculs les indices lichéniques (suite)▪ **Calcul de l'indice de la VDL**

Sur chaque arbre (A), le nombre des carrés dans lesquelles est présente une espèce de lichen est identifiée sur un total de 10 carrés, et la somme de ces fréquences pour toutes les espèces de lichens trouvées par arbre (c'est à dire 45 pour l'arbre 1 (A1), 42 pour l'arbre 2 (A2), 33 pour l'arbre 3 (A3)... La VDL est la moyenne des sommes de fréquences de tous les arbres échantillonnés:

Tableau 4: Calcul l'indice de la VDL dans la station du Colla

Espèces identifiées	Arbres échantillonnés					
	A1	A2	A3	A4	A5	A6
<i>Acrocordia gemmata</i>	0	7	0	0	0	5
<i>Evernia prunastri</i>	0	0	0	0	4	0
<i>Lecanora meridionalis</i>	0	0	9	0	0	0
<i>Lecanora argentata</i>	6	0	0	7	5	0
<i>Lepraria incana</i>	0	0	0	8	0	0
<i>Physcia adscendens</i>	8	0	0	0	0	0
<i>Physcia aipolia</i>	10	6	10	0	0	9
<i>Physcia tenella</i>	10	10	0	8	7	8
<i>Physconia distorta</i>	0	5	0	0	0	0
<i>Physcia stellaris</i>	0	0	0	0	0	7
<i>Xanthoria parietina</i>	9	9	10	8	10	10
<i>Xanthoria polycarpa</i>	2	5	4	0	9	0
Somme de fréquences	45	42	33	31	35	39

$$\frac{45 + 42 + 33 + 31 + 35 + 39}{6} = 37,5$$

Annexe 3: Calculs les indices lichéniques (suite)**▪ Calcul de l'indice de l'IPA**

Après avoir déterminé le nombre d'espèces accompagnantes qui coexistent avec chaque espèce (nombre total des espèces présentes dans chaque station étudié moins un) soit 11 pour la station de Colla, l'indice écologique (Q) se détermine par (la somme du nombre des espèces accompagnantes présentes sur tous les stations étudiés / par le nombre total des stations ou l'espèce est apparu), soit 18 pour l'espèce *Acrocordia gemmata*, et les fréquences (f) de chaque espèce (la moyenne de recouvrement d'une espèce / par le nombre d'arbre), l'IPA se détermine par la somme des indices $Q \times f$ multiplié par 1/10, soit 45,53 pour la station du Colla.

Tableau 5: Calcul l'indice de l'IPA dans la station du Colla

Espèces identifiées	Q	f
<i>Acrocordia gemmata</i>	18	0,2
<i>Evernia prunastri</i>	18	0,08
<i>Lecanora meridionalis</i>	15,5	0,15
<i>Lecanora argentata</i>	13,71	0,3
<i>Lepraria incana</i>	10,5	0,13
<i>Physcia adscendens</i>	10,62	0,14
<i>Physcia aipolia</i>	11,6	0,58
<i>Physcia tenella</i>	10,44	0,72
<i>Physconia distorta</i>	12,5	0,08
<i>Physcia stellaris</i>	10,64	0,12
<i>Xanthoria parietina</i>	9,82	0,33
<i>Xanthoria polycarpa</i>	11,83	0,93

Annexe 4: Publications internationales

Scholars Academic Journal of Biosciences (SAJB)

Abbreviated Key Title: Sch. Acad. J. Biosci.

©Scholars Academic and Scientific Publisher

A Unit of Scholars Academic and Scientific Society, India

www.saspublisher.com

ISSN 2347-9515 (Print)

ISSN 2321-6883 (Online)

Natural Resources

Bio-Monitoring of Metal Trace Elements by Epiphytic Lichen in the Bordj Bou Arreridj Area, East of AlgeriaAdjiri Fatima¹, Ramdani Messaoud^{1*}, Lograda Takia¹ and Chalard Pierre²¹Laboratory of Natural Resource Valorisation, SNV Faculty, Setif 1 University, 19000 Setif, Algeria²SIGMA Clermont, Campus des Cezeaux, CS 20265, 63178 Aubière cedex France**Original Research Article*****Corresponding author**

Ramdani Messaoud

Article History

Received: 04.02.2018

Accepted: 13.02.2018

Published: 28.02.2018

DOI:

10.21276/sajb.2018.6.2.12



Abstract: The objective of this study is to use a bio-sensor in order to assess environmental by metal trace elements (MTE) contamination in the Bourdj Bou Arreridj region, East of Algeria. The sampling of biological material from 32 locations was performed using a natural bioaccumulator represented by a lichenic species; *Xanthoria parietina*. Samples were taken and ten heavy metals (Fe, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb and Zn) were selected for analysis. The metal content recorded in various sampled sites were found greatly fluctuating and exceeded standard values with the exception of Pb at the Kseur and Ghilassa locations. The level of Fe was very high in all sampled locations with an average of $(43184.4 \pm 16373.7 \text{ mg/Kg})$. This important accumulation of MTE in thalli was correlated to road and rail traffic as well as to industrial activities. These results show the tolerance of *X. parietina* to metallic stresses and therefore its effectiveness as a bio-sensor in the bio-monitoring programs assessing air quality.

Keywords: Metal trace elements; bio-monitoring; bio-accumulation; *Xanthoria parietina*; Bourdj Bou Arreridj; Algeria.

INTRODUCTION

The level of urban air pollution is due to the intensive development of industry, road traffic, population density and urbanization, leading to the degradation of air quality [1, 2]. Bio-monitoring of air quality is the use of responses, at all levels, of biological organisms to predict and reveal environmental alterations and to follow its evolution [3]. Bio-monitoring is a very effective operational tool [2, 4-6].

It is a complementary method to the physico-chemical analyzes and highlights the impregnation of the environment by the metallic trace elements (MTE) [7].

The MTE, known as heavy metals or toxic metals, are widely reputed pollutants emitted into the atmosphere by a large number of natural and anthropogenic sources [8-10]. Epiphytic cryptogams are gaining increasing importance in environmental bio-monitoring because they can absorb and accumulate elements in their systems [11-12].

Bio-indication studies involving lichens provide much information on the qualitative status of the environment and are useful for assessing the long-term effects of bio-monitoring programs [2]. Lichens are among the most commonly used cryptogamic organisms in the bio-monitoring of MTE in air [2, 13-14]. Foliaceous lichens are highly tolerant to metal trace

elements and reflect the history of the environment [11-12, 15]. *Xanthoria parietina* is the most widely used lichen in bio-monitoring studies [2, 13, 16-19].

The aim of this study is to assess MTE environmental contamination by drawing up a map of the distribution of pollution in the 32 municipalities of the Bordj Bou Arreridj province (BBA), East of Algeria, using the lichen *Xanthoria parietina*.

MATERIALS AND METHODS**Sample Collection**

The foliaceous lichen *Xanthoria parietina*, widespread in the studied areas and widely used in similar studies in several countries, has been selected as a bio-accumulator [16]. Samples were collected in 34 locations spread throughout the Bordj Bou Arreridj (BBA) province (Figure 1).

Adjiri Fatima *et al.*, Sch. Acad. J. Biosci., Feb 2018; 6(2): 199-208

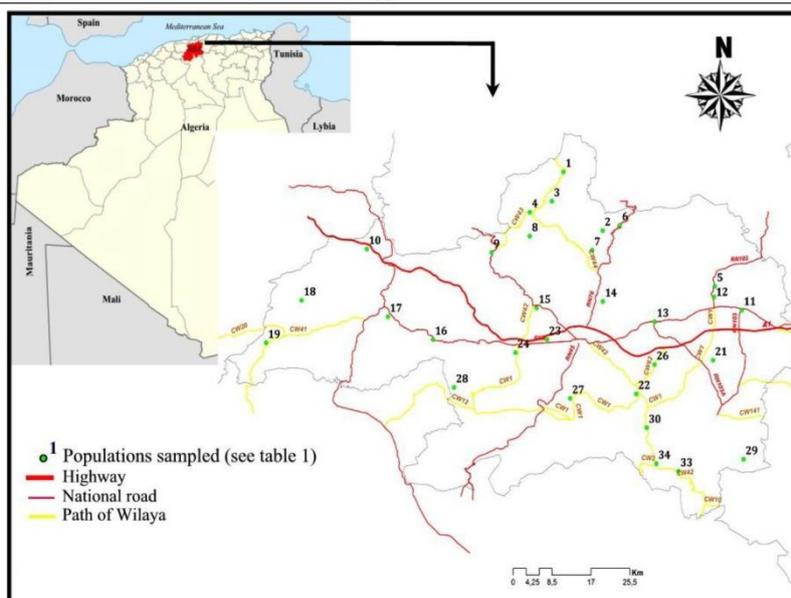


Fig-1: Sampled populations of *Xanthoria parietina*

Samples were collected avoiding the usage of tools or containers which may contaminate them (we avoided steel tools or stainless steel containers whose walls contain pigments based on trace elements such as PVC). Each sampled site consists of an area of a maximum 100 m², located near high traffic roads and secondary roads. The geographical coordinates of each sampled area were noted using a GPS (Table 1). The BBA province is characterized by a semi-arid continental climate, with hot dry summers and severe winters. Rainfall is inadequate and irregular both in time and space.

Samples treatment

Lichen samples were digested in the laboratory in aseptic conditions, using a mixture of HNO₃/HF/H₂O in Teflon containers [20-21]. A solution of our samples is prepared using the grinded solid material to which 10 ml of 40% hydrofluoric acid (HF) and 3 ml of 70% perchloric acid (HClO₄) were added. Evaporation takes place on a hotplate at 160°C. After a quasi-total evaporation, 1 ml of 65% nitric acid (HNO₃) and 10 ml of distilled water were added. The samples are then left for 30 min at 4°C in the refrigerator.

The dissolution of the residue is performed by placing the samples on a hotplate at 60°C for 1h. The resulting mixture is transferred to a 100 ml flask for filtration, adjusting the volume with distilled water.

Adjiri Fatima *et al.*, Sch. Acad. J. Biosci., Feb 2018; 6(2): 199-208**Table-1: Geographic coordinates of the sampled areas**

Code	Locations	Latitude North (N)	Longitude East (E)	Altitude (m)
1	El Main	36° 21' 59.907"	4° 43' 56.866"	983
2	Tassameurt	36° 15' 52.732"	4° 48' 11.329"	629
3	Tefreg	36° 18' 39.333"	4° 42' 30.243"	1131
4	Djaafra	36° 17' 33.561"	4° 39' 42.894"	1335
5	Khelil	36° 10' 1.578"	5° 1' 25.946"	964
6	Bordj Zemoura	36° 15' 59.677"	4° 50' 21.156"	913
7	Ouled Dahmane	36° 13' 41.188"	4° 46' 50.138"	1250
8	Colla	36° 15' 32.299"	4° 39' 43.326"	1250
9	Teniet En Nasr	36° 13' 34.759"	4° 35' 21.930"	1250
10	Ouled Sidi Brahim	36° 13' 52.071"	4° 20' 31.498"	580
11	Ain-Taghrout	36° 7' 31.180"	5° 4' 44.572"	907
12	Bir Kasdali	36° 9' 0.853"	5° 1' 16.698"	955
13	Sidi Embarek	36° 6' 13.896"	4° 54' 29.289"	1011
14	Hasnaoua	36° 8' 17.610"	4° 48' 13.622"	993
15	Medjana	36° 7' 55.621"	4° 40' 20.503"	1052
16	Mansoura	36° 4' 16.060"	4° 28' 21.561"	807
17	El M'hir	36° 6' 57.042"	4° 23' 2.713"	557
18	Haraza	36° 8' 20.085"	4° 12' 52.610"	1201
19	Ben Daoud	36° 3' 59.274"	4° 8' 42.662"	1050
20	Tixter	36° 2' 49.300"	5° 5' 8.592"	947
21	Ain Tesra	36° 2' 17.28"	5° 0' 75.81"	1039
22	El Anseur	36° 1' 47.470"	4° 53' 80.124"	980
23	Bordj Bou Arreridj	36° 4' 22.548"	4° 41' 31.452"	901
24	El Achir	36° 3' 10.771"	4° 37' 54.631"	967
25	Ras El Oued	35° 56' 58.912"	5° 2' 2.774"	1078
26	Belimour	35° 58' 40.738"	4° 52' 25.165"	937
27	El Hamadia	35° 58' 24.081"	4° 44' 29.356"	819
28	Ksour	36° 59' 29.014"	4° 30' 39.281"	1250
29	Ouled Brahem	35° 51' 53.737"	5° 4' 55.452"	1259
30	Bordj Ghédir	35° 55' 8.500"	4° 53' 22.47"	1387
31	Taglait	35° 50' 35.347"	4° 57' 10.404"	1434
32	Ghilassa	35° 51' 35.031"	4° 54' 39.110"	1171

Analytical methods for MTE concentration measurements in lichens

The concentrations of the following elements; Fe, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Sb and Zn, were determined by Atomic Absorption Spectro-photometry with Flame (AASF). There are no established standards

of trace elements concentration in lichens [22]. To interpret the results of each element studied we used as a standard reference, values of the European Commission BCR information CRM-482 (Table 2) [23].

Table-2: Certified CRM-482 values of trace elements (mg/kg) using AASF

MTE	Symbols	Certified values	Uncertainty
Lead	Pb	40.9	1.40
Copper	Cu	7.03	0.19
Cadmium	Cd	0.56	0.02
Zinc	Zn	100.6	2.20
Nickel	Ni	2.47	0.07
Chrome	Cr	4.12	0.15
Cobalt	Co	0.32	0.03
Iron	Fe	804	160
Manganese	Mn	33.0	0.50
Antimony	Sb	0.35	0.09

Adjiri Fatima *et al.*, Sch. Acad. J. Biosci., Feb 2018; 6(2): 199-208

Statistical Analysis

Data were first subjected to Principal Components Analysis (PCA) to examine the relationship among the trace elements and the bio-accumulation by lichens, and also the relation between the presence of these elements and the pollution. Cluster analysis (UPGMA) was carried out on the original variables and on the Manhattan Distance Matrix to look for hierarchical associations among the

elements and the locations. Statistical analyses were carried out using STATISTICA 10 software.

RESULTS

The concentrations of metal elements (Fe, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb and Zn) accumulated in the *Xanthoria parietina* were determined by Atomic Absorption Spectro-photometry with Flame (Table 3).

Table-3: MTE concentrations in *Xanthoria parietina* (mg/kg dry weight)

Stations	Pb	Mn	Fe	Cu	Sb	Cd	Co	Zn	Ni	Cr
1 El Main	110	800	65900	78	158	3	638.04	611.37	99.93	380.95
2 Tassameurt	120	1300	68500	80	194	3	658.15	348.55	77.16	321.09
3 Tefreg	96	800	46400	56	203	4	605.36	376.47	101.32	376.87
4 Djaafra	89	1300	72800	63	187	3	692.5	614.25	93.89	406.8
5 Khelil	133	500	36600	35	219	3	347.3	437.36	3.72	202.72
6 Bordj Zemoura	105	400	29000	51	163	3	416.84	323.88	42.3	274.83
7 Ouled Dahmane	111	400	45100	36	253	4	668.2	484.19	52.99	334.69
8 Colla	60	700	32900	33	185	3	674.91	433.4	98.07	387.76
9 Teniet En Nasr	81	500	47800	55	145	2	673.23	482.75	95.75	406.8
10 Ouled Sidi Brahim	110	1300	71400	68	167	3	714.29	514.28	105.51	395.92
11 Aïn Taghrout	206	500	40700	28	212	5	254.29	916.87	30.68	127.89
12 Bir Kasdali	114	300	36000	36	210	4	389.19	372.87	26.96	201.36
13 Sidi Embarek	115	1300	73000	67	162	3	579.39	497.7	46.01	293.88
14 Hasnaoua	136	800	48900	65	238	3	527.44	408.72	90.17	359.18
15 Medjana	173	700	46400	87	226	4	600.34	429.97	95.28	390.48
16 Mansoura	90	600	43800	52	183	3	581.06	469.96	123.63	434.01
17 El M'hir	96	500	46000	67	178	3	811.48	438.8	100.4	472.11
18 Haraza	93	400	50200	66	170	3	772.1	360.8	118.52	443.54
19 Ben Daoud	71	900	58000	33	186	3	814.83	570.66	133.4	428.57
20 Tixter	169	400	32800	24	243	5	283.62	983.52	16.27	144.22
21 Aïn Tesra	86	400	30100	43	164	3	434.44	471.04	7.44	229.93
22 El Anseur	99	1100	63200	76	190	3	488.06	539.67	43.69	292.52
23 Bordj Bou Arreridj	68	400	17000	23	93	3	601.17	549.4	38.58	303.4
24 El Achir	120	600	40800	39	194	3	711.77	390.34	107.83	378.23
25 Ras El Oued	93	400	29500	23	175	4	297.86	431.96	3.3	161.9
26 Belimour	66	500	23500	38	182	3	633.01	347.65	54.38	303.4
27 El Hamadia	58	900	42100	37	174	3	572.69	480.41	88.31	348.3
28 Ksour	6	900	24200	27	226	3	591.12	451.23	95.75	386.39
29 Ouled Brahem	95	700	45100	51	190	3	380.81	364.77	4.65	165.99
30 Bordj Ghédir	91	500	37100	62	233	3	457.06	364.77	32.07	227.21
31 Taglaït	67	400	30100	23	171	3	426.06	406.92	19.99	239.46
32 Ghilassa	23	300	7000	72	102	3	510.68	377.56	30.68	209.52
<i>Average</i>	98,4	671.9	43184.4	49.8	186.8	3.3	556.5	476.6	65	313.4
<i>SD</i>	39,5	312.4	16373.7	19.3	35.7	0.6	152.6	145.9	40.3	97.3
<i>CV%</i>	40,1	46,5	37,9	38,8	19,1	18,2	27,4	30,6	62,0	31,1
<i>Min</i>	6	300	7000	23	93	2	254.3	323.9	3.3	127.9
<i>Max</i>	206	1300	73000	87	253	5	814.8	983.52	133.4	472.1
<i>Certified standard</i>	40.9	33	804	7.03	0.35	0.6	0.32	100.6	2.47	4.12

The MTE concentrations in the 32 sampled sites are found highly variable. It is noted that the (Fe) concentrations are too high in the thalli. The high Fe rate hid the variability of the rest of the elements in the

analysis (Figure 2a), this element was removed and a second analysis was performed to reveal the variability of the MTE in *X. parietina* (Figure 2b).

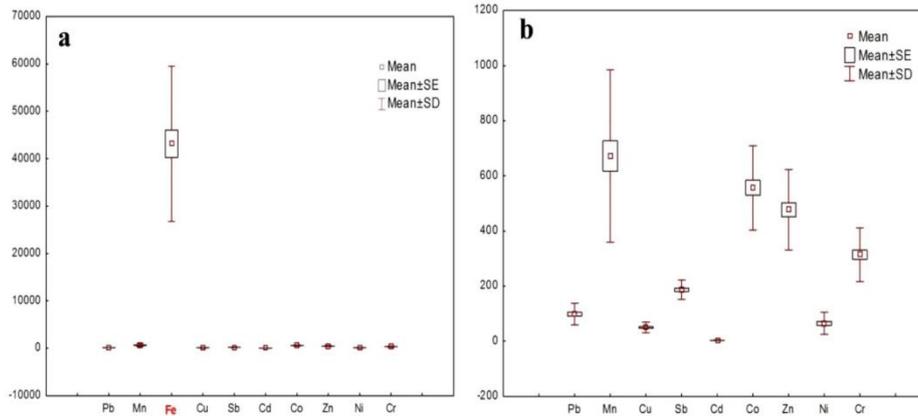


Fig-2: Variability of MTE concentrations in *X. parietina* thalli

The Fe element exhibits the highest mean concentration in *X. parietina* samples with $(43184.4 \pm 16373.7 \text{ mg / kg})$, while Cd is the least abundant in the thalli $(3.3 \pm 0.6 \text{ mg / kg})$. The metals concentrations analyzed are distributed in the following order: Fe > Mn > Co > Zn > Cr > Sb > Pb > Ni > Cu > Cd.

Fe showed the greatest variation followed by Mn $(671.9 \pm 312.4 \text{ mg/kg})$. Concentration levels of Co, Zn and Cr are relatively close and exceed standard values. The mean concentrations of Sb and Pb found in rural and urban communes are relatively similar $(186.8 \pm 35.7 \text{ mg / kg})$ and $(98.4 \pm 39.5 \text{ mg / kg})$, while

concentrations of Ni and Cu are the lowest in order of appearance after the Cd.

The three-dimensional spatial projection of the stations, based on the first three axes resulting from the PCA, shows the separation of populations into two more-or-less distinct groups, thus isolating three Ghilassa, Ain Taghroute and Tixter areas (Figure 3). The concentrations of MTE found in the thalli at Ain Taghrout and Tixter are high and similar, especially Cd and Zn, exceeding standard values. On the other hand, at the Ghilassa station, the thalli accumulate low concentrations of MTE, while the Pb concentration is below the standard values (40.6 mg / kg) .

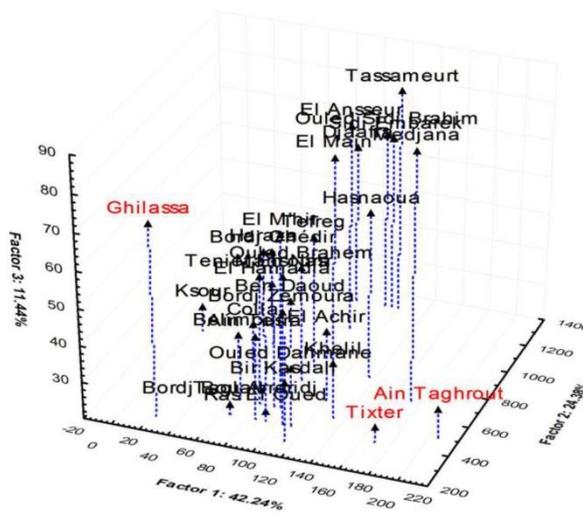


Fig-3: Spatial projection of stations based on the first three axes from the PCA

Adjiri Fatima *et al.*, Sch. Acad. J. Biosci., Feb 2018; 6(2): 199-208

The use of UPGMA, a statistical method based on the Unweighted pair average and the distance from city-block (Manhattan), reflects heterogeneity in metal

accumulation in *X. parietina* thalli and confirms disaggregation of the studied sites into several clades (figure 4).

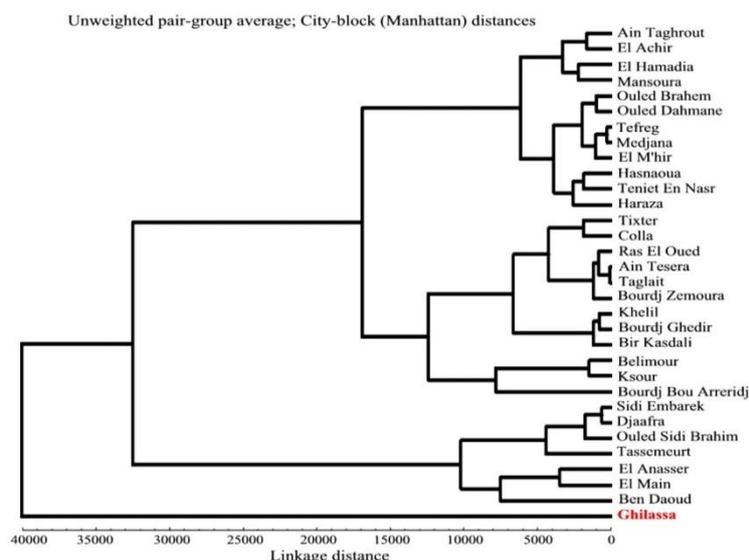


Fig-4: UPGMA based on the concentration of heavy metals

The first group is represented by the station of Ghilassa with a low MTE accumulation in the thalli, while the second group splits into two branches; The Sidi Embarek, Djaafra, Ouled Sidi Brahim, Tassemeurt, El Anasseur, El Main and Ben Daoud stations with a very high Fe accumulation, exceeding standard values (804 mg / kg). The remaining sites form an amalgam representing the same groups as those coming from the PCA. Sites with high concentrations of Pb and Zn in the thalli are located close to high traffic road axes such as Ain Taghrouit and Tixter and then decrease in low traffic stations.

DISCUSSION

Assessment of levels of contamination in the BBA province for ten different metals showed Pb contamination values similar to those previously found in lichen thalli *X. parietina* in Italy [16], France [8, 24], Turkey [25], and Poland [10]. Generally, high concentrations of Pb measured in thalli near roads are closely related to vehicle emissions and fuel combustion [18, 25- 32]. In addition, in the studied areas the observed high concentrations of Pb may be related to the increase in industrial activities [8-9, 32], and the incineration of waste [24].

A low Pb accumulation in the southern mountainous sites (Kseur and Ghilassa) was observed with values between (6 and 23 mg / kg). However the concentration of Pb in northern mountainous sites was

high due to a higher air humidity level as suggested by some authors [14, 33].

The values of Zn in the thalli of *X. parietina* exceeded standard values. These high rates are due to traffic [18, 29] and industrial activities [25, 34]. The same Zn concentrations were observed in France [8-9, 24] and Turkey [25]; In contrast, low concentrations were found in Italy [16], Turkey [29] and Poland [10].

Cd concentrations are high in thalli and similar to the results observed in France [8, 9, 24], Turkey [25] and in Algeria [35]. Road traffic and anthropogenic activities [25, 36] contribute to the increase in Cd concentrations in the thalli of *X. parietina* [18, 29, 37]. The concentrations below standard values were observed in Italy [16] and Morocco [36].

The levels of Sb concentrations measured in the thalli of *X. parietina* are above standard values, whereas earlier studies in France [9, 31] and Spain [38] showed that Sb concentrations in the thalli are below standard values (0.35 mg / kg). According to the authors of these studies, high Sb levels were attributed mainly to road traffic, waste incineration and the production of batteries [9, 39]. Sb contamination spreads to rural areas where the maximum concentration is recorded in Ouled-Dahmane (253 mg / kg), and this high rate comes probably from sources outside the studied area, as reported reported by [31].

Adjiri Fatima *et al.*, Sch. Acad. J. Biosci., Feb 2018; 6(2): 199-208

The levels of iron (Fe) in lichenic thalli are very high. The results obtained are similar to those recorded in other countries such as France [24], Turkey [25], and Poland [10]. On the other hand, the concentrations recorded in Portugal by [40] are lower than the standard values. The high rate of Fe in the studied sites has been linked to geographical factors [10, 13, 25, 37]. The other explanation for the high level of Fe in the thalli is the accumulation of dust from anthropological activities [15, 25, 32, 37, 39, 40- 42].

The results of the Cu analysis show that the levels accumulated in the thalli are high and exceed standard values. The same remarks were observed in *X. parietina*, in France [9, 24] and in Poland [10]. The highest Cu contamination was observed especially in rural communities, while the lowest contamination levels were observed in high industrial stations. The high level of Cu in rural communes is probably due to the usage of pesticides and fertilizers that can be sources of copper emission [2, 9, 16, 25]. The presence of Cu in the thalli sampled in urban sites is due to road and rail traffic, as well as to metallurgical activity [9, 10].

The concentrations of Mn recorded in the thalli of *X. parietina* are almost identical to those reported in France [9, 24] and Turkey [25]. Approximately 50% of Mn in the air is of natural origin [10, 24, 37] and to this natural source can be added an anthropic source such as the usage of fertilizers due to agricultural activities [39].

Ni levels are high and there is a gradient of concentration of this element from west to east. The same observations are cited in literature in Italy [16], Turkey [25], France [9, 24] and Poland [10]. Nickel

pollution is linked to emissions from the metallurgical industry and combustion processes [10, 18].

Chromium concentrations in the studied areas are above standard values (4.12 mg/kg) and the same results were observed in other regions such as France [9] and Italy [18, 43]. The highest accumulation of Cr was observed in western sites; which then drops in eastern sites with a minimal concentration recorded at Ain Taghrout (127.89 mg / kg). Vehicle emissions and industrial activities can be important sources of air pollution by Ni and Cr [38].

High concentrations of Co in the thalli of *X. parietina* were observed at all studied locations. Dust from quarrying and building materials can be the main reason for these high concentrations [31] however, the metal industry may be an important source of cobalt [25] as lichenic thalli may accumulate more atmospheric elements when exposed for longer periods of time [29, 33].

The classification of the elements by cluster analysis revealed two main clusters of elements with similar affinities or characteristics (figure 5). Cluster 1, included Pb, Cd, Zn, and Sb, three out of the four elements of this group (Pb, Cd and Sb) showed constant or decreased alteration loads in the present study, while Zn showed a high percentage contamination in the studied areas.

A relationship between Cd and Zn is rather common in lichens [16, 44-45]. It may be due to anthropogenic sources or metabolic interactions, since these two elements are essential for lichen metabolism [46]. The correlation between Pb and Zn indicates some affinity with atmospheric particles [31, 47].

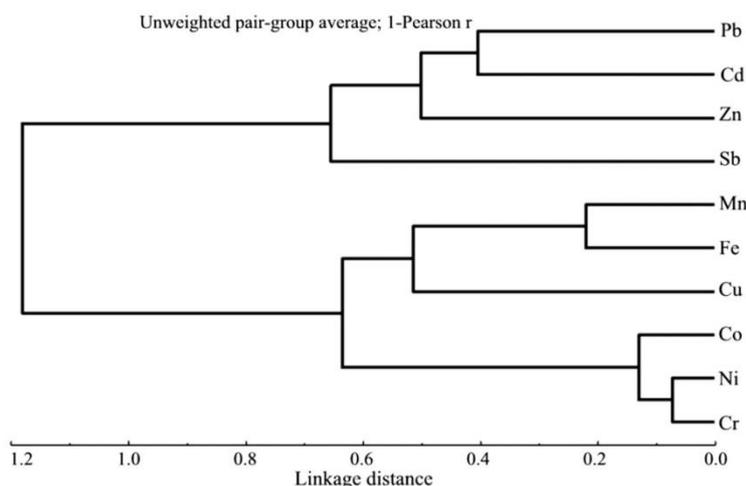


Fig-5: Cluster dendrogram of the elements in *X. parietina*

Adjiri Fatima *et al.*, Sch. Acad. J. Biosci., Feb 2018; 6(2): 199-208

A common feature between Cd and Zn, including the fact that they accumulate in lichen cells [48], and plant emissions are the results of indirect sources of Cd and Zn [25, 29]. According to [18], the found concentrations of Zn, Pb and Cd in sites which are far from sources of pollution are related to the usage of fertilizers and pesticides that are characteristic of the region.

Zn is generally related to the association of Pb and Cd elements. This phenomenon is ubiquitous in nature and its distribution in the atmosphere does not locate the source of the contamination [18]. More than 2% of Zn derives from vehicular traffic and of road dust; it is a component found in leaded and lead-free gasoline [10, 37, 49], confirming the significant accumulation of Zinc in thalli of lichen collected near the roads of the BBA region. 95% of Pb in plants is of atmospheric origin [10] and combustion of fuels remains the main sources of this toxic element in the environment even in mountainous areas [30].

The Sb is an element highly related to Pb in several industrial uses, because it increases the hardness of this element [9, 18]. The high coupling of Cd, Zn and Pb and their correlation with Sb also indicate their common sources in traffic activities along road axes [25]. These elements appear in vehicle components and lubricants [39], confirming that the contamination of the BBA region by these elements is of anthropogenic source.

The cluster 2 included Mn, Fe, Cu, Co, Ni and Cr, these relationships are in line with the results of other similar studies [16, 50]. All these elements substantially accumulate by particulate entrapment [32, 33, 51]. Further, the relationship of the two terrigenous macro-elements (Mn and Fe) with Ni and Cr confirmed the presence of anthropogenic influence on their distribution in lichen material. This suggested that trapped soil particulate in lichen thalli was a highly variable contribution which did not closely reflect the element concentrations in the atmosphere, but depended rather on environmental sources [15, 51].

CONCLUSION

The results of the present survey showed that the mean concentration of all ten elements in *X. parietina* thalli, with the exception of Cd, are included between middle to high naturalness classes. Multivariate analyses allowed us to find the main correlations among the groups of element taken into account in the present study. The changes in the concentrations of the MTE, contained in the thalli, can provide useful information on the long-term assessment of air pollution and to monitor the progress of the contamination phenomenon in the time. It is important to focus on the possibility of monitoring a large study area completely lacking an instrumental network for detecting this kind of anthropogenic impact. This confirms that lichen bio-

monitoring can be useful in risk assessment for human health and it can be a powerful tool for administrators involved in environmental planning.

ACKNOWLEDGEMENTS

The work was supported by Algerian MESRS and Chemical Laboratory of carbohydrates Heterocyclic of Clermont Ferrant, France

REFERENCES

1. Pinho P, Bergamini A, Carvalho P, Branquinho C, Stofer S, Scheidegger C, Mâgias C. Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological indicators*. 2012; 15: 36-42.
2. Parzych A, Zdunczyk A, Astel A. Epiphytic lichens as bioindicators of air pollution by heavy metals in an urban area (northern Poland). *Journal of Elementology*. 2016; 21(3).
3. Garrec JP, Van Haluwyn Ch. *Biosurveillance végétale de la qualité de l'air, concepts, méthodes et applications*. Editions Tec et doc, Lavoisier; Paris. 2002; 118p.
4. Rzepka MA, Cuny D. *Biosurveillance Végétale et Fongique des ETM Atmosphériques*. *Air Pur*. 2008; 75: 66-79.
5. Van Haluwyn Ch. *Quelle place et Quelles perspectives pour la biosurveillance végétale dans les études de la qualité de l'air en France*. *Air Pur*. 2009; 77: 5-10.
6. Van Haluwyn Ch, Cuny D, Garrec JP. *Définition, Concepts et Enjeux Généraux de la Biosurveillance de la qualité de l'air*. *Pollution Atmosphérique*. 2011; Numéro Spécial: 7-12.
7. Cuny D, Quarre S, Devred I, Jeanne B, Reynaert A, Rzepka MA, Cuny MA. *Evolution Spatiale et temporelle des concentrations en éléments traces métalliques de thalles de *Xanthoria parietina* récoltes sur la zone Industriale-Portuaire de Dunkerque*. *Air Pur*. 2009 ; 77: 43-49.
8. Cuny D, Rzepka MA, Van Haluwyn C. *Introduction à la biosurveillance végétale et Fongique de la qualité de l'air-Concept et intérêt*. *Spectra Analyse*. 2008 ; 264: 31-35.
9. Occelli F, Cuny MA, Devred I, Deram A, Quarré S, Cuny D. *Étude de l'imprégnation de l'environnement de trois bassins de vie de la région Nord-Pas-de-Calais par les éléments traces métalliques*. *Pollution Atmosphérique*. 2013; 220: 1-10.
10. Parzych A, Astel A, Zdunczyk A, Surowiec T. *Evaluation of urban environment pollution based on the accumulation of macro- and trace elements in epiphytic lichens*. *Journal of Environmental Science and Health*. 2016; 51(4): 297-308.
11. Paoli L, Corsini A, Bigagli V, Vannini J, Bruscoli C, Loppi S. *Long-term biological monitoring of environmental quality around a solid waste landfill assessed with lichens*. *Environmental Pollution*. 2012; 161: 70-75.

12. Ezeonyejaku CD, Obiakor MO. Spatial Biomonitoring of Trace Element Contamination and Atmospheric Quality Assessment. Am. J. Life. Sci. Res. 2013; 1(2): 67-73.
13. Nimis PL, Andreussi S, Pittao E. The performance of tow lichen species as bioaccumulators of trace metals. Sci. Total Environ. 2001; 275: 43-51.
14. Kar S, Samal AC, Maity JP, Santra SC. Diversity of epiphytic lichens and their role in sequestration of atmospheric metals. Int. J. Environ. Sci. Technol. 2014; 11: 899-908.
15. Branquinho C, Catarino F. Improving the use of lichens as biomonitors of atmospheric metal pollution. D.H. BROWN. School of Biological Sciences, University of Bristol, United Kingdom, Portugal. 1997; pp. 5-16.
16. Nimis PL, Lazzarin G, Lazzarin A, Skert N. Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto Z NE Italy. Sci. Total Environment. 2000; 255: 97-111.
17. Nimis PL, Scheidegger Ch, Wolsely PA. Monitoring with lichens-Monitoring lichens. Nato Science Series, IV. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 2002; 408p.
18. Scerbo R, Ristori T, Possenti L, Lampuganini L, Barale R, Barghigiani C. Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in pisa province (Tuscany, Italy). Sci. Total Environ. 2002; 286: 27-40.
19. Messaoud R, Takia L. The use of lichensbioindicators in the identification of air pollution.2015.
20. Rusu AM. Sample preparation of lichens for elemental analysis. InMonitoring with lichens— monitoring lichens 2002 (pp. 305-309). Springer, Dordrecht.
21. Hébrard-Labit C, Meffray L. Comparaison de méthodes d'analyse des éléments traces métalliques (ETM) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sur les sols et les végétaux.
22. Bettinelli M, Spezia S, Bizzarri G. Trace element determination in lichens by ICP-MS. Atomic Spectroscopy. 1996;17(3):133-41.
23. Quevauviller P, Herzig R, Muntau H. Certified reference material of lichen (CRM 482) for the quality control of trace element biomonitoring. Science of the total environment. 1996 Aug 30;187(2):143-52.
24. Dron J, Austruy A, Agnan Y, Giraudeau P, Chamaret P. Utilisation de la biosurveillance lichénique sur la zone industrielo-portuaire de Fos-sur-Mer: retour sur trois ans de suivi à l'échelle d'un territoire intercommunal. Pollution Atmosphérique. 2016; 228: 1-14.
25. Demiray AD, Yolcubal I, Akyol NH, Çobanğlu G. Biomonitoring of airborne metals using the Lichen *Xanthoria parietina* in Kocaeli Province, Turkey. Ecological Indicators. 2012; 18: 632-643.
26. Rahali M. Cartographie de la pollution plombique dans la région d'Alger en utilisant un lichen (*Xanthoria parietina*) comme bioaccumulateur. Pollution Atmosphérique. 2002 ; 175: 421-432.
27. Loppi S, Frati L, Paoli L, Bigagli V, Rossetti C, Bruscoli C, Corsini A. Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of Flavoparmelia caperata thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). Science of the Total Environment. 2004; 326: 113-122.
28. Maher BA, Moore C, Matzka J. Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves. Atmospheric Environment. 2008; 42: 364-373.
29. Kinalioglu K, Ozbucak TB, Kutbay HG, Huseyinova R, Bilgin A, Demirayak A. Biomonitoring of Trace Elements with Lichens in Samsun City, Turkey, Ekoloji. 2010; 75(19): 64-70.
30. Maatoug M, Medkour K, Ait Hammou M, Ayad N. Cartographie de la pollution atmosphérique par le plomb d'origine routière à l'aide de la transplantation d'un lichen bioaccumulateur *Xanthoria parietina* dans la ville de Tiaret (Algérie). Pollution Atmosphérique. 2010; 205: 93-101.
31. Agnan A, Séjalon-Delmas N, Probst A. Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in SW France:A story of lichens. Environmental Pollution. 2013; 172: 139-148.
32. Francová A, Chrástný V, Sillerová H, Vitková M, Kocourková J, Komárek M. Evaluating the suitability of different environmental samples for tracing atmospheric pollution in industrial areas. Environmental Pollution. 2017; 220(part A): 286-297.
33. Klimek B, Tarasek A, Hajduk J. Trace Element Concentrations in Lichens Collected in the Beskidy Mountains, the Outer Western Carpathians. Bull Environ Contam Toxicol. 2015; 94: 532- 536.
34. Lin YP, Chang TK, Chiung-Wen Shih CW, Tseng CH. Factorial and indicator kriging methods using a geographic information system to delineate spatial variation and pollution sources of soil heavy metals. Environmental Geology. 2002; 42: 900-909.
35. Sarmoum M, Djebbar R, Latreche K. Bioaccumulation de trois métaux lourds (Pb, Zn et Cd) par le lichen, *Xanthoria parietina*, dans la région Algéroise. Revue Ecologie Environnement. 2014 ; 10: 25-29.
36. Ouali-Alami FZ, Elabidi A, Mouhir L, Fekhaoui M, Serghini A. Utilisation des lichens comme bio-indicateurs de la pollution atmosphérique par le plomb, cadmium et zinc de la région de Rabat-Sale-Zemmour-Zaër (Maroc). Afrique Science. 2014; 10 (3): 89-106.

Adjiri Fatima et al., Sch. Acad. J. Biosci., Feb 2018; 6(2): 199-208

37. Aslan A, Cicek A, Yazici K, Karagoz Y, Turan M, Akkus F, Yildirim OS. The assessment of lichens as bioindicator of heavy metal pollution from motor vehicles activities. African Journal of Agricultural Research. 2013; 6(7): 1698-1706.
38. Achotegui-Castells A, Sardans J, Ribas A, Peñuelas J. Identifying the origin of atmospheric inputs of trace elements in the Prades Mountains (Catalonia) with bryophytes, lichens, and soil monitoring. Environmental Monitoring and Assessment. 2013; 185: 615-629.
39. Azimi S, Rocher V, Muller M, Moilleron R, Thevenot DR. Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). Science of the Total Environment. 2005; 337: 223-239.
40. Branquinho C, Gaio-Oliveira G, Augusto S, Pinho P, Maguas C, Correia O. Biomonitoring spacial and temporal impact of atmospheric dust from a cement industry. Environmental Pollution. 2008; 151: 292-299.
41. Nieboer E, Richardson HS, Tomassini FD. Mineral uptake and release by lichens: an overview. Bryologist. 1978; 81(2): 226-246.
42. Bargagli R. The elemental composition of vegetation and the possible incidence of soil contamination of samples. Science of the Total Environment. 1995; 176 (1-3): 121-128.
43. Scerbo R, Possenti L, Lampugnani L, Ristori T, Barale R, Barghigiani C. Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy). The Science of the Total Environment. 1999; 241: 91-106.
44. Loppi S, Pirintsos SA. Epiphytic lichens as sentinels of heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). Environ Pollut. 2003; 121(3): 327-332.
45. Brunialti G, Frati L. Biomonitoring of nine elements by the lichen *Xanthoria parietina* in Adriatic Italy: A retrospective study over a 7-year time span. Science of the Total Environment. 2007; 387: 289-300.
46. Ormrod DP. Impact of trace element pollution on plants. Air pollution and plant life/edited by Michael Treshow. 1984.
47. Gandois L and Probst A. Localisation and mobility of trace metal in silver fir needles. Chemosphere. 2012; 87(2): 204-210.
48. Loppi S. Licheni come bioaccumulatori di elementi in traccia: stato della ricerca in Italia. Biologia Ambientale; 2006; 20(2): 69-78.
49. Jeran Z, Mrak T, Jaćimović R, Batić F, Kastelec D, Mavsar R, Simončić P. Epiphytic lichens as biomonitors of atmospheric pollution in Slovenian forests. Environmental Pollution. 2007; 146: 324-331.
50. Bennett JP, Wetmore CM. Changes in element contents of selected lichens over 11 years in northern Minnesota, USA. Environ Exp Bot. 1999; 41: 75-82.
51. Loppi S, Pirintsos SA, De Dominicis V. Soil contribution to the elemental composition of epiphytic lichens (Tuscany, central Italy). Environ Monit Assess. 1999; 58: 121-131.

Annexe 4: Publications internationales (suite)

BIODIVERSITAS

Volume 20, Number 8, August 2019
Pages: 2329-2339

ISSN: 1412-033X
E-ISSN: 2085-4722
DOI: 10.13057/biodiv/d200831

Relationship between lichen diversity and air quality in urban region in Bourdj Bou Arreridj, Algeria

ADJIRI FATIMA, MESSAOUD RAMDANI*, TAKIA LOGRADA

Laboratory of Natural Resource Valorisation, SNV Faculty, Ferhat Abbas University Setif 1, 19000 Setif, Algeria
Tel : +213 658 101010 *email: ramdanimesaoud@yahoo.com

Manuscript received: 15 July 2019. Revision accepted: 25 July 2019.

Abstract. Fatima A, Messaoud R, Takia L. 2019. Relationship between lichen diversity and air quality in urban region in Bourdj Bou Arreridj, Algeria. *Biodiversitas* 20: 2329-2339. The lichenic biodiversity can be an excellent instrument for measuring air quality biomonitoring in urban and industrial areas. Two bio-monitoring techniques were used to assess and map the levels of air quality in Bordj Bou Arreridj region (BBA), an urban area located in Eastern Algeria, and to identify species sensitive to air pollution. The first one was based on the diversity and abundance of epiphytic lichens, while the other technique was using two bio-indication indices. Epiphytic lichens were sampled from thirty-four stations chosen on the basis of the presence of suitable phorophytes on which it is possible to observe lichens. The assessment of lichen biodiversity was based on the calculation of lichenic abundance indices (LA) and the Shannon index (H'). For the determination of the different levels of air pollution, the indices of atmospheric purity (IAP) and lichen diversity (LDV) were used. There were 62 identified species belong to 19 families and 31 genera of lichens, among which crustacean and foliose thalli were the most common in the region. Lichen biodiversity decreased as the sampled location approaching industrial sources and road traffic. The IAP ranged from 16.19-79.82 and LDV values ranged from 12.50-52.16. The results showed a significant relationship between lichen diversity and air quality, and indicated low atmospheric pollution in the BBA region. This study allowed us to draw up a list of sensitive species and tolerant species to air pollution.

Keywords: Air quality, Algeria, lichen biodiversity, lichen sensitivity

INTRODUCTION

Over recent decades, air quality has become environmental problem worldwide due to industrial activities and road traffic. Atmospheric monitoring has been necessary to control air quality and reduce pollution sources (Stamenković et al. 2010; Attanayaka and Wijeyaratne 2013). The evolution of conventional measurement methods continues to advance the monitoring of air quality. A bio-monitoring using living organism offers an interesting complementary tool to estimate the impact of atmospheric pollution (Pinho et al. 2004).

Epiphytic lichens are defined as "permanent control systems" for estimating air pollution (Conti and Cecchetti 2001). They are extremely sensitive to environmental changes because of their physiologies (Loppi 2019). Lichens are the most used species in bio-indication to detect and monitor air quality. The sensitivity of lichens is related to their biological characteristics due to the lack of cuticle and stomata which allows pollutants to penetrate the whole surface of the organism (Krick and Loppi 2002; Nimis et al. 2002; Giordani 2007; Stamenković et al. 2010; Agnan et al. 2017).

Bio-indication techniques have been established based on the composition of the lichenic flora (Sett and Kundu 2016), mainly the Shannon diversity index (H') (Shannon and Weaver 1964), the lichen diversity value index (LDV) (Asta et al. 2002) and the atmospheric purity index (IAP)

(LeBlanc and De Sloover 1970). These indices are used to estimate air pollution levels that affect lichen diversity (Van Haluwyn and Van Herk 2002; Krick and Loppi 2002; Svoboda 2007; Jayalal et al. 2015; Agnan et al. 2017), so that some environmental sources of pollution can be identified (Pinho et al. 2004; Das et al. 2013).

In this study, two quantitative bio-monitoring techniques were used, the first one is based on the diversity and abundance of epiphytic lichens and the second one is the use of two bio-indication indices. The purpose is to monitor and map the atmospheric pollution in Bordj Bou Arreridj region, and to establish a list of species sensitive to air pollution.

MATERIALS AND METHODS

Study area

Bordj Bou Arreridj (BBA) is an urban area located in northeast of Algeria with an area of 3920.42 Km². The region is characterized by a semi-arid continental climate with hot and dry summers, and harsh winters. Annual rainfall is irregular and varies between 300 and 700 mm/year. Epiphytic lichens from BBA province were sampled from 34 locations (municipalities) (Figure 1). The geographical coordinates of the sampled locations were recorded using GPS (Table 1).

Relationship between lichen diversity and air quality in urban region in Bourdj Bou Arreridj, Algeria

ADJIRI FATIMA, MESSAOUD RAMDANI*, TAKIA LOGRADA

Laboratory of Natural Resource Valorisation, SNV Faculty, Ferhat Abbas University Setif 1, 19000 Setif, Algeria

Tel : +213 658 101010 *email: ramdanimessaoud@yahoo.com

Manuscript received: 15 July 2019. Revision accepted: 25 July 2019.

Abstract. *Fatima A, Messaoud R, Takia L. 2019. Relationship between lichen diversity and air quality in urban region in Bourdj Bou Arreridj, Algeria. Biodiversitas 20: 2329-2339.* The lichenic biodiversity can be an excellent instrument for measuring air quality biomonitoring in urban and industrial areas. Two bio-monitoring techniques were used to assess and map the levels of air quality in Bordj Bou Arreridj region (BBA), an urban area located in Eastern Algeria, and to identify species sensitive to air pollution. The first one was based on the diversity and abundance of epiphytic lichens, while the other technique was using two bio-indication indices. Epiphytic lichens were sampled from thirty-four stations chosen on the basis of the presence of suitable phorophytes on which it is possible to observe lichens. The assessment of lichen biodiversity was based on the calculation of lichenic abundance indices (LA) and the Shannon index (H'). For the determination of the different levels of air pollution, the indices of atmospheric purity (IAP) and lichen diversity (LDV) were used. There were 62 identified species belong to 19 families and 31 genera of lichens, among which crustacean and foliose thalli were the most common in the region. Lichen biodiversity decreased as the sampled location approaching industrial sources and road traffic. The IAP ranged from 16.19-79.82 and LDV values ranged from 12.50-52.16. The results showed a significant relationship between lichen diversity and air quality, and indicated low atmospheric pollution in the BBA region. This study allowed us to draw up a list of sensitive species and tolerant species to air pollution.

Keywords: Air quality, Algeria, lichen biodiversity, lichen sensitivity

INTRODUCTION

Over recent decades, air quality has become environmental problem worldwide due to industrial activities and road traffic. Atmospheric monitoring has been necessary to control air quality and reduce pollution sources (Stamenković et al. 2010; Attanayaka and Wijeyaratne 2013). The evolution of conventional measurement methods continues to advance the monitoring of air quality. A bio-monitoring using living organism offers an interesting complementary tool to estimate the impact of atmospheric pollution (Pinho et al. 2004).

Epiphytic lichens are defined as "permanent control systems" for estimating air pollution (Conti and Cecchetti 2001). They are extremely sensitive to environmental changes because of their physiologies (Loppi 2019). Lichens are the most used species in bio-indication to detect and monitor air quality. The sensitivity of lichens is related to their biological characteristics due to the lack of cuticle and stomata which allows pollutants to penetrate the whole surface of the organism (Krick and Loppi 2002; Nimis et al. 2002; Giordani 2007; Stamenković et al. 2010; Agnan et al. 2017).

Bio-indication techniques have been established based on the composition of the lichenic flora (Sett and Kundu 2016), mainly the Shannon diversity index (H') (Shannon and Weaver 1964), the lichen diversity value index (LDV) (Asta et al. 2002) and the atmospheric purity index (IAP)

(LeBlanc and De Sloover 1970). These indices are used to estimate air pollution levels that affect lichen diversity (Van Haluwyn and Van Herk 2002; Krick and Loppi 2002; Svoboda 2007; Jayalal et al. 2015; Agnan et al. 2017), so that some environmental sources of pollution can be identified (Pinho et al. 2004; Das et al. 2013).

In this study, two quantitative bio-monitoring techniques were used, the first one is based on the diversity and abundance of epiphytic lichens and the second one is the use of two bio-indication indices. The purpose is to monitor and map the atmospheric pollution in Bordj Bou Arreridj region, and to establish a list of species sensitive to air pollution.

MATERIALS AND METHODS

Study area

Bordj Bou Arreridj (BBA) is an urban area located in northeast of Algeria with an area of 3920.42 Km². The region is characterized by a semi-arid continental climate with hot and dry summers, and harsh winters. Annual rainfall is irregular and varies between 300 and 700 mm/year. Epiphytic lichens from BBA province were sampled from 34 locations (municipalities) (Figure 1). The geographical coordinates of the sampled locations were recorded using GPS (Table 1).

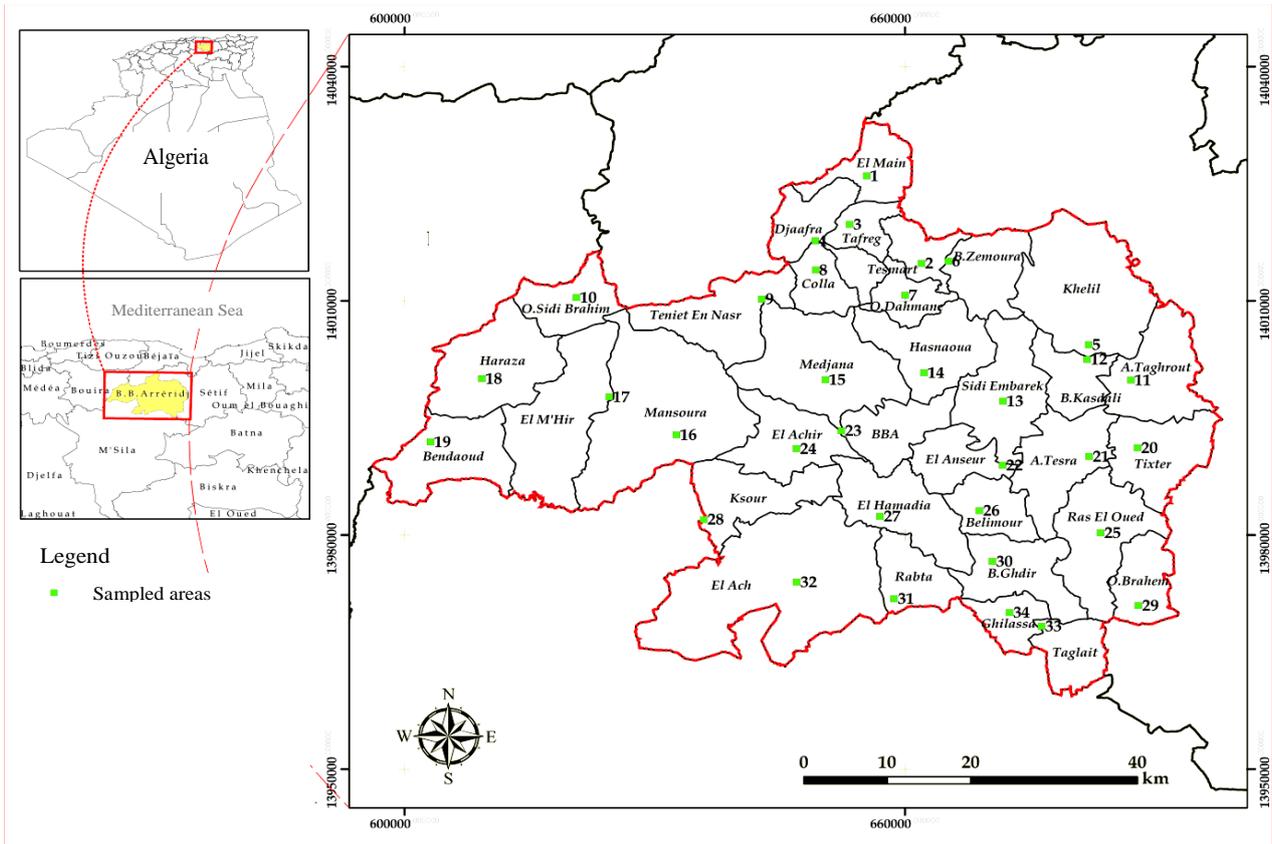


Figure 1. Sampled locations in Bourdj Bou Arreridj province, Algeria

Table 1. Geographic coordinates of the sampled locations

Locations	Latitude (N)	Longitude (E)	Altitude (m)
El Main	36°21'59.9"	4° 43'56.9"	983
Tassameurt	36°15'52.7"	4°48'11.3"	629
Tefreg	36°18'39.3"	4°42'30.2"	1131
Djaafra	36°17'33.6"	4°39'42.9"	1335
Khelil	36°10'1.6"	5°1'25.9"	964
Bordj Zemoura	36°15'59.7"	4°50'21.2"	913
Ouled Dahmane	36°13'41.2"	4°46'50.1"	1250
Colla	36°15'32.3"	4°39'43.3"	1250
Teniet En Nasr	36°13'34.8"	4°35'21.9"	1250
Ouled Sidi Brahim	36°13'52.1"	4°20'31.5"	580
Ain-Taghrout	36°7'31.2"	5°4'44.6"	907
Bir Kasdali	36°9'0.9"	5°1'16.7"	955
Sidi Embarek	36°6'13.6"	4°54'29.3"	1011
Hasnaoua	36°8'17.6"	4°48'13.6"	993
Medjana	36°7'55.6"	4°40'20.5"	1052
Mansoura	36°4'16.1"	4°28'21.6"	807
El M'hir	36°6'57.1"	4°23'2.7"	557
Haraza	36°8'20.1"	4°12'52.6"	1201
Ben Daoud	36°3'59.3"	4°8'42.7"	1050
Tixter	36°2'49.3"	5°5'8.6"	947
Ain Tesra	36°2'17.3"	5°0'75.8"	1039
El Anseur	36°1'47.5"	4°53'80.1"	980
Bordj Bou Arreridj	36°4'22.6"	4°41'31.5"	901
El Achir	36°3'10.8"	4°37'54.6"	967
Ras El Oued	35°56'58.9"	5°2'2.8"	1078
Belimour	35°58'40.8"	4°52'25.2"	937
El Hamadia	35°58'24.1"	4°44'29.4"	819

Ksour	35°58'22.8"	4°30'25.2"	1250
Ouled Brahem	35°51'53.7"	5°4' 55.5"	1259
Bordj Ghédir	35°55'8.5"	4°53'22.5"	1387
Rabta	35°52'40.8"	4°45'28.8"	834
El Ach	35°53'56.4"	4°37'44.4"	853
Taglait	35°50'35.4"	4°57'10.4"	1434
Ghilassa	35°51'35.1"	4°54'39.1"	1171

Sampling procedure

The sampled stations were chosen on the basis of the presence of suitable phorophytes on which it is possible to observe lichens. This work was carried out from May 2017 to July 2018. The quantification of the lichens was carried out by fixing a transparent grid (20 x 50 cm) consisting of 10 squares of 10 x 10 cm each on the most species-rich trunk faces, at a height of 100 to 150 cm above the ground to avoid any contamination by the soil (Kirschbaum and Wirth 1997; Asta et al. 2002; Bargagli and Nimis 2002; Conti 2008).

Lichens were identified in the field and unidentified samples were collected for identification in the laboratory. Determination guides and chemical reagents were used (Boistel 1986; Roux 1990; Jahns 1996; Van Haluwyn et al. 2013). A recovery coefficient was assigned to each species harvested.

Index calculations

The Shannon-Weaver diversity index (H') was calculated by using species abundances to measure the

lichen biodiversity of each location (Shannon and Weaver 1964; Lepš and Hadincová 1992). This index is based on the following formula: $H' = -\sum_{i=1}^{i=n} (P_i * \ln P_i)$

Where: H' : Diversity; i : lichenic species; P_i : the proportional abundance of i species; n : total number of species observed.

Two bio-indication markers were calculated to evaluate the pollution in the BBA area:

The lichen diversity value (LDV)

LDV is defined as the average of the sum of frequencies of the species found in the sampled trees (Asta et al. 2002) and formulated as follow:

$$LDV = \sum_{i=1}^{i=n} f_i / n$$

Where: f_i is the sum of the frequencies of all the species found on a sampled tree

The index of atmospheric purity (IAP)

IAP is an index of air quality determined from the flora of epiphytic lichens (LeBlanc and De Sloover 1970; Krick and Loppi 2002) and formulated as follow:

$$IAP = \frac{1}{10} \sum_{i=1}^{i=n} (Q_i * f_i)$$

Where: n : number of lichen species found in a location; Q_i is the ecological index of i species (the average number of species which coexist with each species); f_i is the recovery coefficient of each species.

Statistical analysis

The data were first subjected to the Principal Components Analysis (PCA) to examine the relationship between the indicators used in this study and the identification of existing relationships between biodiversity and the stations. Cluster analysis using Unweighted Pair Group Method with Average (UPGMA) was carried out on the original variables and on the Manhattan distance matrix to look for hierarchical associations among the populations. The cluster analyses were carried out using STATISTICA 10 software.

RESULTS AND DISCUSSION

Lichen diversity

The sampling of epiphytic lichens from 34 stations in the BBA region allowed us to identify a total of 62 lichen species (Table 2). It was found that the identified species belong to 31 genera (Figure 2.A), grouped into 19 lichenic families (Figure 2.B). Ten lichenic families are represented by one species and the rest of the species are distributed among 9 families. The *Parmeliaceae* and *Lecanoraceae* families are rich, with 10 lichen species each, followed by *Physciaceae* (9 species) and *Teloschistaceae* (8 species). In

the study area, the genera *Lecanora* and *Physcia* are the richest in species, while 22 genera are represented by a single species.

Biological richness and abundance showed a high heterogeneity among the stations studied. The lichen diversity values showed that *Xanthoria parietina* is the most common species found in the BBA region (Figure 3.A); it was present in all stations, with the exception of the Rabat and El-Ach stations. *Buellia griseovirens* and *Physcia tenella* were observed in 20 and 18 stations respectively, *Caloplaca ferruginea* and *Physcia aipolia* in 15 stations, *Physcia adscendens* in 13 stations, *Xanthoria polycarpa*, *Hypogymnia farinacea* and *Caloplaca flavorubescens* in 12 stations. The rest of the species were found in 2 through 11 stations. Overall, the lichen species were distributed into 37 crustose, 22 foliose, 1 fruticose, 1 squamulose, and 1 lepers morphologies (Figure 3.B).

Biodiversity index

The Shannon index (H') shows variability in the region with an average of 2.99 ± 1.11 and a relative standard deviation (RSD) of 37.12% (Table 3). The high values of the (H') index were recorded in the rural areas with the highest value (6.69) was recorded in the rural Teniet En-Nasr station. The low values of the (H') index were between 0.63 and 1.86, and were recorded in urban locations: El-M'hir, BBA, El Ansseur, Khelil, and El-Hamadia.

Air quality indices

The calculation of the index of atmospheric purity (IAP) and the index of lichen diversity (LDV) (Table 3) allowed us to estimate the air pollution in the BBA region.

LDV Index

We note that the LDV index shows a small variation in the region with an average of 30.04 ± 8.88 and a RSD of 29.56%. The results of the LDV index show that 79.41% of the sampled locations are characterized by a low diversity of lichens. The lowest values of the LDV were recorded at the El M'hir, El-Ach and BBA locations, indicating very low lichen diversity. On the other hand, the locations with higher values of the LDV were recorded in the rural locations of Ksour, Haraza and Teniet En-Nasr. These values indicate that these locations are characterized by moderate lichen diversity.

IAP Index

In the area studied, low variability of the IAP index was noted with a coefficient of variation of 29.09% and an average of 46.19 ± 13.44 . The values of the IAP index reveal the presence of three pollution zones in the BBA region according to the five-areas of the LeBlanc and De Sloover scale (1970). The polluted locations were grouped in zone III while the majority of the locations belonging to zone IV were slightly polluted locations. The rural location of Teniet En-Nasr, in the southwest of the BBA area, was the least polluted location in the region with a high value of IAP (79.82).

Table 2. Frequency of lichens in Bordj Bou Arreridj area, Algeria

Species	El Main	Tassameurt	Tefreg	Djaafra	Khelil	Bordj Zemoura	Ouled Dahmane	Colla	Thenit En Nasr	Ouled sidi Brahim	Ain Taghrout	Bir Kasdali	Sidi Embarek	Hasnaoua	Medjana	Mansoura	El M'hir	Haraza	Ben Daoud	Tixter	Ain Tesra	El Anasseur	B.B. Arreridj	El Achir	Ras El Oued	Belimour	El Hamadia	Ksour	Ouled Brahem	Bordj Ghédir	Rabta	El Ach	Taglait	Ghilassa	F.M				
<i>Acrocordia gemmata</i>							0.20	0.05																												0.01			
<i>Amandinea punctata</i>								0.08										0.25																			0.01		
<i>Bacidia arceutina</i>								0.22			0.18										0.25																0.02		
<i>Bacidia friesiana</i>																			0.20			0.13															0.01		
<i>Bacidia rubella</i>							0.13															0.22								0.15							0.01		
<i>Buellia griseovirens</i>	0.48		0.28	0.43	0.22			0.15			0.27	0.60	0.30	0.25			0.07			0.35		0.17	0.33	0.48	0.17	0.33		0.17			0.08	0.25	0.33	0.17		0.17			
<i>Caloplaca cerina</i>			0.25																	0.13	0.17			0.25	0.13												0.03		
<i>Caloplaca cerinella</i>											0.18	0.07				0.05				0.05								0.32	0.12	0.43							0.04		
<i>Caloplaca ferruginea</i>				0.70	0.48	0.15					0.15	0.18	0.05	0.45						0.38	0.32	0.07		0.23	0.37			0.62	0.60	0.40							0.15		
<i>Caloplaca flavorubescens</i>						0.50					0.18	0.12	0.30								0.12			0.43	0.13		1.00	0.47	0.05		0.42	0.60				0.13			
<i>Caloplaca hungarica</i>					0.13											0.23															0.07						0.01		
<i>Caloplaca pyracea</i>						0.17		0.08		0.12	0.05											0.22		0.07					0.08									0.02	
<i>Candelariella xanthostigma</i>							0.30																				0.17	0.15		0.28								0.03	
<i>Cetrelia olivetorum</i>																												0.13					0.37				0.01		
<i>Coenogonium pineti</i>				0.17					0.15	0.08											0.08							0.22										0.02	
<i>Dendrographa decolorans</i>					0.28					0.25	0.17		0.32					0.08					0.50	0.17					0.43	0.33	0.27							0.08	
<i>Evernia prunastri</i>							0.08	0.08																														0.005	
<i>Flavoparmelia caperata</i>																					0.17																	0.005	
<i>Hypocenomyce scalaris</i>				0.27		0.23				0.30	0.20			0.15						0.27	0.30		0.17											0.20	0.12	0.06			
<i>Hypogymnia farinacea</i>	0.50	0.08					0.47				0.05	0.12		0.30	0.05						0.18	0.10		0.07														0.07	
<i>Lecanographa amylacea</i>																																	0.23					0.01	
<i>Lecanora allophana</i>								0.23																															0.01
<i>Lecanora argentata</i>		0.22					0.30	0.20			0.03			0.08					0.45				0.40																0.05
<i>Lecanora carpinea</i>																															0.20	0.10						0.01	
<i>Lecanora chlarotera</i>			0.15			0.15		0.15		0.15													0.05																0.02
<i>Lecanora compallens</i>										0.22													0.15																0.01
<i>Lecanora conizaeoides</i>								0.17						0.15								0.67				0.32													0.04
<i>Lecanora meridionalis</i>							0.15	0.10			0.03								0.18																				0.01
<i>Lecanora praesistens</i>																															0.22	0.03						0.01	
<i>Lecanora rugosella</i>																												0.32										0.01	
<i>Lecanora strobilina</i>												0.17	0.25	0.23									0.17			0.17													0.03
<i>Lecidella elaeochroma</i>								0.08																															0.00
<i>Lepraria incana</i>	0.10						0.25	0.13						0.13	0.28								0.33				0.32	0.17	0.50					0.33				0.07	

Table 3. Indices of biodiversity and bio-indication

Studied stations	Biodiversity index			Bio-indication index		
	Percentage of specific diversity	Lichen abundance (LA)	Shannon index (H')	LDV	IAP	IAP areas*
El M'hir	6.45	1.25	0.99	12.50	16.19	Polluted (area III)
El Main	14.52	2.52	2.51	25.17	24.95	
Ain Taghrout	19.35	2.48	3.05	24.83	28.37	
Bordj Bou Arreridj	9.68	1.75	1.86	17.50	29.92	
Ben Daoud	11.29	2.43	2.05	25.50	30.45	
Hasnaoua	16.13	2.80	2.91	28.00	33.39	
Rabta	19.35	2.47	3.08	24.67	33.65	
Bir Kasdali	20.97	2.21	2.84	22.16	34.18	Slightly polluted (area IV)
Khelil	8.06	2.22	1.45	22.16	36.62	
El Ach	16.13	1.61	2.41	16.17	35.58	
Djaafra	17.74	3.65	2.93	38.16	39.83	
Tassameurt	12.9	3.1	2.16	34.33	42.75	
Mansoura	17.74	2.2	2.96	22	43.16	
Belimour	16.13	3.05	3.13	30.5	43.9	
Ras El Oued	16.13	2.73	3.04	27.33	45.00	
Colla	19.35	3.76	3.14	37.66	45.53	
Tixter	14.52	2.45	2.36	24.5	47.01	
Ain Tesra	25.81	3.78	4.62	37.83	47.27	
Medjana	17.74	2.5	2.93	25	47.35	
Tefreg	22.58	3.58	3.71	35.83	47.59	
Sidi Embarek	16.13	2.95	2.73	29.5	48.05	
Ouled Sidi Brahim	17.74	3.18	3.25	31.83	49.31	
Ouled Dahmane	17.74	3.53	3.01	36.5	51.23	
El Hamadia	8.06	2.03	1.44	20.33	54.22	
Haraza	24.19	4.41	4.08	44.16	54.35	
El Anseur	4.84	2	0.63	20	54.76	
Taglait	17.74	3.94	3.37	37.66	54.76	
Ghilassa	19.35	3.8	3.66	38	57.51	
Ouled Brahem	22.58	4.55	3.73	36.5	57.65	
El Achir	19.35	2.95	3.54	29.5	60.00	
Bordj Zemoura	20.97	3.18	4.05	38.33	61.39	
Bordj Ghédir	17.74	3.15	3.16	31.5	65.07	
Ksour	22.58	4.28	4.29	43.66	69.64	
Teniet En Nasr	41.94	5.21	6.69	52.16	79.82	Unpolluted (area V)
<i>Average</i>	17.46	2.99	2.99	30.04	46.19	
<i>SD</i>	6.60	0.90	1.11	8.88	13.44	
<i>RSD</i>	37.80	30.10	37.12	29.56	29.09	

Note: * Pollution zones based on the IAP scale according to Le Blanc and De Sloover (1970): 1-5.5 (extremely polluted zone); 5.6-15.5 (heavily polluted area); 15.6-35.5 (polluted area); 35.6-75.5 (weakly polluted zone); > 75.6 (non-polluted area)

The first clade is represented by the Teniet En-Nasr location, as the unpolluted location, with a significant abundance of lichens (5.21%) forming nine families. It represents the greatest lichen diversity of the region studied. The second clade is divided into two branches. The first branch is represented by the El-M'hir location which showed very low lichen abundance (1.25%) and a very low percentage of specific diversity (6.45%). On the other hand, the second branch which is in turn subdivided into two sub-branches includes the rest of the stations with low lichen abundance values, with the exception of Bordj Bou Arreridj, Hamadia, El-Anseur, Mansoura, El-Ach, Khelil

and Bir Kasdali stations.

Coupling the bio indication and biodiversity indices

In order to determine the different levels of air quality in the BBA region, a distribution of the locations was carried out based on the coupling of the bio indication and biodiversity indices (Figure 7).

The highest values of the IAP (79.82%) and the LDV (52.16%) were recorded at Teniet En-Nasr in which 26 species were found. This rural mountain location is separated from the rest of the studied locations with a rich epiphyte diversity and clean air quality. Followed by the

locations of Haraza, Ksour, Ain Tesra and Ouled Brahem, these locations are characterized by a fairly pure air quality. All locations have a moderate air quality; i.e. moderately polluted, with a variety of medium epiphytic lichens and the majority of these locations are far from industrial sources.

On the other hand, several stations namely: El-Ansneur, Bordj Bou Arreridj, Ben Daoud, El-Hamadia, El-Main and

Tixter have a slightly polluted air. These stations are located near roads, factories and quarries, and generally this type of pollution causes poor lichen diversity. We note in particular that the El-M'hir station recorded the lowest values of the IAP and LDV indices with 16.19% and 2.50% respectively.

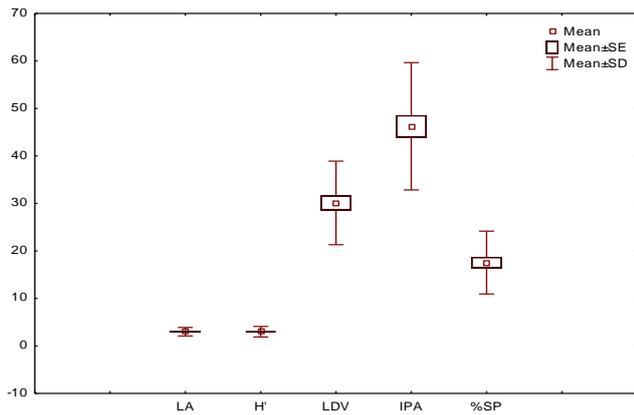


Figure 4. Variability of biodiversity and bio-indication indices

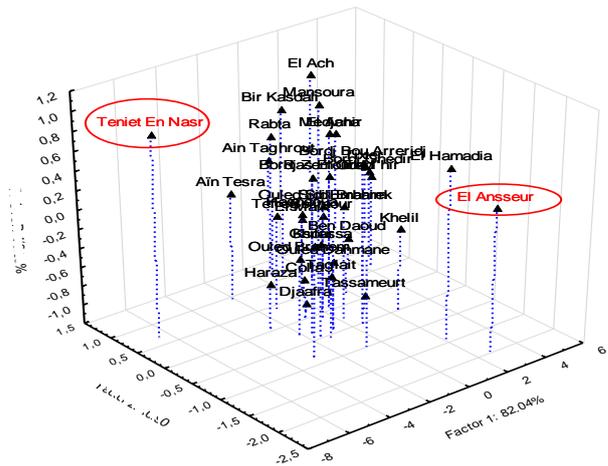


Figure 5. Spatial projection of locations based on the first three axes from the PCA

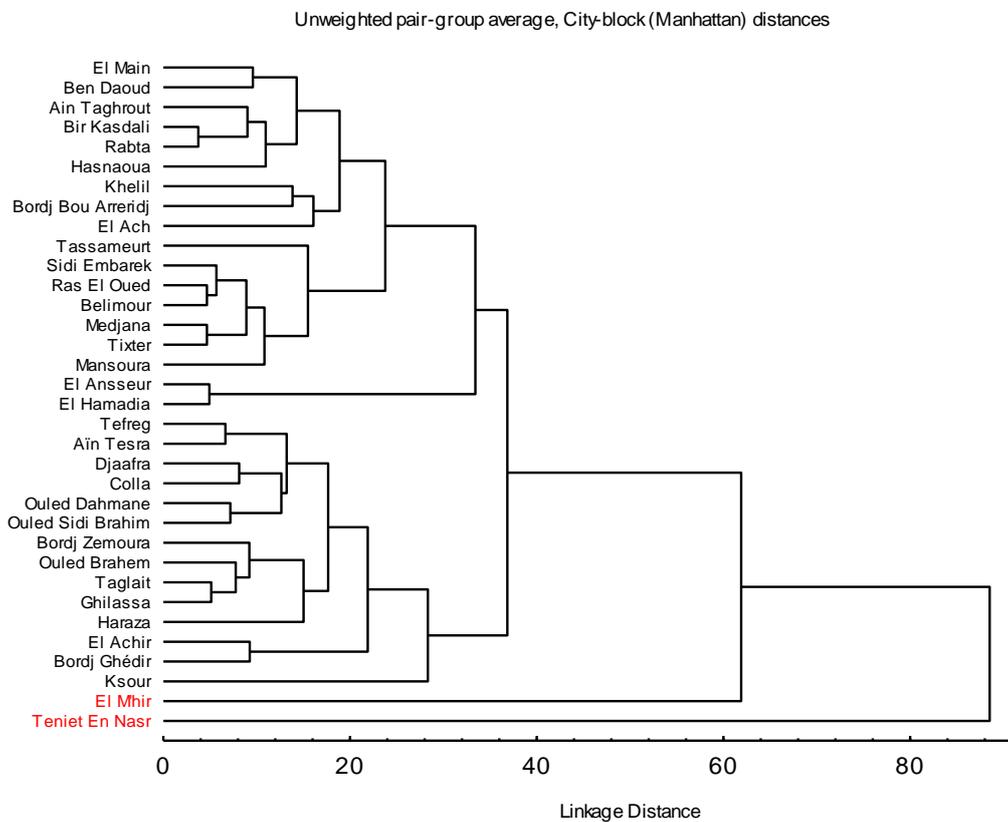


Figure 6. The result of clustering analysis using UPGMA based on the abundance of lichens

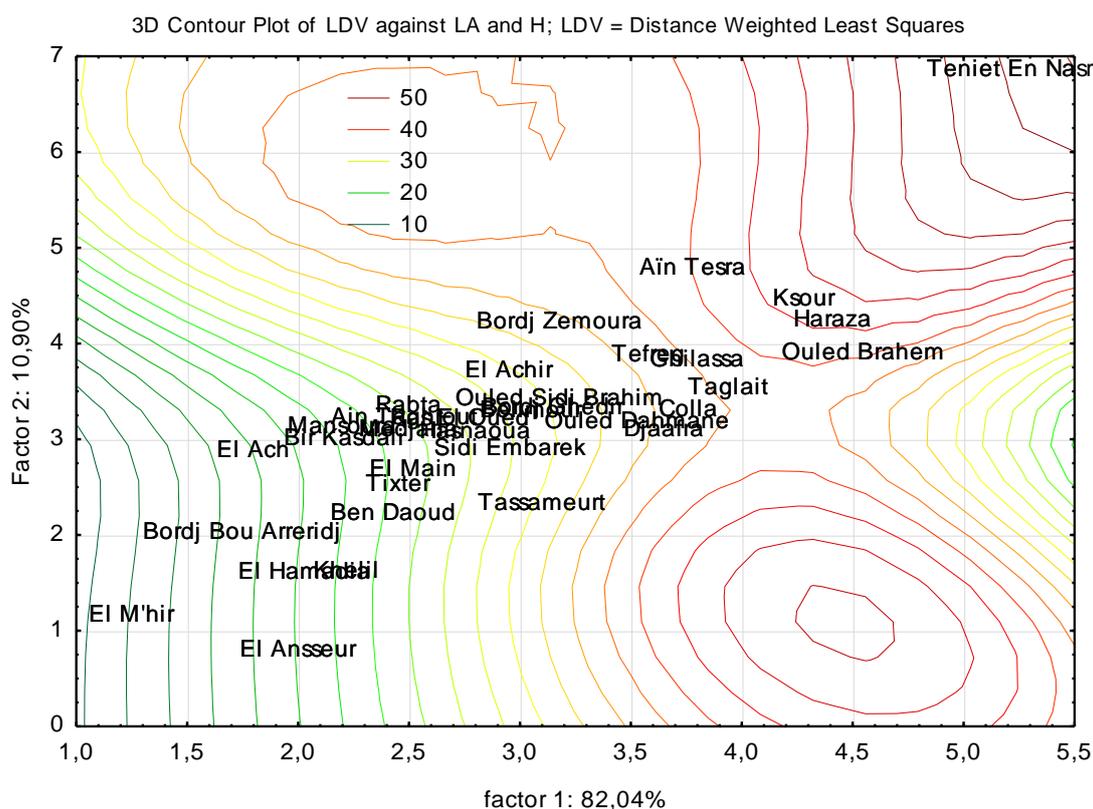


Figure 7. The map of air pollution in Bordj Bou Arreridj area, Algeria

Discussion

The results of the diversity of lichens in this study are similar to those found in urban areas in Algeria (Rebbas et al. 2011; Douibi et al. 2015; Lograda et al. 2015), in Italy (Giordani 2007) and in India (Das et al. 2013). In contrast, in southwest Portugal in the city of Sines, Llop et al. (2012) found different results.

Rich epiphyte vegetation with high species diversity was observed in rural stations, far from sources of pollution. The same observations have been reported by several authors (Batic and Mayrhofer 1996; Cazaux and Saint-Cricq 2010; Das et al. 2013; Agnan et al. 2017; Khastini et al. 2019). This diversity is influenced by important air humidity (Jayalal et al. 2015). The rural locations of El Ach, Ksour, El Main, Tassameurt and Taglait have a low specific diversity, which is probably due to the presence of a significant amount of the resin on the trunks of phorophytes which poisons lichens (Agnés and Galinou 1993; Kirschbaum and Wirth 1997).

A decrease of the specific diversity (< 20%) was found at the urban locations of Ras El-Oued, El-Anseur, El-M'hir, El-Hamadia, Khelil, Tixter and Bordj Bou Arreridj. These locations are characterized by industrial activities (small industries and quarries) as well as the density of road traffic which cause the epiphytic vegetation to regress (Agnés and Galinou 1993; Gombert et al. 2004; Seaward 2008; Llop et al. 2012; Das et al. 2013; Sett and Kundu 2016; Khastini et al. 2019), Attanayaka and Wijeyaratne 2013; Kar et al. 2014). Elsewhere, pollution carried by

wind may be another source that could affect stations in the south of the region, limiting the extent of epiphyte species by diminishing their abundance and diversity values (Käffer et al. 2011).

This heterogeneous distribution of epiphytic vegetation in the area studied is likely the result of alterations in atmospheric pollution and the ecological factors that play important role in the specific diversity of lichens (Jovan 2008; Das et al. 2013; Jayalal et al. 2015; Dron et al. 2016; Khastini et al. 2019). The overall average of the LDV index in the study area was low. This low rate of lichen diversity, especially in urban stations, could be due to road traffic and mining activities (quarries) (Svoboda 2007; Llop et al. 2012).

A great diversity of lichens was observed in the mountainous part of the region. These rural stations showed average LDV values. The results of the LDV values from our study are similar to those found in the Czech Republic and in the Bohemian Karst south-west of Prague (Svoboda 2007). The interpolations of the LDV values allowed us to identify the most disturbed locations which are assembled in zone IV (slightly polluted).

The results of IAP from our analysis are similar to those described in the literature; namely in Serbia (Stamenković et al. 2010), Sri Lanka (Attanayaka and Wijeyaratne 2013), India (Das et al. 2013), Korea (Jayalal et al. 2015) and France (Dron et al. 2016). On the other hand, in forest regions in France far from industrial sources, Agnan et al.

(2017) found higher values of IAP compared to those found in our study area.

Statistical tests indicated a significant correlation between the values of the LDV indices and those of the IAP; they increase with increasing species diversity and abundance of lichens. This strong correlation could be due to the unique use of frequencies in the LDV calculation method and the ecological index of each species (Q) included in the IAP formula (Loppi et al. 2004; Agnan et al. 2017).

Stations that have high IAP values with low species diversity were El-Ansseur, El-Hamadia and Khelil; while El Ach, Rabta, Bir Kasdali, and Ain Taghrouit locations present an opposite trend. This difference is explained by the reaction of lichens to environmental alterations and by the recoveries of each species in these locations (Belnap et al. 2006; Das et al. 2013; Agnan et al. 2017).

Stations with the lowest averages of IAP and LDV, El-M'hir, BBA and Hasnaoua, show an alteration of air quality (Asta et al. 2002), which could be attributed to urbanization, industrial activities in particular (cement plants, quarries and paper mills) and the density of road traffic. Thus, the topography of the land and the wind of the most disturbed regions are significant natural sources affecting epiphytic lichens (Pinho et al. 2004; Stamenković et al. 2010; Das et al. 2013). Rural locations with little disturbance showed higher IAP values and moderate LDV values which indicate better air quality (Asta et al. 2002; Attanayaka and Wijeyaratne 2013; Jayalal et al. 2015).

Epiphytic lichens can be used as long-range indicators to monitor air quality (Das et al. 2013; Jayalal et al. 2015; Varela et al. 2018; Loppi 2019). Owing to the zoning of the indices of biodiversity and bio-indications, a deduction of the sensitivity of lichens to air pollution has been established in the BBA region.

The lichen species that are very sensitive to pollution are: *Evernia prunastri*, *Physcia tribacioides*, *P. leptalea*, *Parmelina pastillifera*, *P. carporrhizans*, *Lecidella elaeochroma* and *Lecanora allophana*.

The species which are sensitive to pollution are: *Parmelina tiliacea*, *Physcia biziana*, *P. tenella*, *Ochrolechia androgyna*, *O. alboflavescens*, *Coenogonium pineti*, *Trapeliopsis flexuosa*, *Bacidia rubella*, *B. friesiana*, *Acrocordia gemmata*, *Rinodina roboris*, *Pertusaria coccodes*, *P. flavida*, *Physconia perisidiosa*, *Lecanora rugosella*, *L. conizaeoides*, *Lobaria amplissima*, *Cetrelia olivetorum*, *Lecanographa amylacea* and *Xanthoria polycarpa*.

Lichen species which are tolerant to pollution are: *Amandinea punctata*, *Bacidia arceutina*, *Buellia griseovirens*, *Caloplaca cerina*, *C. cerinella*, *C. ferruginea*, *C. flavorubescens*, *C. hungarica*, *C. pyracea*, *Candelariella xanthostigma*, *Dendrographa decolorans*, *Flavoparmelia caperata*, *Hypocenomyce scalaris*, *Hypogymnia farinacea*, *Lecanora argentata*, *L. carpinea*, *L. chlarotera*, *L. compallens*, *L. meridionalis*, *L. praesistens*, *L. strobilina*, *Lepraria incana*, *Melanohalea elegantula*, *Ochrolechia pallescens*, *O. subviridis*, *Parmeliopsis ambigua*, *Parmelia sulcata*, *Phlyctis argeña*, *Physcia adscendens*, *P. aipolia*,

P. stellaris, *Physconia distorta*, *P. grisea*, *Piccolia ochrophora* and *Xanthoria parietina*.

In conclusion, the present study allowed us to identify 62 epiphytic lichen species, 60% of which are crustose; tolerant to atmospheric pollution and more resistant to industrial and urban environment. In urban locations, the pollution is probably due to industrial activities; namely quarry activities and vehicle emissions, without neglecting the natural sources that influence the biodiversity of epiphytic lichens and their distribution in the Bordj Bou Arridj region. The presence of epiphytic lichens plays an important role in determining the different areas of air pollution. By the presence of these lichens, we have shown that the air is slightly polluted in the BBA region. In addition, it was found that the most common species are tolerant species such as *Xanthoria parietina*, *Buellia griseovirens* and *Physcia aipolia*.

ACKNOWLEDGMENTS

The work was supported by Algerian MESRS with grant number F01220140022

REFERENCES

- Agnan Y, Probst A, Séjalon-Delmas N. 2017. Evaluation of lichen species resistance to atmospheric metal pollution by coupling diversity and bioaccumulation approaches: A new bioindication scale for French forested areas. *Ecol Indic* 72: 99-110.
- Agnés M, Galinou L. 1993. Les Lichens Bioindicateurs de la Qualité de l'air. *Bull. Inform Ass Fr Lichén*, Paris. Mémoire n°2, 102p.
- Asta J, Erhardt W, Ferretti M, Fornasier F, Kirschbaum U, Nimis PL, Purvis OW, Pirintsos S, Scheidegger C, van Haluwyn Ch. 2002. European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress. *Br Lichen Soc*, UK.
- Attanayaka ANPM, Wijeyaratne SC. 2013. Corticolous lichen diversity, a potential indicator for monitoring air pollution in tropics. *J Nat Sci Foundation Sri Lanka* 41 (2): 131-140.
- Bargagli R, Nimis PN. 2002. Guidelines for the use of epiphytic lichens as biomonitors of atmospheric deposition of trace elements. In: Nimis PL, Scheidegger Ch, Wolseley PA (eds). *Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherland.
- Batic F, Mayrhofer H. 1996. Bioindication of air pollution by epiphytic lichens in forest decline studies in Slovenia. *Phyton (Horn, Austria)*, 36 (3): 85-90.
- Belnap J, Phillips SL, Troxler T. 2006. Soil lichen and moss cover and species richness can be highly dynamic: The effects of invasion by the annual exotic grass *Bromus tectorum*, precipitation, and temperature on biological soil crusts in SE Utah. *Appl Soil Ecol* 32: 63-76.
- Boistel A. 1986. *Nouvelle Flore des Lichens*. Éd. Belin, Paris.
- Cazaux M, Saint-Cricq M. 2010. Les lichens indicateurs de la pollution atmosphérique de l'agglomération Pau-Pyrénées. *Collège Marguerite de Navarre*, France.
- Conti ME, Cecchetti G. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment- A review. *Environ Pollut* 114 (3): 471-492.
- Conti ME. 2008. Lichens as bioindicators of air pollution. *WIT Transactions on State of the Art in Science and Engineering* 30: 111-162.
- Das P, Joshi S, Rout J, Upreti DK. 2013. Lichen diversity for environmental stress study: Application of index of atmospheric purity (IAP) and mapping around a paper mill in Barak Valley, Assam, northeast India. *Trop Ecol* 54 (3): 355-364.

- Douibi Ch, Ramdani M, Khelifi A, Benharket R, Lograda T, Chalard P. 2015. Biomonitoring of heavy metals by lichens in Setif Area (East of Algeria). *Unified J Environ Sci Toxicol* 1 (1): 1-13
- 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. *Pollut Atmos* 228: 1-14.
- Giordani P. 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environ Pollut* 146: 317-323.
- Gombert S, Astab J, Seaward MRD. 2004. Assessment of lichen diversity by index of atmospheric purity (IAP), index of human impact (IHI) and other environmental factors in an urban area (Grenoble, southeast France). *Sci Tot Environ* 324: 183-199.
- Jahns HM. 1996. Guide des Fougères Mousses et Lichens D'Europe: plus de 600 espèces de plantes souvent délaissés. ED. Delachaux & Niestlé. Paris.
- Jayalal U, Oh SO, Park JS, Sung JH, Kim SH, Hur JS. 2015. Evaluation of air quality using lichens in three different types of forest in Korea. *For Sci Technol* 1-8. DOI: 10.1080/21580103.2014.1003983.
- Jovan S. 2008. Lichen bioindication of biodiversity, air quality, and climate: baseline results from monitoring in Washington, Oregon, and California. *Gen Tech Rep PNW-GTR-737*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. DOI: 10.2737/PNW-GTR-737.
- Käffer MI, Azevedo Martins SM, Alves C, Pereira VC, Fachel J, Ferrão Vargas VM. 2011. Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecol Indic* 11: 1319-1332.
- Kar S, Samal AC, Maity JP, Santra SC. 2014. Diversity of epiphytic lichens and their role in sequestration of atmospheric metals. *Int J Environ Sci Technol* 11: 899-908.
- Khastini RO, Sari IJ, Herysca YH, Sulasanah S. 2019. Lichen diversity as indicators for monitoring ecosystem health in Rawa Danau Nature Reserve, Banten, Indonesia. *Biodiversitas* 20 (2): 489-496.
- Kirschbaum U, Wirth V. 1997. Les Lichens bio-indicateurs. Les reconnaître, évaluer la qualité de l'air. Ed. Eugen Ulmer, Paris.
- Krick R, Loppi S. 2002. The IAP approach. In: Nimis PL, Scheidegger Ch, Wolseley PA (eds). *Monitoring with lichens-Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherland.
- LeBlanc F, De Sloover J. 1970. Relationship between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can J Bot* 48: 1485-1496.
- Lepš J, Hadincová V. 1992. How reliable are our vegetation analyses?. *J Veg Scie* 3: 119-124.
- Llop E, Pinho P, Matos P, Pereira MJ, Branquinho C. 2012. The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecol Indic* 13: 215-221.
- Lograda T, Adel K, Boucif L, Ramdani M. 2015. Inventory of lichens of the mountainous massif of Megress (Setif, Algeria). *J Environ Appl Biores* 03 (4): 199-204. <http://www.scienceresearchlibrary.com>.
- Loppi S. 2019. May the diversity of epiphytic lichens be used in environmental forensics. *Diversity* 11 (36): 1-13.
- Loppi S, Frati L, Paoli L, Bigagli V, Rossetti C, Bruscoli C, Corsini A. 2004. Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (Central Italy). *Sci Tot Environ* 326: 113-122.
- Nimis PL, Scheidegger Ch, Wolseley PA. 2002. *Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherland.
- Pinho P, Augusto S, Branquinho C, Bio A, Pereira MJ, Soares A, Catarino F. 2004. Mapping lichen diversity as a first step for air quality assessment. *J Atmos Chem* 49: 377-389.
- Rebbas K, Boutabia L, Touazi Y, Gharzouli R, Djellouli Y, Alatou D. 2011. Inventaire des lichens du Parc National de Gouraya (Béjaïa, Algérie). *Phytothérapie* 9: 225-233.
- Roux C. 1990. Echantillonnage de la Végétation Lichénique et Approche Critique des Méthodes de Relevés. *Cryptog Bryol Lichénol* 11 (2): 95-108.
- Seaward MRD. 2008. Environmental role of lichens. In: Nash III TH (ed.). *Lichen Biology*. Second Edition, Cambridge, USA, Cambridge University Press, New York.
- Sett R, Kundu M. 2016. Epiphytic lichens: Their usefulness as bio-indicators of air pollution. *Donnish J Res Environ Stud* 3 (3): 17-24.
- Shannon CE, Weaver W. 1964. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Stamenković S, Cvijan M, Aranđelović M. 2010. Lichens as Bioindicators of Air Quality in Dimitry grad (South-Eastern- Serbia). *Arch Biol Sci Belgrade* 62 (3): 643-648.
- Svoboda D. 2007. Evaluation of the European method for mapping lichen diversity (LDV) as an indicator of environmental stress in the Czech Republic. *Biologia, Bratislava* 62 (4): 424-431.
- Van Haluwyn Ch, Van Herk CM. 2002. Bioindication: the community approach. In: Nimis PL, Scheidegger Ch, Wolseley PA, (Eds.). *Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. The Netherland.
- Van Haluwyn Ch, Asta J, Gaveriaux JP. 2013. *Guide des Lichens de France: Lichens des arbres*. Éd. Belin. France.
- Varela Z, López-Sánchez G, Yáñez M, Pérez C, Fernández JA, Matos P, Branquinho C, Aboal JR. 2018. Changes in epiphytic lichen diversity are associated with air particulate matter levels: the case study of urban areas in Chile. *Ecol Indic* 91: 307-314.

تم إجراء دراسة حول المراقبة البيولوجية للأشنيات من أجل تقييم نقاوة الهواء في منطقة برج بوعريريج وذلك بالاعتماد على طريقة المؤشرات البيولوجية التي تركز على التنوع الأشنية وعلاقتها بمستويات نقاوة الهواء، بالإضافة إلى الاعتماد على طريقة التراكم البيولوجي من خلال العناصر المعدنية النزرة (المعادن الثقيلة) المتراكمة داخل الأشنية (*Xanthoria parietina*). قد تم التعرف على 79 نوع من الأشنيات في منطقة برج بوعريريج منها 12 نوع محمي من القانون الجزائري. وفي هذه المنطقة نجد أن النوع الأكثر شيوعا هي الأشنيات (crustacées) التي تنمو على الأشجار بينما يتراوح مؤشر جودة الهواء (IPA) من 16.19 إلى 79.82 ومؤشر قيمة تنوع الأشنيات (VDL) من 12.50 إلى 52.16، في حين أن هاته المؤشرات بينت لنا أن هناك علاقة وطيدة بين ثراء الأشنيات ومدى نقاوة الهواء مما بينت لنا أن هاته المنطقة تعتبر من المناطق أقل تلوثا. أما قياس تركيزات المعادن المتراكمة في الأشنيات نجدها قد تجاوزت المعايير المعتمدة علميا، غير أن مستوى معدن الحديد نجده مرتفعا في جميع المحطات التي تم دراستها وذلك بمتوسط (43184.4±16373.7 مغ/كغ). وتوصلنا إلى أن زيادة التوسع الحضري و الأنشطة البشرية بشكل عام يؤدي إلى تناقص التنوع البيولوجي للأشنيات ونقاوة الهواء لاسيما في المحطات الحضرية. و أخيرا تم أيضا استخراج قائمة للأشنيات الحساسة والمتسامحة.

الكلمات المفتاحية: المراقبة البيولوجية، المؤشرات البيولوجية، التراكم البيولوجي، العناصر المعدنية النزرة، *Xanthoria parietina*، الجزائر

Résumé

L'étude de bio-surveillance utilisant les lichens a été réalisée pour évaluer et cartographier la qualité de l'air dans la région de Bordj Bou Arreridj (BBA). Deux méthodes ont été employées pour cette fin ; la bio-indication et la bio-accumulation. La première s'intéresse à la diversité lichénique et sa relation avec les niveaux de qualité de l'air, tandis que la seconde cherche à estimer la pollution atmosphérique à travers les éléments traces métalliques (ETMs) accumulés dans les thalles de *Xanthoria parietina*. 79 espèces ont été inventoriées dans la région de BBA dont 12 espèces protégées par la loi algérienne au niveau national. Dans cette région les types morphologiques les plus abondants sont les lichens épiphytiques crustacées. L'indice de pureté de l'air (IPA) varie de 16,19 à 79,82 et l'indice de valeur de la diversité des lichens (VDL) varie de 12,50 à 52,16. Ces variations des indices montrent une relation significative entre la richesse en lichens et la qualité de l'air, indiquant globalement que la pollution atmosphérique dans la région de BBA est faible. Les concentrations en ETMs mesurées dans les thalles de *Xanthoria parietina* dépassent les normes certifiées ; le niveau de Fe étant très élevé dans toutes les stations avec une moyenne de (43184,4 ± 16373,7 mg/Kg). L'accroissement de l'urbanisation et les activités humaines en général révèlent que la biodiversité des lichens et la qualité de l'air diminuent notamment dans les stations urbaines. Finalement, une liste d'espèces sensibles et tolérantes à la pollution atmosphérique a été établie pour la région de BBA.

Mots-clés: Bio-surveillance, Bio-indication, Bioaccumulation, *Xanthoria parietina*, Eléments Traces Métalliques, Algérie.

Abstract

The bio-monitoring study using lichens was carried out to evaluate and map the air quality in the Bordj Bou Arreridj (BBA) region. Two methods have been used for this purpose; the bio-indication and the bio-accumulation. The first is interested in lichen diversity and its relationship to air quality levels, while the second seeks to estimate air pollution across the metallic trace elements (MTEs) accumulated in *Xanthoria parietina* thalli. 79 species have been inventoried in the BBA region of which 12 species are protected by the law at the national level in Algeria. In the BBA region the most abundant morphological types are crustacean epiphytic lichens. The purity index of the air (PIA) ranged from 16.19 to 79.82 and the lichen diversity value index (LDV) varied from 12.50 to 52.16. These index variations show a significant relationship between lichen richness and air quality while globally indicating that air pollution in the BBA region is low. However, the concentrations of ETMs measured in thalli of *Xanthoria parietina* exceeded the certified standards; the level of Fe was very high in all stations with an average of (43184.4 ± 16373.7 mg/kg). Increasing urbanization and human activities in general show that lichen biodiversity and air quality are decreasing, particularly in urban stations. Finally a list of sensitive and tolerant species to atmospheric pollution has been established for the BBA region.

Keywords: Bio-monitoring, Bio-indication, Bio-accumulation, *Xanthoria parietina*, Metallic Trace Elements, Algeria.