



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار – عنابة –

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR – ANNABA

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THESE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT

Spécialité : BIOLOGIE VEGETALE

Intitulée

CARACTERISATION DE LA POLLUTION PLOMBIQUE
A L'AIDE DES BIO INDICATEURS VEGETAUX : UN LICHEN
(*Ramalina farinacea*), UNE MOUSSE (*Funaria hygrometrica*) ET
QUELQUES ESPECES PHANEROGAMIQUES DANS LA REGION
DE ANNABA (ALGERIE).

Présentée par M^{elle} MAIZI Naila

Membre de jury :

Mr. TAHAR A. (Professeur)	Président	Université d'Annaba
M ^{me} . ALIOUA A. (Maitre de conf. A.)	Directrice de thèse	Université d'Oran
Mr. DJEBAR M. R. (Professeur)	Examineur	Université d'Annaba
Mr. MEZEDJRI L. (Maitre de conf. A.)	Examineur	Université de Skikda
Mr. TCHOUAR N. (Maitre de conf. A.)	Examineur	Université d'Oran

Année Universitaire : 2012 / 2013

Sommaire

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE.....	12
----------------------------	----

PREMIERE PARTIE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA POLLUTION D'ORIGINE URBAINE ET LA BIO- ACCUMULATION

CHAPITRE 1 : APERÇU SUR LE MILIEU URBAIN (GENERALITES).....	16
--	----

I. LE MILIEU URBAIN.....	16
1.1. L'écocomplexe urbain.....	16
1.2. Le climat urbain.....	16
1.2.1. Le climat urbain	16
1.2.1.1. La température : l'effet d'îlot de chaleur urbain.....	17
1.2.1.2. Les vents urbains.....	18
1.2.1.3. L'eau dans le climat urbain	18
1.2.2- Influences réciproques du climat urbain et de la pollution.....	18
1.2.2.1- Actions du climat urbain et de la topographie sur la pollution...	19
II. LA POLLUTION URBAINE.....	19
2.1. Généralités.....	19
2.1.1. Définitions du terme pollution.....	19
2.1.2. Origine de la pollution atmosphérique	19
2.1.3. Composantes de la pollution atmosphérique.....	20
2.1.3.1. Echelles d'espace et de temps.....	20

2.1.3.2. Evolution de la pollution.....	20
2.1.3.3. Evolution de la pollution en fonction de la saison.....	22
2.1.3.4. Les échelles de la pollution atmosphérique	22
2.1.4. La pollution d'origine automobile.....	24
2.2. Les principaux polluants urbains.....	25
2.2.1. Le plomb : Pb.....	25
2.2.2. Le monoxyde de carbone : CO.....	25
2.2.3. Le dioxyde de soufre : SO ₂	26
2.2.4. Les composés organiques volatils.....	26
2.2.5. Les oxydes d'azote : NO _x	26
2.2.6. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	27
2.2.7. Les particules.....	27
2.2.8. L'ozone : O ₃	27
CHAPITRE II :	
LA POLLUTION PLOMBIQUE.....	28
I. PLOMB A L'ETAT NATUREL.....	28
II. LES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DU PLOMB	28
III. USAGE DU PLOMB.....	29
3.1. Le plomb métallique.....	29
3.2. Les dérivés plombiques.....	30
IV. LES EMISSIONS DE PLOMB DANS L'ENVIRONNEMENT.....	30
4.1. Les émissions d'origine naturelle.....	30
4.2. Les émissions d'origine industrielle.....	31
4.3. Les émissions d'origine automobile.....	31
V. CYCLE BIOGEOCHIMIQUE DU PLOMB.....	32
VI. NIVEAUX DE CONTAMINATION.....	33
6.1. Contamination de l'atmosphère.....	33
6.2. Contamination des sols.....	33

6.3. Contamination des eaux.....	34
VII. ASPECTS TOXICOLOGIQUES DU PLOMB.....	34
7.1. Voies d'expositions.....	34
7.1.1. Voies aériennes.....	34
7.1.2. Voies alimentaires.....	34
7.1.3. Voies mixtes.....	35
7.2. Taux d'absorption selon les voies d'entrées.....	35
7.2.1. Voie respiratoire.....	35
7.2.2. Voie digestive.....	35
7.2.3. Voie cutanée.....	35
7.3. Distribution du plomb dans l'organisme.....	35
7.3.1. Le sang.....	36
7.3.2. Les tissus mous.....	36
7.3.3. Les tissus osseux.....	36
7.4. Excrétion du plomb.....	36
VIII. ACTION DU PLOMB SUR L'ENVIRONNEMENT	37
8.1. Sur la flore.....	37
8.1.1. Effets sur les végétaux inférieurs.....	37
8.1.1.1. Sur les lichens.....	37
8.1.1.2. Les Bryophytes.....	38
8.1.2. Effets sur les végétaux supérieurs.....	38
8.2. Sur l'homme	39
8.2.1. Les indicateurs biologiques.....	39
8.2.1.1. Le sang.....	39
8.2.1.2. Les urines.....	40
8.2.1.3. Les cheveux.....	40
8.2.1.4. Les dents et les os.....	40
8.2.2. Effets hématologiques.....	40
8.2.3. Effet sur le système nerveux.....	40

8.2.4. Effets rénaux.....	41
8.2.5. Effet sur le système cardiovasculaire.....	41
8.2.6. Effet sur la reproduction masculine.....	41
8.2.7. Autres effets.....	41
CHAPITRE 3 :	
NOTION DE BIO CONCENTRATION ET DE BIO ACCUMULATION.....	42
<hr/>	
I. ACCUMULATION TEMPORELLE DU FLUOR PAR <i>Ramalina duriaei</i>	43
II. ACCUMULATION TEMPORELLE DU FLUOR PAR <i>Ramalina farinacea</i>	44
III. DEGRES DE SENSIBILITE DES LICHENS IDENTIFIES	44
3.1. Lichens résistants à la pollution.....	44
3.2. Lichens semi-résistants à la pollution.....	44
3.3. Lichens sensibles à la pollution.....	44
IV. LES VEGETAUX PHANEROGAMIQUES.....	46
V. LES VEGETAUX CRYPTOGRAMIQUES.....	46
5.1. Les Champignons	47
5.2. L'Algue.....	47
5.3. Les lichens	47
5.3.1. Morphologie du thalle lichénique.....	48
5.3.1.1. Thalles crustacés	48
5.3.1.2. Thalles foliacés.....	49
5.3.1.3. Thalles fruticuleux.....	49
5.3.1.4. Thalles squamuleux.....	50
5.3.1.5. Thalles gélatineux.....	50
5.3.1.6. Thalles composites	50
5.3.2. Structure du thalle lichénique	50
5.3.2.1. Structure homéomère.....	50
5.3.2.2. Structure hétéromère	50
5.3.3. Organes non sporogènes portés par le thalle	51

5.3.4. Classification des lichens suivant leur substrat	51
5.3.5. Modes de reproduction des lichens	52
5.3.5.1. La dissémination du complexe lichénique.....	52
5.3.5.2. La reproduction du champignon.....	52
5.3.6. Morphogenèse et Croissance	52
5.3.6.1. Morphogenèse.....	52
5.3.6.2. Croissance.....	53
5.3.7. Ecologie des lichens	53
5.3.7.1. Les facteurs substratiques	53
5.3.7.2. Les facteurs climatiques.....	54
5.3.7.3. Les facteurs biologiques.....	55
5.3.8. Ethnolichénologie	55
5.3.8.1. Usages alimentaires.....	55
5.3.8.2. Usages médicaux	56
5.3.8.3. Usages industriels	56
5.3.9. Utilisation des lichens comme bio indicateurs de pollutions atmosphériques.	58
5.4. Les bryophytes	59
5.4.1. Classification des bryophytes.....	60
5.4.1.1. Les hépatiques	60
5.4.1.2. Les mousses	60
5.4.2. Morphologie des mousses	61
5.4.3. Cycle de reproduction des mousses	62
5.4.3.1. Reproduction sexuée	62
5.4.3.2. Multiplication végétative.....	62
5.4.4. Ecologie des mousses	63
5.4.4.1. L'eau	63
5.4.4.2. La lumière.....	63
5.4.4.3. La température	64

5.4.5. Rôles et intérêt des mousses	64
5.4.6. Utilisation des mousses comme bio indicateurs de pollution	64
5.4.6.1. Pollution de l'air	64
5.4.6.2. Pollution de l'eau	65

DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE I : MILIEU D'ETUDE.....	66
---	-----------

I. LE CADRE PHYSIQUE.....	66
1.1. Situation géographique et cadre administratif de la région de ANNABA.....	66
1.2. Les grandes lignes du relief	67
1.2.1. Le massif de l'Edough	67
1.2.2. Les plaines de Annaba	68
1.2.3. Le cordon dunaire littoral	68
1.3. Le réseau Hydrographique	68
1.3.1. Le bassin versant Nord de l'Oued Seybouse	69
1.3.2. Le bassin versant de l'Oued Boudjemaâ.....	69
1.3.3. Le bassin versant littoral Nord.....	69
1.4. Les eaux souterraines.....	70
1.5. La végétation.....	70
1.6. Géologie.....	71
1.7. les couloirs et espaces d'urbanisation.....	72
1.8. L'espace industriel de Annaba.....	75
1.8.1. Le tissu industriel actuel.....	75
1.9. La population.....	75
1.10. Infrastructures techniques et de transport.....	75
1.10.1. Infrastructures de transport	75

1.10.1.1. Voies primaires.....	76
1.10.1.2. Voies secondaires.....	77
1.10.1.3. Les carrefours.....	77
1.10.2. Les modes de transport.....	78
1.10.2.1. Evaluation de la demande.....	78
1.10.2.2. Les déplacements.....	79
1.11. La pollution à Annaba.....	81
II. LES CONDITIONS METEOROLOGIQUES.....	81
2.1. Paramètres thermiques.....	82
2.2. Paramètres pluviométriques.....	82
2.3. Humidité relative.....	83
2.4. L'évapotranspiration.....	82
2.5. Les vents.....	85
2.6. La rose des vents.....	86
2.7. Synthèse climatiques.....	86
2.7.1. Diagramme ombrothermique de GAUSSEN.....	86
2.7.2. Quotient pluviométrique d'EMBERGER.....	87
CHAPITRE II :	
BIO SURVEILLANCE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE EN MILIEU URBAIN ET	
PERIURBAIN.....	89
I. CHOIX DES SITES DE SURVEILLANCE ET DE MESURE DE LA POLLUTION	
PLOMBIQUE.....	89
II. CHOIX DES BIO ACCUMULATEURS.....	92
2.1. Espèce phanérogamique « <i>in situ</i> »	92
2.1.1. <i>Cupressus sempervirens</i>	92
2.1.1.1. Morphologie de <i>Cupressus sempervirens</i>	92
2.1.1.2. Appareil végétatif.....	93
2.1.1.3. Appareil reproductif.....	93
2.1.1.4. Utilisation.....	93

2.2. Espèce cryptogamique.....	93
III. TECHNIQUES DE TRANSPLANTATION.....	94
CHAPITRE III :	
BIO SURVEILLANCE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE A PROXIMITE DES AXES ROUTIERS	95
<hr/>	
I. CHOIX DES SITES DE SURVEILLANCE ET DE MESURE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE.....	95
II. CHOIX DES BIO ACCUMULATEURS.....	97
2.1. Espèce phanérogamique « <i>in situ</i> »	97
2.1.1. Morphologie et utilisation des espèces choisies.....	97
2.1.1.1. <i>Cupressus sempervirens</i>	97
2.1.1.2. <i>Fraxinus angustifolia</i>	97
2.1.1.3. <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	98
2.1.1.4. <i>Eryobotria japonica</i>	100
2.2. Espèce cryptogamique.....	101
CHAPITRE IV:	
APPRECIATION DU TRAFIC ROUTIER ET PRELEVEMENT DES ECHANTILLONS BIO-ACCUMULATEURS.....	103
<hr/>	
I. TECHNIQUE DE COMPTAGE SPATIO-TEMPOREL DES VEHICULES.....	103
II. PRELEVEMENTS SPATIO-TEMPORELS DES ECHANTILLONS VEGETAUX.....	103
2.1. Technique de prélèvements des échantillons.....	103
CHAPITRE V :	
TECHNIQUES ANALYTIQUES.....	104
<hr/>	
I. DOSAGE DU PLOMB.....	104
1.1. Minéralisation.....	104
1.2. La technique du dosage.....	104
1.3. Préparation de la gamme étalon.....	105
II. DOSAGE DE LA CHLOROPHYLLE.....	105
III. DOSAGE DE LA PROLINE.....	105

2.1. Extraction des échantillons.....	106
2.2. Réalisation de la courbe étalon	106
2.3. Dosage.....	106
IV. RAPPORT M.F./M.S.	106
VI. Analyse statistique des données.....	107

TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE I :

RESULTATS DE LA BIO SURVEILLANCE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE EN MILIEU URBAIN ET PERIURBAIN.....	108
I. TRAFIC ROUTIER.	108
II. BIOACCUMULATION DU PLOMB	111
2.1. Accumulation du plomb par les transplants de <i>Ramalina farinacea</i>	111
2.2. Accumulation du plomb par les transplants de <i>Funaria hygrométrica</i>	112
2.3. Accumulation du plomb par <i>Cupressus sempervirens</i>	113
III. DOSAGE DE LA CHLOROPHYLLE	115
3.1. Dosage de la chlorophylle chez <i>Ramalina farinacea</i>	115
3.2. Dosage de la chlorophylle chez <i>Funaria hygrométrica</i>	118
3.3. Dosage de la chlorophylle chez <i>Cupressus sempervirens</i>	121
IV. DOSAGE DE LA PROLINE.....	124
4.1. Dosage de la proline chez <i>Ramalina farinacea</i>	124
4.2. Dosage de la proline chez <i>Funaria hygrométrica</i>	125
4.3. Dosage de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	126
V. Détermination du rapport MF/MS.....	127
5.1. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Ramalina farinacea</i>	127
5.2. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Funaria hygrométrica</i>	128
5.3. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	129

CHAPITRE II :

RESULTATS DE LA BIO SURVEILLANCE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE A PROXIMITE DES AXES ROUTIERS.....	130
I. TRAFIC ROUTIER.....	130
II. BIOACCUMULATION DU PLOMB.....	133
2.1. Accumulation du plomb par les transplants de <i>Ramalina farinacea</i>	133
2.2. Accumulation du plomb par <i>Cupressus sempervirens</i>	134
2.3. Accumulation du plomb par <i>Fraxinus angustifolia</i>	135
2.4. Accumulation du plomb par <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	136
2.5. Accumulation du plomb par <i>Eriobotrya japonica</i>	137
III. DOSAGE DE LA CHLOROPHYLLE.....	137
3.1. Dosage de la chlorophylle chez <i>Ramalina farinacea</i>	137
3.2. Dosage de la chlorophylle chez <i>Cupressus sempervirens</i>	140
3.3. Dosage de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	143
3.4. Dosage de la chlorophylle chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	146
3.5. Dosage de la chlorophylle chez <i>Eriobotrya japonica</i>	149
IV. DOSAGE DE LA PROLINE.....	151
4.1. Dosage de la proline chez <i>Ramalina farinacea</i>	151
4.2. Dosage de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	152
4.3. Dosage de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	153
4.4. Dosage de la proline chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	154
4.5. Dosage de la proline chez <i>Eriobotrya japonica</i>	155
V. DETERMINATION DU RAPPORT MF/MS.....	155
5.1. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Ramalina farinacea</i>	155
5.2. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	156
5.3. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	157
5.4. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	158
5.5. Détermination du rapport MF/MS chez <i>Eriobotrya japonica</i>	159

DISCUSSION ET CONCLUSION.....	160
PERSPECTIVES	165
BIBLIOGRAPHIE.....	166
GLOSSAIRE.....	185
ANNEXES.....	187
TABLE DES ILLUSTRATIONS.....	215

Introduction générale

Durant le dernier siècle, l'industrialisation et l'essor des transports ont joué un rôle majeur dans l'évolution de la société. Ces activités étaient synonymes de progrès, de modernité et d'enrichissement. Mais depuis, une prise de conscience croissante est ressentie quant aux conséquences environnementales engendrées. En effet, de grandes quantités de substances chimiques sont relâchées dans l'environnement, dont la plupart d'entre elles étant considérées comme dangereuses. L'introduction de ces composés implique des risques sérieux pour l'environnement et les organismes vivants, en particulier la santé humaine.

De nombreuses démarches ont été entreprises par les pouvoirs publics et la société civile à travers le monde conduisant à une diminution de ces émissions polluantes. Cependant, beaucoup de travail reste à faire afin de les répertorier, comprendre leur devenir, évaluer leur impact et proposer des solutions appropriées (Miet, 2008).

La pollution automobile et les effets néfastes qu'elle génère au niveau de la qualité de l'air, ont incité les chercheurs du monde entier à élaborer des solutions novatrices en matière de prévention et lutte contre cette pollution.

Ce type de pollution occupe une place prépondérante dans l'environnement ; sa toxicité pour la biocénose est évidente et s'aggrave même de plus en plus à travers la chaîne trophique pour devenir dramatique en atteignant l'homme (Otvös et *al.*, 2003).

Dans les pays et régions où l'adjonction de plomb dans l'essence n'est pas interdite, une large proportion (entre 65 et 99 %) des enfants vivants dans les zones à risque, et environ 50 % même parmi ceux moins exposés, seraient intoxiqués au plomb de manière chronique. L'introduction de l'essence sans plomb dans les pays développés s'est en effet rapidement traduite par une diminution environ de moitié de la plombémie chez les adultes citadins, pourtant moins sensibles à l'absorption de plomb que les enfants (Parayre, 1998).

En 2002, sur les quarante-neuf pays d'Afrique subsaharienne, seul le Soudan s'était pleinement converti à l'essence sans plomb.

En début 2006, le Partenariat pour des carburants et des véhicules propres (PCFV) a lancé un programme d'élimination progressive du plomb dans les essences non seulement du reste du monde en voie de développement, mais aussi des économies en transition, dans le but d'une élimination globale de l'essence au plomb à l'échelle mondiale.

A ce jour, plus d'une trentaine de pays à travers le monde utilisent toujours l'essence au plomb ; Parmi les territoires les plus difficiles à convertir figurent les petites îles lointaines du Pacifique comme la Micronésie, L'Afghanistan, **l'Algérie**, le Bhoutan, le Cambodge, la Corée du Nord, Cuba, l'Irak, le Laos, la Mongolie, le Myanmar, l'Ouzbékistan et le Turkménistan font partie des pays qui jusqu'ici ne prévoient pas l'élimination totale de l'essence au plomb (Programme des Nations Unies pour l'Environnement, 2005).

En Algérie, notre capitale a été classée numéro un dans le rapport de la banque mondiale, de par les 180 tonnes de plomb qui planent en permanence dans l'atmosphère (Ziri, 1997). A cet effet, au niveau de la région Est de l'Algérie, et plus particulièrement dans la région de Annaba ; il existe depuis plusieurs années un problème progressif de pollution atmosphérique lié à un réseau routier important. (Semadi et Deruelle 1993 ; Bouregghda, 2004 ; Tarfaya, 2005, Maizi, 2006).

L'utilisation des bio indicateurs repose sur leur caractère intégrateur à l'égard des facteurs du milieu. En effet, les êtres vivants sont le reflet du milieu dans lequel ils évoluent et leurs observations aux divers niveaux de l'organisation biologique peuvent fournir des indications concernant la qualité et les caractéristiques de ce milieu. La perturbation du milieu naturel peut se déceler soit au niveau de l'écosystème dont la structure ou le fonctionnement sont perturbés par l'élimination ou la prolifération de certaines espèces, soit au niveau des organismes par des modifications entraînant une altération irréversible des fonctions fondamentales du métabolisme se manifestant au niveau morphologique ou anatomique, soit entraînant une altération réversible ne se décelant que par des observations physiologiques, cytologiques ou cellulaires ; la vitesse de dégradation des mécanismes des principales fonctions sert alors de révélateur. L'association judicieuse de ces différentes approches permet d'évaluer l'état des milieux et des organismes qui y vivent (Gambert, 1999).

Depuis les années soixante-dix de nombreuses recherches ont été menées sur l'utilisation des végétaux et plus particulièrement les lichens dans le domaine de la localisation des pollutions atmosphériques (domaine de la bio indication) (Gilbert, 1970; Hawskworth et Rose, 1970 ; James, 1973 ; Deruelle, 1983, 1984, 1996 ; Belandria et Asta, 1986, 1987 ; Deruelle et Guilloux, 1993 ; Seaward, 1993, Alioua, 1995, 2001, Bouregghda, 2004, Maizi, 2006).

Les lichens sont des organismes doubles qui résultent de l'association symbiotique de deux cryptogames: d'une algue (photosymbiote ou phycosymbiote) avec un champignon ou mycosymbiote. On considère les lichens comme des champignons lichénisés adaptés à la vie symbiotique et chaque espèce de lichen correspond une espèce de champignon, la communauté lichénique est estimée à 20000 espèces (Ozenda, 1990).

La nature double des lichens restait longtemps ignorée et a été reconnue pour la première fois à la suite des travaux de Shwendener (1869); mais la première utilisation des lichens comme bio indicateurs de conditions de milieu était avec Nylander (1866).

Notre choix pour les lichens comme bio-indicateurs se justifie d'une part par le manque d'installation de capteurs physico- chimiques pour la détection de la pollution plombique dans la région de Annaba ce qui exige l'utilisation des végétaux comme bio-indicateurs de cette pollution atmosphérique. D'autres part ces bio-indicateurs sont capables de détecter efficacement les polluants compte tenu de leur grande sensibilité aux altéragènes et leur large répartition spatiale, mais aussi d'évaluer les effets de la présence des polluants sur les organismes vivants.

La base biologique de la sensibilité des lichens à la pollution de l'air revient :

- aux modalités de l'alimentation en eau : ils sont dépourvus de racines, donc ils sont sous la dépendance directe de l'eau météorite (non sous la dépendance de l'eau du sol). L'eau absorbée atteint directement les cellules de façon peu sélective par la paroi des hyphes des lichens. Cette eau est éventuellement chargée de polluants,
- aux particularités des échanges gazeux où chez les lichens en absence stomates, nous notons la présence de fractures du cortex accidentelles ou naturelles qui laissent pénétrer les poussières à l'intérieur du lichen ou elles sont piégées dans le lacin des filaments,
- au métabolisme, aux rythmes biologiques et à l'excrétion où les lichens assimilent par toute leur surface et sont dotés d'une longévité remarquable de plusieurs dizaines d'années et plus.

Objectifs

Les travaux réalisés sur la bio-indication lichénique au sein du Département de Biologie à l'Université d'Annaba (Algérie) ont débuté dès le début des années 80 et se sont poursuivis jusqu'à ce jour. Ils ont d'abord concerné l'incidence de la pollution fluorée d'origine industrielle sur la végétation de la région d'Annaba (Nord-Est de l'Algérie) (Semadi, 1983), ensuite ils ont porté sur les effets de la pollution atmosphérique globale (Fluorée et plombique dans l'Est de l'Algérie (Semadi, 1989).

Au début des années 90 et compte tenu de la richesse floristique inestimable du Parc National d'El Kala, des travaux de recherche ont porté sur l'étude phytosociologique et systématique de la flore lichénique corticole au niveau de ce parc appliquant une méthode combinée entre les méthodes classiques, partielles et intégrales (Djebar et Fradjia, 1992).

Quant à l'utilisation des lichens pour la détection de la pollution urbaine, plusieurs chercheurs se sont intéressés à cet aspect (Semadi et Decormis, 1986 ; Loudjani, 1989 et 1991 ; Serradj, 1991 ; Zaafour, 1992 ; Alioua, 1995, 2001, 2008 ; Semadi et Tahar, 1995 ; Chagra, 1996 ; Bengharssalah, 1998 ; Maizi, 2006).

Mes recherches réalisées sur l'utilisation des bioindicateurs végétaux dans la détection de la pollution ont débuté au cours de la préparation de mon mémoire de magistère soutenu en 2006 et portant sur le jumelage des bio indicateurs végétaux : (*Xanthoria parietina*) et (*Funaria hygrometrica*) aux réseaux de surveillances et de contrôle de la qualité de l'air SAMA SAFIA dans la région de Annaba.

Ces travaux nous ont permis de caractériser l'impact de la pollution atmosphérique dans la région issue d'une part d'un trafic routier intense et d'autre part de la proximité d'un complexe sidérurgique et d'un autre, d'engrais phosphatés. Différentes méthodes de transplantation, d'échantillonnage, de prélèvement et de mesures analytiques ont été utilisées.

Le jumelage des deux résultats c'est-à-dire des capteurs physico-chimiques et des bio accumulateurs a mis en relief des corrélations significatives non seulement entre les polluants analysés et les paramètres physiologiques mesurés mais également entre les bio indicateurs et les capteurs physico-chimiques.

C'est dans le même contexte que nous avons orienté notre travail de recherche sur l'étude de la pollution plombique d'origine automobile dans la région de Annaba en utilisant de façon pertinente les bio-indicateurs, notamment les lichens, les mousses et des végétaux supérieurs *in situ* dans la région, avec comme objectif :

- De caractériser l'état environnemental du milieu étudié en mettant en évidence une pollution plombique liée au trafic routier.
- D'étudier l'impact de cette dernière sur la morphologie et la physiologie des végétaux utilisés.
- De proposer des bio indicateurs pertinents de cette pollution.

Structure de la thèse

Notre travail a été structuré en trois parties :

- La première partie est consacrée à des généralités et à l'exploitation des recherches précédentes pour rappeler les données bibliographiques générales concernant le milieu urbain, le plomb (caractéristiques physico-chimiques, principales sources, utilisation et aspects toxicologiques) et les bio indicateurs : les lichens, les mousses et les végétaux supérieurs *in situ* utilisés.
- La deuxième partie est consacrée à la présentation de la région d'étude avec une synthèse actualisée des caractéristiques écologiques comportant une description du cadre physique de la région, ainsi qu'à la caractérisation de la pollution plombique par des méthodes de bio indication et de bio accumulation. Le premier objectif de cette partie est la réalisation de suivis spatiaux et temporels de l'impact des sources d'émissions connues (routes, axes routiers) ceci en mettant en place un réseau de prélèvement important, en choisissant des sites en nombre suffisant et correctement réparti. A cet effet, nous avons utilisé des espèces phanérogamiques *in situ* à savoir : (*Cupressus sempervirens*, *Fraxinus angustifolia*, *Eucalyptus camaldulensis* et *Eriobotrya japonica*) mais également, une espèce lichénique (*Ramalina farinacea*) et une espèce muscicole (*Funaria hygrometrica*) transplantées.
- La troisième partie est consacrée aux résultats et discussions, qui nous permettront d'établir les relations entre l'accumulation du plomb et certains indices morpho-physiologiques (chlorophylle, proline et MF/MS), ainsi qu'avec l'intensité du trafic routier enregistré à l'aide des compagnes de comptages effectuées au niveau des sites et des axes routiers objet de notre étude de la région de Annaba.

Chapitre 1

Aperçu sur le milieu urbain

(Généralités)

I. Le milieu urbain

1.1. L'écocomplexe urbain

L'étude du milieu urbain présente un grand intérêt, non seulement parce qu'il est habité par l'homme mais aussi parce qu'il inclut un grand nombre de végétaux y formant des associations particulières.

Ce travail se consacre à l'utilisation des végétaux inférieurs et supérieurs comme descripteur de l'état de système urbain en étudiant les relations entre les végétaux et leur environnement (type de site dans le milieu urbain, type de pollution, qualité globale de l'atmosphère...). Ces relations correspondent à la notion d'écocomplexe, défini comme un système constitué par un ensemble d'éléments (écosystèmes) interactifs, caractérisé par une structure et un fonctionnement propres issus d'une histoire particulière (Blandin et Lamotte, 1988). Ainsi dans notre étude, l'écocomplexe urbain peut être caractérisé par l'interconnexion de systèmes tels que les zones boisées, les arbres alignés en bordure de route, les jardins, les stations de transports, etc...

En l'absence de perturbations, les écocomplexes évoluent dans le temps, les changements étant provoqués à la suite de processus autogéniques et allogéniques. Cependant, l'écocomplexe urbain est régulièrement soumis à des perturbations (d'origine anthropique le plus souvent) conduisant à une artificialisation plus ou moins poussée des milieux, une modification du réseau des dépendances entre écosystèmes et un remplacement des systèmes dû à un changement brutal de composition floristique. Le type de perturbation, son intensité, sa durée et son arrêt éventuel définissent l'état du système (Gombert, 1999).

Ainsi, l'étude des relations entre le milieu et la végétation dans les différents systèmes de l'écocomplexe urbain peut permettre de connaître l'histoire de ce milieu. Les caractéristiques « physico-chimique » des systèmes urbains concernant le climat urbain et la pollution urbaine (et son impact sur la végétation) sont définies comme suit :

1.2. Le climat urbain

(D'après Escourrou, 1991 et Martin et Maystre, 1888)

1.2.1. Le climat urbain

Depuis la seconde moitié du XX^e siècle, le développement de l'urbanisation conduit à créer des zones urbaines où le fonctionnement climatique diffère sensiblement du climat régional, seul acteur dans les zones rurales. Un certain nombre de caractéristiques opposent la ville à la campagne dont les principales sont :

- l'augmentation à la rugosité due à la hauteur des bâtiments.
- la diminution des phénomènes évaporatoires due aux revêtements imperméables des sols et à la faible présence de végétation.
- la production d'énergie anthropique.
- l'émission de polluants, poussières et aérosols.

Ces particularités ont des conséquences sur le climat urbain et conduisent, au sens de la ville, à une augmentation de la température (ainsi qu'à des inversions thermiques), à une modification des vents et à une modification du cycle de l'eau.

1.2.1.1. La température : l'effet d'îlot de chaleur urbain

L'effet d'îlot de chaleur correspond à l'apparition d'un excès de température entre une agglomération et son espace rural environnant de l'ordre de +2 à +4°C. Les principales explications de ce phénomène sont les suivantes :

- ❖ Les bâtiments ont la capacité de stocker la chaleur diurne et de la restituer la nuit.
- ❖ L'émission du rayonnement infrarouge est réduite suite à l'effet « canyon » des rues.
- ❖ Le taux d'évaporation de l'eau diminue au profit du flux de chaleur sensible. En effet, du fait du revêtement (toits, bitume,...) et du peu d'espaces verts, les pluies ruissellent et sont évacuées dans les réseaux d'évacuation pour rejoindre les rivières. L'énergie consommée pour l'évaporation de l'eau est donc très inférieure en ville par rapport à la campagne ; elle est réduite de 19 à 75% lorsque 25 à 59% des surfaces sont imperméabilisées. Ce phénomène étant consommateur d'énergie, la diminution de l'évaporation entraîne l'augmentation de la chaleur sensible qui réchauffe les basses couches de l'atmosphère.
- ❖ L'anthropisation favorise les rejets de chaleur.
- ❖ Actuellement, l'effet de serre (absorption de l'énergie par les particules de polluants, en particulier le dioxyde de carbone, qui s'échauffent entraînant un réchauffement de l'atmosphère) jouerait un rôle de réchauffement nocturne plus important dans les villes.

Malgré cet apport thermique du tissu urbain, des inversions thermiques se forment souvent pendant les nuits anticycloniques aussi bien en hiver qu'en été. La température, plus froide au sol qu'au niveau de l'air, va se réchauffant jusqu'à un niveau souvent marqué par une mer de brouillard. A partir de ce niveau, le refroidissement redevient normal et augmente avec l'altitude.

Lors de l'inversion de température, l'air qui se refroidit au contact du sol froid tend à s'affaisser, entravant ainsi la diffusion des polluants. Le réchauffement du sol, ainsi que des vents soufflant modérément à fortement, contribuent à éliminer cette inversion thermique. C'est surtout le matin que la couche d'inversion est la plus épaisse et la plus stable et qu'ont lieu par la suite les plus fortes pointes de pollution.

Les conséquences de l'îlot de chaleur sont très importantes en modifiant les facteurs climatiques suivants :

- La diminution de l'humidité relative.
- La transformation de la quantité, de l'intensité et du rythme annuel des précipitations.
- La formation de vents ou brises créés par des différences thermiques existant entre ville et campagne.

1.2.1.2. Les vents urbains

La circulation de l'air (vitesse et mouvements des vents) en ville est conditionnée par la rugosité due aux bâtiments, et entravée par la canalisation des rues ; des brises sont formées par les contrastes thermiques et par les couches d'inversion existant entre les différents quartiers d'une ville ou entre une ville et sa compagne environnante. Les brises sont des vents stables à l'exception des brises de versants (correspondant à une convection liée au réchauffement diurne de l'air au contact des pentes de la montagne). En général, une part importante de l'air des villes est renouvelée par les grands courants synoptiques.

1.2.1.3. L'eau dans le climat urbain

L'influence de l'urbanisation sur le cycle de l'eau est complexe et, bien évidemment, variable selon le cadre climatique régional (proximité de la mer, d'une région montagneuse, altitude, exposition aux vents, ...). Cependant, certains aspects sont représentatifs des villes, notamment l'impact de l'urbanisation sur l'humidité relative, les brouillards et le régime des précipitations.

- Une baisse générale des taux d'humidité relative est observée, celle-ci ayant pour cause l'îlot de chaleur urbain (stockage et restitution de la chaleur par le revêtement, infiltration et évaporation très faibles, manque de végétation).
- L'influence de l'urbanisation sur la formation des brouillards est plus nuancée car contradictoire. En effet, l'îlot de chaleur et la baisse du taux d'humidité relative ont pour conséquence une diminution de la quantité de brouillards formés. Cependant, l'atmosphère urbaine est riche en poussières et aérosols autour desquels les particules de vapeur d'eau peuvent s'agglutiner et se condenser (phénomène qui se produit tant que l'îlot de chaleur n'a pas atteint un niveau suffisant).
- Le rythme des précipitations est influencé par la position climatique, géographique et topographique de la ville mais aussi par la rugosité et l'îlot de chaleur de la ville, provoquant des ascendances de masses d'air qui, en cas d'instabilité, peuvent engendrer des pluies.

1.2.2- Influences réciproques du climat urbain et de la pollution

L'anthropisation est à l'origine de l'urbanisation et de la pollution. En ville, il est assez difficile de faire la part entre ces deux variables : urbanisation et pollution. Elles agissent simultanément l'une sur l'autre en créant un cercle vicieux : l'urbanisation est à l'origine de la pollution urbaine ; cette dernière renforce certaines caractéristiques du climat urbain qui vont empêcher la diffusion des polluants et de ce fait contribuer à l'augmentation de la pollution...

1.2.2.1- Actions du climat urbain et de la topographie sur la pollution

Tous les facteurs empêchant la dispersion verticale des polluants favorisent la teneur élevée de la pollution au niveau de l'atmosphère des villes. Quelques-uns de ces facteurs sont :

- Les hautes pressions atmosphériques (stabilité des masses d'air) et les inversions thermiques qui accroissent la pollution par l'affaissement des masses d'air (surtout par temps anticyclonique d'hiver).

II. La pollution urbaine

2.1. Généralités

(D'après Martin et Maystre, 1988 ; Boucherez, 1990 ; Caix, 1991 ; Inrets, 1995 ; Société Française de Santé Publique, 1996 ; ASCOPARG, 1997 ; Gombert, 1999).

2.1.1. Définitions du terme pollution

La pollution atmosphérique peut être définie comme « la présence d'aérosols ou de gaz dans l'air pouvant provoquer une gêne notable pour le confort et la santé humaine et des dommages à la végétation et aux biens (patrimoines, bâtis, monuments, ...) ». Cependant, certains gaz comme la vapeur d'eau ou le dioxyde de carbone sont indispensables à la vie. D'autres, rassemblés sous le nom générique de « polluants », ont une toxicité plus ou moins marquée suivant leurs caractéristiques chimiques. La pollution peut également être définie dans un cadre réglementaire (article 2 de la loi sur l'air 96-1236 du 30 décembre 1996) : « Constitue une pollution atmosphérique, l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ou d'énergie, ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives ».

C'est toujours en ville qu'on trouve la pollution de l'air la plus importante et la plus diversifiée du fait des concentrations des populations, des activités et des flux ayant généré de nombreuses nuisances.

2.1.2. Origine de la pollution atmosphérique

La qualité de l'air que l'on respire chaque jour est essentielle à une bonne hygiène de vie. La pollution de l'air existe depuis très longtemps. Une grande partie de celle-ci est d'origine naturelle. La pollution liée à l'activité humaine est mieux connue et, à certains points de vue, plus importante depuis le milieu du XXème siècle.

Contrairement aux polluants émis naturellement qui se diffusent très largement autour de la terre, la pollution liée à l'activité humaine est souvent concentrée sur des surfaces très petites et à proximité des zones urbaines à forte densité de population.

L'émission de fumées noires par les véhicules ou les odeurs que l'on peut ressentir quelquefois sont les marques les plus visibles de l'existence de ces nuisances. Toutefois, les polluants présents dans notre environnement sont souvent incolores, inodores et invisibles aux concentrations que l'on rencontre habituellement.

Plus d'une centaine de polluants ont pu être identifiés. Seulement quelques-uns d'entre eux sont surveillés en permanence. Ils représentent ce que l'on appelle des "traceurs" de la pollution atmosphérique. Ils sont en général liés à une activité précise (combustion, transport,...). Bien que leur concentration dans l'air soit très faible, leur action sur la santé, les végétaux et les matériaux est très importante.

On peut mettre en évidence trois grandes sources de pollution liées à l'activité humaine dans l'environnement :

- Les installations de combustion (chauffage, production d'énergie...),
- Les procédés industriels (usines d'incinération, cimenteries...),
- Le transport (circulation automobile).

2.1.3. Composantes de la pollution atmosphérique

2.1.3.1. Echelles d'espace et de temps

Tous les problèmes de pollution ont des caractéristiques d'espace et de temps bien spécifiques et on peut distinguer trois types d'échelles :

- La microéchelle : l'espace concerné est de l'ordre de la dizaine de km², les processus sont étudiés dans des périodes variant de l'heure à l'année. Exemple de la pollution de l'air au niveau d'un quartier ou d'une ville ;
- La mésoéchelle : échelle d'un pays ou d'un groupe de pays, temps d'action s'étendant sur plusieurs années. Exemple de l'impact de la pollution de l'air sur les forêts ;
- La macroéchelle : à l'échelle de la planète, avec une dimension temporelle de plusieurs siècles. Exemple de l'effet de serre dû aux rejets de CO₂.

2.1.3.2. Evolution de la pollution

La pollution atmosphérique est régie par un processus comprenant cinq états : l'émission, le transport, la transformation et l'immission et les effets.

- **Les émissions.** Elles désignent des rejets de polluants dans l'atmosphère (g/s, t/an). Les polluants sont classés en fonction de leur état physique et chimique. On distingue ainsi les poussières des gaz, de nature organique et inorganique. A part l'ozone et les poussières, la majorité des polluants (SO₂, CO, NO_x, HC) proviennent principalement de la combustion des carburants et des combustibles fossiles et font partie des polluants primaires. L'estimation des flux des polluants varie mais on peut dire néanmoins qu'à l'échelle du globe, les émissions d'origine humaine sont en général inférieures aux flux naturels, mais que dans les pays industrialisés, les rejets anthropogéniques locaux dépassent largement les rejets naturels. Les sources de polluants sont réparties en trois grandes classes : industries (sources ponctuelles), chauffages (sources ponctuelles et diffuses) et trafic automobile (sources diffuses).
- **Le transport et la dispersion** sont conditionnés par le vent, la turbulence, la rugosité et l'état de stabilité thermique dans la basse atmosphérique, la hauteur effective de rejet des polluants. Pour un volume de référence fixé, la variation de masse d'un polluant par unité de temps est donnée par la différence des flux de polluants entrant et sortant de ce volume, ainsi que par la différence de contribution entre les termes source et puits.
- **Les transformations chimiques :** sous l'action de l'humidité et du rayonnement solaire, les polluants primaires peuvent subir les transformations chimiques qui engendrent des polluants dits secondaires.
- **Les immissions et le dépôt atmosphérique.** Les immissions désignent de façon générale la présence de polluants dans l'air ambiant. Pour les gaz et particules en suspension, elles s'expriment en µg.m⁻³. On parle de retombées pour les poussières et les particules en sédimentation (de diamètre supérieur à 50-100µ) qui se mesurent en mg.m⁻² jour⁻¹ par exemple. Les immissions dépendent principalement du polluant considéré et des conditions de dispersion et de transformation dans l'air mais ne dépendent pas (ou très peu) du récepteur et de la couverture du sol. Les valeurs d'immission caractérisent quantitativement un état de pollution atmosphérique sur un territoire donné et pendant un intervalle de temps fixé. Ce sont elles qui sont mesurées et dont on a fixé des valeurs limites.

On peut distinguer les immissions à long terme qui correspondent à des valeurs moyennes calculées sur une durée de plusieurs mois qui permettent de quantifier le niveau de fond de la qualité de l'air ; et les immissions à court terme qui se calculent sur de courtes durées (plusieurs minutes à plusieurs heures) et qui traduisent les "pointes" de pollution.

Par rapport aux immissions, le dépôt atmosphérique se réfère à l'ensemble des processus de transfert qui concourent à diminuer la teneur d'une substance présente dans l'air. C'est avant tout un phénomène d'interface, qui dépend fortement de la nature de la couverture du sol. Le dépôt atmosphérique peut être sec et correspond alors au transfert d'un aérosol ou d'un gaz entre l'air et un autre réservoir comme le sol, la végétation ou les eaux, ou peut être humide et correspond à un transfert s'effectuant par les précipitations et éventuellement les brouillards et la rosée. (Il existe aussi d'autres processus comme la sédimentation qui désigne les retombées gravimétriques des grosses particules (diamètres supérieur à 50-100 μ) ; l'enlèvement sec qui est un processus de coagulation et d'agglomération de fines particules sur de plus grosses particules ; et l'enlèvement humide qui correspond à une absorption de gaz et d'aérosols par les gouttelettes d'eau des nuages et du brouillard. Le dépôt a donc la nature d'un flux qui s'exprime en $\text{mg m}^{-2} \text{ mois}^{-1}$. C'est le dépôt qu'il convient de considérer dans l'étude des impacts de la pollution sur les écosystèmes.

- **Les effets.** L'augmentation des teneurs en polluants dans l'atmosphère engendre des nuisances affectant les matériaux urbains et les habitants de l'écosystème urbain : hommes, animaux et végétaux.

2.1.3.3. Evolution de la pollution en fonction de la saison

Selon la saison, les épisodes de pollution présentent des caractéristiques différentes. Dans la plupart des agglomérations, les principales pointes de pollution concernent surtout l'hiver et l'été, la réactivité chimique des polluants atmosphériques est faible ; les polluants primaires sont alors présents à des teneurs importantes, d'autant plus que les situations d'inversion de température sont fréquentes. En été, la réactivité chimique des polluants est élevée du fait des hautes températures et du fort rayonnement solaire, conduisant à la formation des polluants secondaires, appelés aussi polluants photochimiques.

2.1.3.4. Les échelles de la pollution atmosphérique

Le tableau ci-après (**Tableau 1**) résume les phénomènes de pollution atmosphérique habituellement classés par échelles géographiques. Les paramètres de géographie physique et de climatologie liés à ces échelles peuvent contribuer à la délimitation de zones d'investigation ou d'intervention.

Tableau. 1 : La pollution atmosphérique selon les différentes échelles géographiques
(Alioua, 2001).

Echelles	Origine	Composés principaux	Portés dans le temps	Effets	Phénomènes Météo et topo associés
Pollution de proximité	Echappement automobile de voie à circulation intense ou encombrée	NO, NO ₂ , CO comp. Org. imbrulés (gaz et particules)			Temps local stable et vent faible
	Incinération sauvage, chauffage domestique avec combustible impropre ou combustion incomplète	Comp. Org. imbrulés (gaz et particules)	Minutes ou heures	Etres vivants, matériaux et sols	Temps local stable et vent faible
	Panache de fumée industrielle	SO ₂ , métaux lourds			Temps stable ou vent établi dans direction dominante
Pollution Urbaine	Transport de pollution à l'échelle de quartier	NO, NO ₂ , CO comp. Org. imbrulés (gaz et particules)	Heures ou jours	Etres vivants, matériaux et sols	Vent établi dans direction dominante
	Résultante des pollutions précédentes à l'échelle de grandes	NO, NO ₂ , CO comp. Org. imbrulés (gaz et particules)			Ilot de chaleur urbain et inversion de température (dôme de pollution urbaine et effet de fond de vallée)
Pollution Périurbaine	Transformation photochimique de la pollution automobile d'origine urbaine	O ₃ , PAN	Heures ou jours	Etres vivants, matériaux et sols	Temps chaud et ensoleillé

Echelles	Origine	Composés principaux	Portés dans le temps	Effets	Phénomènes Météo et topo associés
Pollution régionale et pollution continentale	Transformation chimique et transport de pollution	O ₃	Heures et jours	Milieux naturels et êtres vivants	Canicule et altitude des reliefs
	Transport de pollution à longue distance, dépôts humides et secs	SO ₂ , NO ₂ , radioéléments	Jours		Grands couloirs de pollution
Pollution planétaire	Migration des polluants vers la stratosphère	CFC, N ₂ O	Années	Amincissement couche d'ozone	Couche d'ozone protégeant des UV
	Augmentation de gaz à effet de serre	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC, O ₃	Années	Effet de serre	/

2.1.4. La pollution d'origine automobile

Dans les villes, trafic routier est, actuellement, la cause majeure de pollution de l'air en milieu urbain ; l'augmentation des populations urbaines, l'accroissement de leur taux de motorisation, l'allongement des parcours domicile – travail ont entraîné une intensification de la circulation automobile ayant pour corollaire une congestion des voies de circulation et l'extension des nuisances à toutes les zones urbaines et suburbaines.

La contribution automobile est donc fondamentale dans les études se basant sur la pollution urbaine générale. En effet, bien que des systèmes de mesures et de réglementation aient été mis en place de façon à appréhender la pollution issue de sources fixes, la pollution issue des sources mobiles a fait l'objet d'une réglementation beaucoup plus tardivement et les systèmes de répression sont plus difficiles à appliquer. Les progrès effectués dans la prévention des pollutions générales ou dans la dépollution dans l'industrie et, parallèlement, la forte augmentation du trafic ont eu pour conséquence une part croissante de l'origine automobile dans les émissions urbaines de polluants, et encore plus dans l'exposition de la population des villes, en raison de la proximité de la source et des phénomènes de dispersion horizontale et verticale des polluants (Gombert, 1999).

Des études réalisées sur l'impact des routes sur la pollution démontrent la très bonne corrélation entre l'intensité du trafic automobile et les quantités émises de polluants (Colwill, 1975 ; Kuhler *et al.*, 1988 ; Ward, 1990).

La circulation automobile est à l'origine de l'émission de polluants tels que le SO₂, le CO, le Pb, les PS, les NO_x, les COV issus de combustions incomplètes, des substances ajoutées dans les carburants ou de l'usure des pièces, la circulation automobile est aussi à l'origine de la formation de polluants secondaires (O₃, PAN) transformés à partir de l'émission des premiers (Gombert, 1999).



Figure n°1 : La circulation automobile en Algérie (Journal el Watan du : 25/04/2011).

2.2. Les principaux polluants urbains

(D'après Parmentier et Garrec, 1994 ; Ascoparg, 1997 ; Société Française de Santé Publique, 1996).

Les modes de formation, d'émission, et la réglementation concernant les principaux polluants urbains (SO_2 , CO , Pb , PS , COV , NO_x , O_3) sont décrits dans ce paragraphe. Cependant, une attention particulière sera portée sur le plomb qui est le polluant abordé au cours de ce travail de thèse.

2.2.1. Le plomb : Pb

Le plomb est un métal gris bleuâtre, blanchissant lentement en s'oxydant, malléable. C'est un élément toxique, mutagène, et reprotoxique, sans valeur connue d'oligoélément. Il a en effet été classé comme potentiellement cancérigène en 1980, classé dans le groupe 2B par le CIRC (Centre international de recherche sur le cancer) puis comme probablement cancérigène pour l'homme et l'animal en 2004. Deux sels de plomb (chromate de plomb et arséniate de plomb), sont considérés comme carcinogènes certains par le CIRC.

C'est un métal toxique provenant principalement de la circulation automobile. L'utilisation de plus en plus importante d'essence sans plomb dans les pays développés engendre une diminution très nette des niveaux rencontrés.

Le plomb est un contaminant de l'environnement, toxique et écotoxique dès les faibles doses. Les maladies et symptômes qu'il provoque chez l'homme ou l'animal sont regroupés sous le nom de « saturnisme ».

Le plomb est présent naturellement dans l'environnement. Cependant, la plupart des concentrations en plomb que l'on trouve dans l'environnement sont le résultat des activités humaines. A cause de l'utilisation de plomb dans l'essence un cycle non naturel de plomb a été créé.

Le plomb est brûlé dans les moteurs des voitures, ce qui crée des sels de plomb (chlorures, bromures, oxydes). Ces sels de plomb pénètrent dans l'environnement par l'intermédiaire des

fumées d'échappement des voitures. Les particules les plus grandes retombent au sol immédiatement et polluent les sols ou les eaux de surface, les particules plus petites parcourent de longues distances dans l'air et restent dans l'atmosphère. Une partie de ce plomb retombe sur terre lorsqu'il pleut. Ce cycle du plomb provoqué par les productions de l'homme est beaucoup plus étendu que le cycle naturel du plomb. De ce fait la pollution au plomb est un problème mondial.

Il n'y a pas seulement l'essence au plomb qui augmente les concentrations dans l'environnement, d'autres activités telles que la combustion de combustibles, des procédés industriels et la combustion des déchets solides, y contribuent aussi.

2.2.2. Le monoxyde de carbone : CO

Dans les sites urbains, il provient essentiellement du fonctionnement des véhicules à moteur à explosion. Dans les locaux, une mauvaise combustion liée souvent à un mauvais entretien ou à une mauvaise utilisation des appareils de chauffage.

Ce gaz provient des combustions incomplètes. Il est émis en grande partie (59 %) par le trafic routier. Le chauffage urbain, collectif ou individuel, vient en deuxième position avec 21 % des émissions. Dans l'atmosphère, il se combine en partie et à moyen terme avec l'oxygène pour former du dioxyde de carbone (CO₂).

On le rencontre essentiellement au niveau du sol à proximité des sources d'émission. Il participe, avec les oxydes d'azote et les composés organiques volatils, à la formation d'ozone troposphérique.

2.2.3. Le dioxyde de soufre : SO₂

C'est le polluant le plus caractéristique des agglomérations industrialisées. Il provient essentiellement de la combustion de charbon et des fuel-oils qui en brûlant libèrent le soufre qu'ils contiennent. Celui-ci se transforme alors avec l'oxygène de l'air pour former le SO₂. En présence d'eau, le SO₂ se transforme en acide sulfurique.

2.2.4. Les composés organiques volatils : COV

Ils englobent des composés organiques gazeux que l'on rencontre dans l'atmosphère, dont les principaux sont des hydrocarbures.

Les trois sources principales sont le trafic routier (39 %), l'utilisation domestique ou industrielle de peinture, vernis, colle, etc., dont les solvants s'évaporent au cours du séchage, et l'évaporation à partir du stockage d'hydrocarbures.

Avec les oxydes d'azote et le monoxyde de carbone, ils contribuent donc à la formation d'ozone troposphérique.

Les BTX (appellation regroupant le benzène, le toluène et les xylènes), hydrocarbures aromatiques monocycliques, entrent dans la composition des carburants et se retrouvent dans l'atmosphère soit par les gaz d'échappement, soit par l'évaporation des carburants des réservoirs ou des stations-services.

2.2.5. Les oxydes d'azote : NO_x

Les NO_x comprennent essentiellement le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2). Ils résultent de la combinaison de l'azote et de l'oxygène de l'air à haute température. Environ 95 % de ces oxydes sont la conséquence de l'utilisation de combustibles fossiles (pétrole, charbon et gaz naturel). Le trafic routier (59 %) en est la source principale.

Ils participent à la formation des retombées acides. Sous l'action de la lumière ils contribuent à la formation d'ozone troposphérique.



Figure 2: Pollution automobile (Source : @¹)

2.2.6. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés complexes résultant de la fusion de plusieurs cycles benzéniques.

Cette catégorie d'hydrocarbures, se présente généralement dans l'air liée aux particules. Ils proviennent de la combustion incomplète du charbon et des fuels. En ville, les moteurs diesel sont une cause importante de pollution de l'air par les HAP.

2.2.7. Les particules

Les particules ou poussières constituent en partie la fraction la plus visible de la pollution atmosphérique (fumées). Elles ont pour origine les différentes combustions, le trafic routier et les industries. Elles sont de nature très diverses et peuvent véhiculer d'autres polluants comme des métaux lourds ou des hydrocarbures. De diamètre moyen inférieur à $10\text{ }\mu\text{m}$, elles restent plutôt en suspension dans l'air. Supérieures à $10\text{ }\mu\text{m}$, elles se déposent, plus ou moins vite, au voisinage de leurs sources d'émission.

On peut citer également les poussières issues des carrières et des cimenteries ainsi que les poussières issues de l'usure des revêtements des routes et des pneus, et, enfin, de l'érosion.

2.2.8. L'ozone : O_3

Ce gaz est issu de la transformation de certains polluants sous l'action des rayons ultraviolets du soleil (oxydes d'azote, monoxyde de carbone, hydrocarbures). L'ozone présent dans les hautes

couches de l'atmosphère (25km) nous protège des rayons nocifs du soleil. Dans notre environnement proche, il est considéré comme un polluant très actif sur la santé et la végétation.

Chapitre 2

La pollution plombique

(D'après Citepa , 1991 ; Crecep, 1990 ; De Jonghe et *al.*, 1981 ; Vichi, 1981)

Connu et utilisé depuis la plus haute antiquité, le plomb a vu ses usages et son emploi croître rapidement du fait de sa disponibilité et de ses caractéristiques physiques et mécaniques. Sous l'Empire romain, son emploi était déjà très courant et la production annuelle de plomb atteignait 60 000 tonnes. Plus près de nous, le développement industriel et l'essor de l'automobile ont eu pour conséquence une augmentation considérable de la production de plomb et de l'emploi de ce métal et de ses dérivés. Il en a résulté une dispersion importante de cet élément dans l'environnement et une augmentation des risques d'exposition.

Toutes les formes de plomb biodisponibles sont responsables d'effets toxiques vis-à-vis des organismes vivants. En effet, si des doutes persistent quant à la responsabilité du plomb dans le déclin de l'Empire romain, les effets résultant d'intoxications aiguës ou chroniques sont maintenant bien connus et leur gravité incontestable ne peut être sous- estimée.

I. Le plomb à l'état naturel

Le Plomb est assez abondant dans la croûte terrestre où sa concentration moyenne est comprise entre 10 et 20 mg/kg (Garnier, 2005). Il est très rare à l'état natif mais beaucoup plus répandu sous différentes formes : sulfures et leurs produits d'altération, halogénures et oxyhalogénures, arsenio et antimoniosulfures, oxydes, carbonates et silicates. Le Plomb est principalement extrait à partir de la galène (Sulfure de plomb : PbS).

Deux autres minerais sont également utilisés : La cérusite (Carbonate de plomb : $PbCO_3$) ou l'anglésite (sulfate de plomb : $PbSO_4$) qui proviennent de l'oxydation de la galène dans les zones les plus anciennes des gisements (Benadda, 2002).

II. Les propriétés physico-chimiques du plomb :

Le plomb, du latin plumbum qui signifie liquide argenté, c'est un métal mou, gris, brillant qui se ternit à l'air. Il n'a ni goût ni odeur caractéristique. Il appartient au groupe IV b de la classification périodique des éléments. Ses principales propriétés physico-chimiques sont présentées dans

le

Tableau 2.

Tab. 2 : Les principales propriétés physico-chimiques du plomb (Cecchi, 2008).

Symbole	Pb
Numéro Atomique	82
Masse Atomique	207.2 g.mol ⁻¹
Point de fusion	327°C
Point d'ébullition	1740°C
Densité	11.35
Configuration électronique	[Xe] 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Rayons ioniques	
Pb ²⁺	0,94 à 1,49 Å
Pb ⁴⁺	0,78 à 0,94 Å

III. Usage du plomb

Le plomb a été préconisé pour de nombreux usages et bien que certains d'entre eux aient été abandonnés, il reste encore très employé du fait de certaines de ses propriétés particulièrement intéressantes :

- Densité élevée
- Ductilité et malléabilité importante
- Bas point de fusion
- Inertie chimique
- Résistance à la corrosion

3.1. Le plomb métallique

La principale utilisation du plomb est la fabrication des batteries d'accumulateurs où il est employé sous forme d'alliages pour les plaques et sous forme d'oxyde pour la fabrication des pâtes garnissant les électrodes. Le plomb ainsi utilisé peut être facilement recyclé.

Le plomb a été très utilisé dans les réseaux de distribution d'eau et de gaz de ville. Parmi les usages industriels, on peut noter l'insonorisation, l'anti-vibration, la radioprotection dans les centrales nucléaires, les installations de radiographie et les équipements électronique. Dans les industries chimiques qui emploient des acides, le plomb est utilisé pour la réalisation de tuyauteries et de bacs. L'industrie automobile l'emploie également pour la garniture des freins. Des alliages à

base de plomb sont encore très utilisés pour la fabrication de gaines pour câbles électriques, pour la soudure et le sertissage, éventuellement en imprimerie. Par contre, leur emploi en conserverie et pour la protection des bouchons a pratiquement disparu; de même que l'usage de récipients en « étain ». Enfin, une quantité non négligeable de plomb est utilisée pour la fabrication des projectiles pour la chasse ou le tir.

3.2. Les dérivés plombiques

Dès 1920, le plomb tétra-éthyle et le plomb tétra-méthyle ont été utilisés comme additifs antidétonants dans les carburants. Leur emploi a rapidement progressé pour atteindre 380 000 tonnes par an dans le monde en 1973, puis a décliné pour atteindre environ 72 000 tonnes en 1990. En effet, dès 1970 des mesures ont été prises pour réduire les teneurs en dérivés organiques du plomb dans les essences.

En France, dès 1981, la teneur en plomb dans l'essence est passée de 0.55 g/l à 0.40 g/l. La directive européenne 85/209 CEE du 7 mars 1985 a limité la teneur en plomb des carburants à 0.40 g/l en 1989, cette teneur a été ramenée à 0.25g/l, enfin elle a été limitée à 0.15 g/l à compter du 1^{er} juin 1991. En outre, la teneur limite dans les carburants sans plomb a été fixée à 0.013g/l. En France, ces mesures ont été mises en application en juillet de la même année.

Les dérivés du plomb ont été autrefois très utilisés dans la peinture pour l'intérieur des locaux. Il s'agit notamment de pigments blancs, principalement le carbonate de plomb (céruse), éventuellement le sulfate de plomb. De tels usages ont été progressivement limités et sont actuellement interdits dans la plupart des pays industrialisés.

Une directive européenne de 1989 (89/ 677/ CEE) interdit de tels usages sauf si l'objectif est la préservation. Malgré de telles interdictions, de nombreux problèmes persistent en ce qui concerne des locaux anciens et vétustes peints avec de tels produits. Un des oxydes de plomb (minium) est également utilisé pour ses propriétés protectrices dans les peintures à usage extérieur. Un tel usage n'est pas interdit, mais est en régression constante.

Quelques autres pigments (chromate de plomb, molybdate de plomb) restent encore employés dans des conditions très limitées pour des usages particuliers (marquage des routes, encres, matières plastiques).

Les écolabels, notamment la marque NF Environnement concernant les peintures et vernis utilisés à l'intérieur et à l'extérieur des locaux, ne peuvent en aucun cas être attribués aux produits renfermant des dérivés du plomb quels qu'ils soient.

Parmi les autres usages, on peut citer : l'oxyde de plomb, le silicate de plomb, d'autres dérivés inorganiques utilisés en cristallerie, en verrerie et pour le glaçage des porcelaines, des céramiques et des faïences ; des dérivés organiques, notamment le stéarate de plomb, comme adjuvant dans les matières plastiques ; enfin l'arséniate de plomb comme fongicide et insecticide contre les fourmis et les cafards (de tels usages sont également en régression).

En France, en 1987 la consommation en plomb a été évaluée à 231 000 tonnes répartis dans les conditions suivantes, en fonction des différentes branches d'activité. La légère augmentation constatée entre 1970 et 1990 est essentiellement due au développement des batteries d'accumulateurs ; on a par contre, constaté une diminution importante des additifs pour carburants ((Benadda, 2002).

IV. Les émissions de plomb dans l'environnement

Le plomb et ses dérivés sont émis en permanence dans l'atmosphère, dans les eaux et dans les sols, par le biais d'émissions atmosphériques. Ces dernières sont d'origine naturelle et surtout anthropique (Derache, 1986).

4.1. Les émissions d'origine naturelle

Elles ont pour origine l'érosion des sols, les éruptions volcaniques, les incendies de forêt, la végétation. Elles ne représentent environ que 4 % des émissions (1 à 23 tonnes/ an au niveau mondial) (Alioua, 2001).

4.2. Les émissions d'origine industrielle

La métallurgie et le raffinage du plomb sont à l'origine d'émissions importantes à proximité des gisements ou de sites industriels.

Les industries de transformation sont également responsables d'émissions. On peut notamment citer les manufactures de batteries d'accumulateurs, de verres, de céramiques, d'additifs pour carburants, de pigments, de pesticides, d'engrais, l'industrie électronique.

L'élimination de déchets industriels riches en plomb, en décharge ou par incinération peut être responsable d'émissions au niveau des sols, des eaux et surtout au niveau de l'atmosphère.

La combustion du charbon et du pétrole comme source d'énergie industrielle ou urbaine est responsable d'émissions de plomb dans l'atmosphère. Au niveau mondial, ces émissions étaient en 1983 comprises entre 2600 et 18000 tonnes.

4.3. Les émissions d'origine automobile

La circulation automobile reste encore, malgré le développement des carburants sans plomb, une cause importante de la pollution de l'atmosphère en zone urbaine. D'après le **CITEPA** en 1991, les émissions atmosphériques résultant d'un tel usage étaient de 1900 tonnes. Lors de la combustion, la majorité des dérivés organiques du plomb sont transformés en dérivés inorganiques (halogénures, sulfates, oxydes, carbonates) et sont éliminés par les gaz d'échappement. Les particules émises sont de faibles dimensions (0.015 μm), mais leur dimensions croît jusqu' à 0,1 et même 1 μm . Dans ces conditions, leur durée de séjour dans l'atmosphère varie de 7 à 24 heures. On admet que 50 à 60% des particules ainsi émises se déposent rapidement sur les chaussées et sont entraînées par ruissellement vers les milieux récepteurs.

La circulation automobile est responsable de 90 % de la présence du plomb dans l'atmosphère (Caplun *et al.*, 1984). Il provient de la combustion du plomb tétraéthyle ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$) et tétraméthyle ($\text{Pb}(\text{CH}_3)_4$) ajoutés aux essences comme antidétonants respectivement en 1924 et 1960 (Elichegaray, 1980 ; Curtis et Bonnie, 1982 ; Autissier, 1983).

Les études de Davis (1973), Huntzicker *et al.* (1975), ont montré qu'après combustion 30 % de plomb contenus dans l'essence sont piégés dans le moteur et 70 % sont rejetés dans l'environnement sous forme de particules d'halogénures qui finissent par se convertir en oxydes,

sulfates et carbonates (Terhaar et Bayard, 1971), leur taille moyenne est inférieure ou égale à $1\mu\text{m}$ (Lee *et al.*, 1972; Robinson et Ludwig, 1967; Elichegaray, 1980).

Le degré de pollution engendrée est fonction de la demande en carburant qui suit proportionnellement l'élargissement du parc automobile qui a été estimé à 250 millions de véhicules en 1983, soit 10 fois plus grand qu'en 1930 et sa croissance continue (Deruelle, 1983). Sachant que la contribution d'une voiture à la pollution atmosphérique est de 0.417 g de Pb/l d'essence (Alioua, 2001), chaque automobile rejette environ 1Kg de pb/an (Ramade, 1982).

Dans la région de ANNABA, on enregistre à titre d'information 140 Kg de Pb rejetés quotidiennement dans l'atmosphère (Semadi, 1989). Aux Etats-Unis et dans la plupart des pays européens, les émissions sont moins importantes, car actuellement la teneur en plomb des carburants est de 0.15 g/l (Alary et Donati, 1990; Revich, 1994).

Ces évolutions ont pu se faire et se poursuivre grâce aux traitements d'hydrocarbures donnant de hauts indices d'octane, d'une part, et à l'adaptation du moteur en faisant varier ses paramètres de réglage et de conception d'autres part.

L'Algérie utilise toujours de l'essence au plomb à raison de 0.45 g/l, alors qu'il est l'un des plus grands producteurs mondiaux de GPL (gaz de pétrole liquéfié, à 0 % de plomb). L'accord pour l'introduction de ce carburant ultra-propre appelé communément « SIRGHAZ » a été donné en 1982 à Alger par le conseil des ministres, cependant le manque de vulgarisation et de sensibilisation a tout de suite freiné son utilisation (Bouzerea, 2000).

V- Cycle biogéochimique du plomb

Les dérivés du plomb sont émis dans les différents compartiments de l'environnement (dans l'atmosphère, dans les eaux, au niveau des sols), généralement sous formes inorganiques, plus rarement sous formes organiques.

Les formes inorganiques sont ionisées ou complexées, elles sont solubles ou insolubles dans l'eau et souvent adsorbées sur particules minérales ou organiques.

Les formes organiques sont volatiles et peu solubles dans l'eau ; elles sont émises sous forme gazeuse ou adsorbées au niveau des particules. Quelles que soient leurs formes d'émission, les dérivés du plomb vont entrer dans le cycle géo-biochimique assurant leur transformation et leur migration.

Leur comportement et leur devenir vont être conditionnés par leur structure, leurs propriétés physico- chimiques mais également par la nature des milieux dans lesquels ils sont émis. Au sein des différents compartiments de l'environnement, des mécanismes physiques, chimiques et biochimiques vont modifier leur mobilité, leur biodisponibilité, leur toxicité, leurs possibilités de bioaccumulation chez les organismes vivants ou de bio magnification par l'intermédiaire des chaînes alimentaires.

On peut citer :

- Les phénomènes d'adsorption et de désorption,
- Les réactions chimiques,
- Des complexations avec des complexants inorganiques ou organiques naturels ou xénobiotiques,
- Des processus de dégradation photochimiques,
- Des processus biochimiques ayant pour conséquence des biotransformations, en aérobie ou en anaérobie, des phénomènes de bioaccumulation directs ou par l'intermédiaire des chaînes alimentaires.

Tous ces mécanismes sont fortement influencés par les conditions du milieu, notamment le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, la température, la nature des substances adsorbantes, la présence de substances organiques, d'agents complexants, d'anions, de cations, etc.

Dans l'atmosphère, les particules émises sédimentent plus ou moins rapidement en fonction de leurs dimensions, de leur densité et des conditions climatiques. Les dérivés organiques du plomb disparaissent rapidement, ils sont en effet photodégradés avec formation de dérivés trialkylés, dialkylés, monoalkylés puis de dérivés inorganiques.

Au sein des milieux aquatiques, les dérivés organiques du plomb peuvent être émis, soit directement soit après adsorption sur des particules. Les dérivés tétraalkylés sont très rapidement transformés en dérivés trialkylés. Ces derniers se transforment beaucoup plus lentement en dérivés dialkylés, en dérivés monoalkylés puis en dérivés inorganiques. Les dérivés trialkylés sont peu bio accumulables chez les algues vertes, les moules et les poissons, les dérivés dialkylés semblent être plus facilement bio accumulés.

La bio accumulation du plomb sous forme inorganique chez les organismes vivants a été clairement démontrée à la suite d'essais de laboratoire et d'observations faites sur le terrain. La bioaccumulation est particulièrement importante au niveau du phytoplancton pour lequel des facteurs de bioaccumulation voisins de 100 000 ont pu être mis en évidence. Elle est également importante au niveau des mollusques bivalves filtreurs et des bryophytes.

Au niveau des sols, le plomb est généralement immobilisé par échanges d'ions, adsorption au niveau des argiles et de certains hydroxydes ou par complexation par des molécules organiques. Cependant, de nombreux paramètres peuvent intervenir pour augmenter la mobilité du plomb, sa migration éventuelle vers les nappes phréatiques ou sa biodisponibilité pour les végétaux (Alioua, 2001).

VI- Niveaux de contamination

Le plomb est l'un des contaminants les plus répandus (Jarup, 2003). Toxique ou nocif, même à faible concentration pour de nombreux organismes vivants (Usu, 2009).

6.1. Contamination de l'atmosphère

La contamination de l'atmosphère est souvent transitoire car ce compartiment constitue un lieu important de transfert de pollution vers les eaux et les sols par l'intermédiaire des précipitations sèches ou humides.

Dans l'environnement, les concentrations observées dépendent de la proximité d'industries, de zones urbanisées et de la nature des carburants utilisés, avec des valeurs plus élevées dans certaines ambiances de travail et dans les zones de fort trafic automobile (Kawalska Pylka et al., 1995).

Les teneurs normales correspondant à des zones théoriquement non contaminées par des émissions anthropogéniques varient entre 0,01 µg et 0,1 µg/m³.

Dans les villes les teneurs observées varient entre 0,5 µg et 10 µg/ m³ dans les zones à forte circulation automobile et dans le cas d'usage de carburant renfermant des additifs de plomb. La limitation de la teneur en plomb des carburants permet généralement de respecter la directive

européenne 82/ 884 CEE du 3 décembre 1982 qui fixe pour la moyenne annuelle une teneur limite de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Des mesures faites à Paris montrent que dans les zones les plus polluées les concentrations moyennes observées sont passées de $7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1978 à $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 1991.

6.2. Contamination des sols

Les sols contiennent en moyenne 10 mg de plomb par kg ; avec une fourchette comprise entre 2 et 200 mg/kg. Un sol est considéré comme normal si sa concentration en plomb ne dépasse pas 100 mg/kg.

Les concentrations observées varient suivant la nature des sols, des apports atmosphériques. Ainsi, à proximité des mines et des usines de production de plomb, on peut observer des concentrations variant entre 195 et 1500 mg/kg. Cependant, ces teneurs augmentent rapidement en fonction de la distance au point d'émission.

La concentration du plomb dans les sols peut atteindre des valeurs de l'ordre de $7000 \mu\text{g}/\text{g}$ au voisinage des routes à grande circulation et $13380 \mu\text{g}/\text{g}$ dans les zones minières (Wickland, 1990).

Une étude française a démontré que l'essence plombée a pollué le monde, à grande échelle, laissant les sols largement pollués et dans certains endroits gorgés de plomb, pour des dizaines ou des centaines d'années encore @².

6.3. Contamination des eaux

La contamination des eaux de pluies est variable et directement influencée par la pollution atmosphérique.

La contamination des eaux de ruissellement est dépendante des eaux de pluies. Cependant, celles-ci peuvent se charger considérablement au contact des sols et être responsables d'un apport très important aux milieux aquatiques. Ainsi, en zone urbaine, les eaux de ruissellement peuvent présenter des concentrations en plomb trois fois supérieures à celle des eaux de pluies. Des mesures effectuées en 1990 et 1991 sur sites de Clichy ont montré que les teneurs en plomb passaient en moyenne de $70 \mu\text{g}/\text{l}$ dans l'eau de pluie à $220 \mu\text{g}/\text{l}$ dans les eaux de ruissellement.

Les apports au milieu marin sont importants par voie atmosphérique (90 000 à 140 000 tonnes/an) ou par l'intermédiaire des cours d'eau (300 000 à 900 000 tonnes / an).

En mer méditerranée, on met en évidence des concentrations variant entre 2 et $10 \mu\text{g}/\text{l}$, avec une moyenne de $4,8 \mu\text{g}/\text{l}$. Dans le cas des sédiments, on estime que la contamination est importante lorsque la teneur en plomb dépasse $200 \text{ mg}/\text{kg}$.

Les mousses aquatiques sont utilisées depuis une dizaine d'années comme bio indicateurs de la pollution métallique des eaux douces. Lorsque la teneur en plomb reste inférieure à $38 \mu\text{g}/\text{l}$ il n'y a pas de pollution ; c'est le cas le plus fréquent. La situation est jugée suspecte entre 38 et $114 \mu\text{g}/\text{l}$ et importante au-dessus de $342 \mu\text{g}/\text{l}$ (Alioua, 2001)

VII. Aspects toxicologiques du plomb

7.1. Voies d'expositions

7.1.1. Voies aériennes

Les concentrations du plomb dans l'air dépendent de nombreux facteurs. Parmi eux, la proximité de sources ponctuelles d'émission et les voies de circulation routière jouent un rôle essentiel. Inhalé sous forme de fumée ou plus généralement de fines poussières, le plomb est transféré du compartiment pulmonaire vers le sang par diffusion après dissolution des particules.

7.1.2. Voies alimentaires

L'ingestion directe de plomb peut se faire par la contamination des boissons et des aliments mais aussi en portant à la bouche les mains ou des objets souillés de plomb. Il a été trouvé que tous les aliments renferment du plomb, mais à des teneurs variables (Curtis et Bonnie, 1992).

Haguenoer et Cezaro (1992), affirment que les fruits et les légumes cultivés dans des régions polluées sont fortement contaminés. Des teneurs élevées en plomb dans les produits animaux peuvent être liées à une contamination (Derache, 1986).

Les eaux destinées à l'alimentation, transportées dans des canalisations qui comportent des parties en plomb ou simplement des soudures ou des joints à base de plomb peuvent dissoudre ce métal et présenter des concentrations élevées au robinet du consommateur.

7.1.3. Voies mixtes

L'habitat constitue une source importante de contamination lorsque des peintures au plomb ayant été utilisées dans le passé. Le laboratoire d'hygiène de la ville de Paris a établi qu'à partir de 10 mg/g, il existe une corrélation entre le niveau d'intoxication des enfants et les concentrations maximales de plomb acide soluble retrouvé dans les écailles de peinture de l'habitat.

Dans ces conditions, lorsque les écailles de peintures tombent au sol, elles sont à l'origine d'une exposition élevée par la contamination des mains et la richesse en plomb des poussières. Au travers des enquêtes conduites aux états unis depuis une vingtaine d'années (Sayre et *al.*, 1974) et en France plus récemment, on sait que cette source est l'une des plus importante, tout au moins chez l'enfant (Deltour et Squinazi, 1989 ; Ostier et Connet, 1992)

7.2. Taux d'absorption selon les voies d'entrées

7.2.1. Voie respiratoire

Il s'agit d'inhalation de vapeurs, fumées ou de poussières de plomb qui passent la barrière alvéolo - membranaire par diffusion après dissolution des particules. Chez l'adulte, 30 à 50 % du plomb retenu dans les poumons sont absorbés dans des délais courts. Le plomb organique est particulièrement bien absorbé par inhalation.

Chez l'enfant, jusqu'à 6 ans, L'inhalation de plomb est, proportionnelle à son poids corporel, plus importante environ deux fois que chez l'adulte. (A.T.S.D.R. 1988)

7.2.2. Voie digestive

Elle peut être directe par ingestion alimentaire (eau ou aliments contaminés) ou par le contact des mains souillées (par la cigarette chez l'adulte et l'ingestion de poussières de sol chez

l'enfant) avec la bouche. Elle est aussi indirecte, liée aux sécrétions bronchiques transportées vers le nasopharynx. L'absorption intestinale se fait par diffusion passive et transport actif.

Cette absorption est plus faible que dans les poumons. Environ 10 % du plomb alimentaire passe à travers la barrière intestinale chez l'adulte. Ce taux est plus élevé chez les jeunes enfants jusqu'à 50 %. Le déficit en fer est associé à une absorption plus grande, ce qui accroît encore l'anémie. (A.T.S.D.R. 1988)

7.2.3. Voie cutanée

Elle est secondaire, mais non négligeable, notamment pour le plomb tétraéthyle (le plomb inorganique est faiblement absorbé par la peau), le taux d'absorption a été estimé à 0,06 % de la quantité totale.

7.3. Distribution du plomb dans l'organisme

Du point de vue toxicocinétique, les mouvements du plomb dans l'organisme s'analysent à travers trois compartiments :

7.3.1. Le sang

Le plomb absorbé passe directement dans le sang après avoir traversé la muqueuse intestinale et les parois alvéolaires où il se lie à 99 % aux globules rouges. Le sang contient 1.15 mg de plomb selon Caplun *et al.* (1984) et de l'ordre de 1.7 à 2 mg pour Rabinowitz *et al.* (1980). La demi-vie du plomb dans le sang est d'environ 25 jours. Elle peut être beaucoup plus longue chez l'enfant (environ 10 mois) (Tolot *et al.*, 1981).

7.3.2. Les tissus mous

Le transfert du plomb dans les tissus mous révèle de mécanismes complexes et multifactoriels (A.T.S.D.R. 1988), les tissus mous contiennent environ 0.66 mg de plomb selon Caplun *et al.* (1984) et environ 0.3 à 0.9 mg pour Rabinowitz *et al.* (1980); le temps de résidence dans ces tissus est de 40 jours.

7.3.3. Les tissus osseux

L'os et les dents stockent environ 95 % du plomb de l'organisme. Une partie de ce plomb reste mobile et peut être relarguée dans le sang. La quantité totale de plomb stockée dans les os est environ 200 mg pour Caplun *et al.* (1984) et varie entre 100 et 400 mg selon Rabinowitz *et al.* (1980), donc la quantité la plus importante est localisée au niveau des os (Schroeder et Tipton; cités par Lauwerys et Lavenne, 1972; Lauwerys, 1992) où la concentration augmente avec l'âge.

La durée de vie du plomb dans les tissus osseux est de l'ordre de 70 ans (Caplun *et al.*, 1984). Le plomb passe la barrière placentaire durant toute la grossesse et l'accumulation commence dès la 12ème semaine pour le fœtus. (Angell et Lavery, 1982; Baranowska, 1995), cette sensibilité du fœtus est confirmée par Frank (1992). Dans le même sens, les travaux de Lauwerys (1992) sur les

rats montrent que l'administration du plomb à la mère peut produire une encéphalopathie chez le rat nouveau né.

7.4. Excrétion du plomb

Le plomb éliminé par la voie urinaire représente entre 65% et 75% de la quantité absorbée (Haguendre et Furon, 1981; Lauwerys, 1992) avec une faible quantité très concentrée éliminée par la bile (30%).

Le plomb absorbé est ainsi éliminé pour moitié, l'autre moitié étant destinée à être stocker dans l'os. La moitié de cette quantité est susceptible de repasser dans le sang et d'être alors excrétée.

Il existe des voies secondaires d'excrétion :

- Le lait maternel : Le plomb peut être transmis de la mère à l'enfant via le lait maternel (Lauwerys, 1992), la concentration du plomb dans le lait de femme peut atteindre 12 $\mu\text{g/l}$ (Haguenor et furon, 1981).
- La sueur : Chez les sujets exposés aux fortes chaleurs, l'excrétion sudorale peut être supérieure à l'élimination urinaire (Haguenoer et Furon, 1981).
- L'excrétion par les phanères : Le plomb est éliminé dans les ongles, selon Evreux *et al.*, (1986) et peut atteindre des concentrations de 9.40 p.p.m par rapport à la matière sèche, il peut aussi s'éliminer en des quantités appréciables dans les cheveux, pour des sujets dans une zone rurale, la teneur en plomb est environ de 9.1 p.p.m, et de 15.3 p.p.m dans des zones urbaines et enfin 48.5 p.p.m pour les travailleurs dans les fonderies. (Chattopadhyay *et al.*, 1977). La capacité excrétoire des enfants est réduite, car leur capacité de fixation sur l'os est proportionnellement plus grande que chez l'adulte (Lauwerys, 1988).

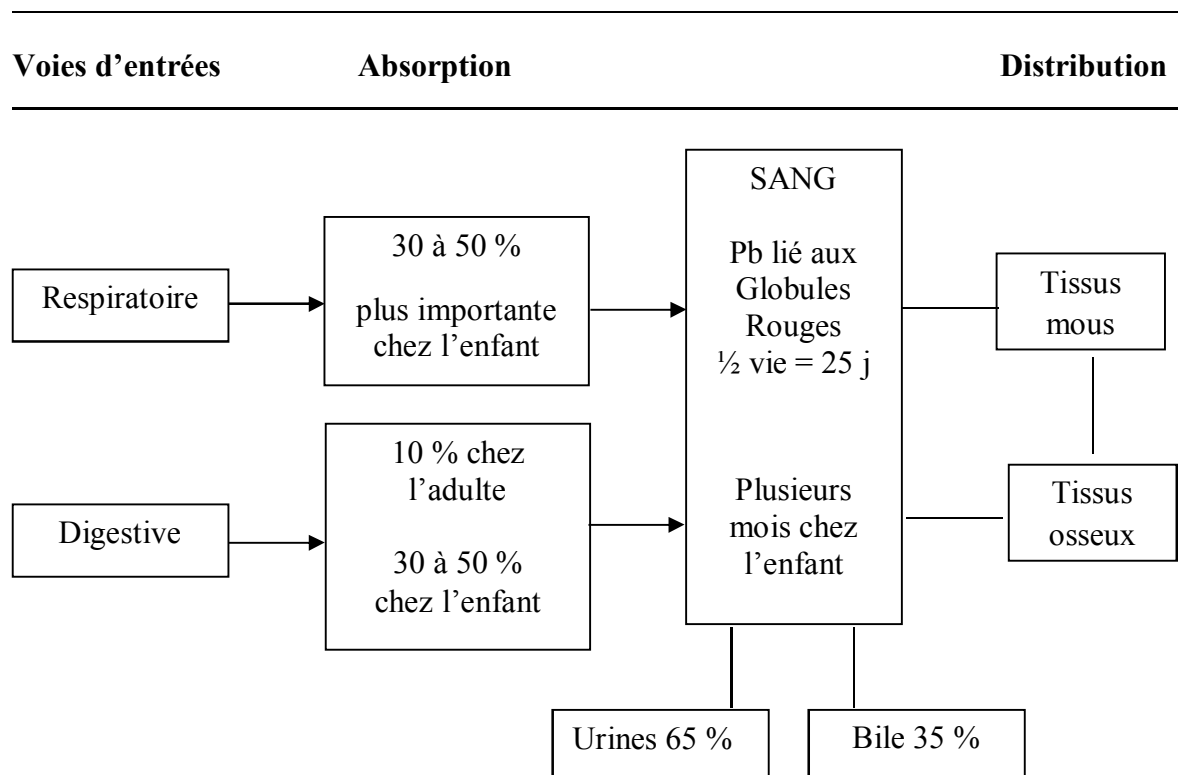


Fig. n°3 : Evolution du plomb absorbé dans l'organisme (Seux et Dab, 1994)

VIII. Action du plomb sur l'environnement

8.1. Sur la flore

8.1.1. Effets sur les végétaux inférieurs

8.1.1.1. Sur les lichens

Les observations de Lounamaa (1956) notent que les lichens qui vivent dans des sols riches en plomb accumulent de grandes quantités de plomb par rapport aux autres communautés lichéniques, mais pour la première fois, Burkitt *et al.*, (1972) observent une relation entre le *Parmelia* et la distance à un foyer de pollution plombique près de Bristol en Grande-Bretagne; dans le même sens, Takala et Olkkonen (1976) démontrent une corrélation entre la quantité de plomb accumulée par *Pseudevernia furfuracea*, et *Parmelia physodes* et la distance d'un axe routier près de la ville de Kuopio au Japon.

En Algérie, les travaux de Semadi (1989) dans la zone de Annaba démontrent que les échantillons de *Ramalina farinacea*, situés à 5 m de la chaussée contiennent plus du double de plomb que ceux situés à 35 m, quelle que soit la date de récolte de ces échantillons, aussi à 50 m de la chaussée le taux moyen de plomb de *Ramalina duriaei* est égal à 44 % du taux à 5 m et n'est plus que de 26 % pour *Ramalina farinacea*.

D'autre part, les travaux de Seaward (1974) cité par Semadi (1989) montrent que *Lecanora muralis* renferme plus de plomb (285 - 3124 µg /g) à l'intérieur de la ville de Leeds en Grande Bretagne qu'à l'extérieur (500 - 1090 µg/g) et la teneur la plus faible (102 - 132 µg/g) en zone rurale, d'où en général, l'accumulation du plomb varie selon la nature des espèces lichéniques, le temps d'exposition à la source de pollution, la distance par rapport à la source et enfin l'intensité de certains facteurs climatiques: le vent, la pluviométrie et l'humidité relative (Cecaso et al., 2002).

Des altérations biologiques et physiologiques ont été constatées par de nombreux auteurs chez les espèces vivants dans des milieux pollués par le plomb. Ces altérations pouvant être dues à une modification dans les échanges entre les symbiotes (Deruelle et Petit, 1983) et leur importance varie selon les espèces.

- Altérations biologiques

Chez les lichens vivant à proximité des axes routiers, il a été observé des déformations de thalle (Goyal et Seaward, 1982) et une altération de la perméabilité membranaire (Nieboer *et al.*, 1979; Punz, 1979b). Un ralentissement de la croissance et de développement a été également signalé par Lauwery *et al.*, (1979).

Les études sur *Physcia pulverulenta* et *Xanthoria parietina* poussant dans les milieux urbains, ont montré une altération de la fertilité chez ces espèces et une réduction dans la germination de leurs spores qui pourrait être attribuée à la contamination de l'hyménium par le plomb, affectant par voie de conséquence la vitalité de l'ascospore (Pyatt *et al.*, 2005).

- Altérations physiologiques

Des expériences utilisant le plomb comme contaminant avaient mis en évidence une stimulation de l'intensité respiratoire chez *Evernia prunastri* et *Parmelia physodes* par contre une réduction chez *Parmelia caperata* (Deruelle et Petit, 1983).

La production d'ATP a été réduite de 50 % chez *Ramalina duriaei* exposé pendant 9 mois à la pollution automobile (Kardish *et al.*, 1987). L'intensité photosynthétique pour sa part, montre à des degrés différents une diminution significative chez toutes les espèces étudiées (Punz, 1979; Richardson *et al.*, 1979; Puckett, 1976).

L'altération de ce phénomène vital peut être attribuée selon Nieboer *et al.* (1979) à l'altération de la perméabilité membranaire par la fixation du plomb dans le plasmalemme. Beltman *et al.* (1980), Puckett (1976), Kauppi (1980), l'associent plutôt à la teneur en chlorophylle.

8.1.1.2. Les Bryophytes

Les travaux de Vasconcelos et Tavares (1998) sur *Sphagnum auriculatum* en Porto au Portugal montrent que cette espèce peut accumuler plus de 02 µg/g de plomb.

Les études de Brown et Bates (1974) ont montré qu'à des concentrations de l'ordre de 100ppm, l'action du plomb sur ces végétaux se manifeste par une baisse de l'intensité respiratoire et à 50 ppm par une inhibition de la germination des spores.

Aussi les mousses aquatiques sont utilisées depuis des dizaines d'années comme bio indicateurs de la pollution métallique des eaux douces. Lorsque la teneur en plomb reste inférieur à 38µg/l il n'y a pas de pollution, la situation est jugée suspecte entre 38 et 114µg/l et importante au-dessus de 342µg/l (Alioua, 2001, Bouregghda, 2004 et Maizi, 2006).

8.1.2. Effets sur les végétaux supérieurs

Les végétaux peuvent être l'objet d'atteintes aiguës évalués par des dommages visibles comme les nécroses, et d'effets sur la physiologie (régulation des échanges gazeux, effets sur les cires, colmatages des stomates diminution de la transmission de la lumière, augmentation de la température des feuilles), ainsi que l'objet d'effets cellulaires.

Ces différents effets peuvent entraîner des dysfonctionnements du métabolisme et des stades de développement (au niveau de la germination, de la croissance, de la floraison et de la fructification) (Gombert, 1999). Bien que le plomb ne semble pas nécessaire à la vie de la plante, certains auteurs ont souligné son effet bénéfique chez certains végétaux, lorsqu'il est présent en faible quantité dans le milieu (Bonte et De Cormis, 1979 ; Bouzerea, 2000).

D'autres auteurs ont montré par contre que le plomb peut avoir des effets néfastes sur les différentes fonctions de la plante. Néanmoins il ressort que leurs importances varient selon l'espèce contaminée et peut être corrélée avec la quantité de plomb absorbé (Bonte et De Cormis, 1979).

John et Vanlaerhoven, 1972 signalent une variabilité de comportement selon les espèces, par exemple le rendement de laitue est affecté par le plomb, alors qu'il n'en est rien pour l'avoine, ce phénomène est lié au fait que l'accumulation du plomb est quatre fois plus importante dans les feuilles de laitue que dans les feuilles d'avoine.

Pour certains auteurs, l'accumulation du plomb chez les végétaux ne semble pas avoir d'effet sur la croissance et la physiologie même dans une atmosphère fortement contaminée par le plomb

(350 µg.g⁻¹) Reeves et Brooks (1983); Baker et Brooks (1989); Xiong (1997)

Par contre Rolfe et Bazzaz (1975), Bazzaz *et al.* (1974), Carlson et Bazzaz (1977), Clijsters et Van Assche (1985) notent que de faibles teneurs en plomb peuvent provoquer un effet dépressif

sur certaines cultures. Le plomb affecte également les membranes cellulaires et certains systèmes enzymatiques, perturbe le flux des électrons dans les chaînes de transfert (Miles *et al.*, 1972).

Hampp *et al.*, (1973) notent une inhibition non compétitive de la fixation de CO₂; aussi Lee *et al.* (1976) ont observé une augmentation de l'activité de certaines enzymes hydrauliques et de la peroxydase en soulignant que les traitements par le plomb semblent accélérer la sénescence et inhiber également la photosynthèse et la transpiration (Bazzaz *et al.*, 1974; Rolfe et Bazzaz, 1975; Bazzaz *et al.*, 1975; Carlson et Bazzaz, 1977; cités par Semadi, 1989).

Zuber *et al.* (1973), après étude sur la culture de Ray-grass d'Italie observent des baisses de productions à des concentrations de l'ordre de 380 ppm dans le sol.

A l'issue de tous ces résultats, il a été montré que les plantes résistantes ou peu affectées par la présence du plomb auraient soit un pouvoir d'absorption de cet élément limité (Bonte et De Cormis, 1979), soit d'autres mécanismes d'adaptation aux milieux contaminés par le plomb (Baker *et al.*, 1991; Salt *et al.* 1995).

8.2. Sur l'homme (D'après Isnard, 1994 ; Seux et Dab., 1994)

8.2.1. Les indicateurs biologiques

Il est nécessaire de bien distinguer les indicateurs qui reflètent le niveau de l'exposition (concentration dans les différents niveaux de l'organisme) et ceux qui évaluent l'action biologique de la dose de plomb absorbé. Relèvent du premier groupe les dosages de plomb dans le sang, les urines, les dents, et les os.

Quelle que soit la voie d'absorption, l'exposition au plomb entraîne rapidement un accroissement de la plombémie (Parsons, 1992)

8.2.1.1. Le sang

Le plomb dosé dans le sang total reflète à la fois la charge corporelle et l'exposition récente (Silberberg, 1990). Cependant au de la d'une quantité de plomb absorbé de l'ordre de 1 mg / jour, la plombémie atteint un plateau, alors que le stock continue d'augmenter. Donc il y a une dissociation entre dose et plombémie.

Lorsque l'exposition cesse, la plombémie diminue avec une demi-vie très variable pouvant atteindre 4 ans chez l'adulte, la demie vie moyenne a été estimée à 40 jours. La plombémie moyenne d'une population normale est inférieure à 100 µg/l.

8.2.1.2. Les urines

La corrélation chez un même individu de la plomburie et la plombémie n'est pas parfaite. Cette dernière fluctue davantage au cours du temps. Le taux de 50µg/g de créatinine est considéré comme normal.

8.2.1.3. Les cheveux

Son intérêt est rétrospectif. Il reflète le plomb incorporé dans les cheveux et celui absorbé par voie externe.

8.2.1.4. Les dents et les os

La quasi-totalité du plomb absorbé est stockée dans les os et le niveau du plomb osseux peut rester élevé des années après la fin d'une exposition chronique. Il est mesurable par fluorescence RX. Le dosage du plomb dans les dents de lait a aussi été préconisé pour apprécier l'exposition chronique des enfants.

8.2.2. Effets hématologiques

Le plomb interfère dans la synthèse de l'hémoglobine en inhibant l'activité de plusieurs enzymes intervenant dans cette synthèse : l'acide delta aminolévulinique deshydrase (ALAD), l'hémosynthétase et la coproporphyrinogène décarboxylase.

L'une des conséquences de ces inactivations est l'augmentation des substrats situés en amont de la réaction freinée :

- Augmentation des taux d'acide delta aminolévulinique (ALA) urinaire, à partir d'un seuil de plombémie situé entre 100 et 400 µg/l.
- Augmentation de la protoporphyrine intra-érythrocytaires, à partir d'un niveau de plombémie de l'ordre de 200 µg/l.

Le plomb réduit aussi la durée de vie des globules rouges. La conjugaison des deux phénomènes peut conduire à une anémie qui chez l'enfant survient pour des plombémies de 500 µg/l (Isnard, 1994).

8.2.3. Effet sur le système nerveux

La survenue de paralysie, particulièrement au niveau du nerf radial, est rare et nécessite des plombémies très élevées supérieures à 1200 µg/l. Par contre, une diminution de la vitesse de la conduction nerveuse peut être constatée pour une élévation de la plombémie de l'ordre de 140 µg/l.

L'encéphalopathie aiguë est l'atteinte la plus dramatique. Elle ne survient que pour des plombémies très élevées (1000 µg/l) et jamais en dessous de 700 µg/l. Elle conduit au coma et à la mort en quelques heures si elle n'est pas rapidement traitée. En cas de guérison, les séquelles invalidantes sont fréquentes.

Des troubles neurologiques fréquentes en dehors de l'encéphalopathie, peuvent être associés à une élévation de la plombémie. Il s'agit d'irritabilité, de troubles de sommeil, d'anxiété, de perte de mémoire, de fatigue....le seuil est variable selon les auteurs, 200 à 400 µg/l pour certains, 700 µg/l pour d'autres.

8.2.4. Effets rénaux

Une exposition massive aiguë peut entraîner une atteinte rénale réversible concomitante généralement d'une encéphalopathie aiguë. La plombémie est généralement supérieure à 1500 µg/l. Une exposition chronique peut par contre conduire à l'insuffisance rénale chronique (Isnard, 1994).

8.2.5. Effet sur le système cardiovasculaire

De nombreuses études ont mis en évidence une relation entre la plombémie et l'augmentation de la tension artérielle. Celle-ci pourrait survenir pour des niveaux de l'ordre de 70 µg/l.

8.2.6. Effet sur la reproduction masculine

L'augmentation de la plombémie (supérieur à 400 µg/l) peut se traduire par une altération de production de spermatozoïdes qualitative (asthénospermie et tératospermie) et quantitative (oligospermie). Cependant les répercussions sur la fertilité ne sont pas clairement établies. Il peut exister de même une modification des sécrétions hormonales, avec parfois une baisse de la libido.

8.2.7. Autres effets

Le stockage du plomb au niveau des os peut se traduire chez l'enfant par l'apparition de bandes opaques à la radio au niveau métaphysaire. La « colique de plomb » classique chez le travailleur n'est que rarement observé chez l'enfant.

Cependant celui-ci présente fréquemment, pour des plombémies supérieures à 500 µg/l, des douleurs abdominales, une constipation, une anorexie et parfois des vomissements. Le poids et la taille de l'enfant sont corrélés négativement avec la plombémie et ce, à partir des niveaux de l'ordre de 50 µg/l. Enfin l'intoxication fœtale entraîne une augmentation de la prématurité.

Chapitre 3

Notion de bio concentration et de bio accumulation

La dernière phase de la circulation d'un polluant dans la biosphère est constituée par la contamination des êtres vivants et, parfois, par la bio accumulation dans l'organisme de ces derniers.

On désigne par le terme de *bio concentration* l'accroissement direct de concentration d'un polluant lorsqu'il passe de l'eau dans un organisme aquatique. Cette notion peut être étendue aux organismes terrestres : passage de l'air et/ou du sol dans les plantes par pénétration transfoliaire et/ou transradiculaire, passage direct de l'air dans les espèces animales par inhalation.

Le terme de bio accumulation désigne, lui, la somme des absorptions d'un polluant par voie directe et alimentaire par les espèces animales aquatiques ou terrestres. Il convient cependant de noter que, chez les animaux terrestres, le terme de bio accumulation se réfère, en règle très générale, à l'absorption d'un polluant par voie alimentaire, car il est très rare qu'un contaminant du sol donne simultanément une inhalation significative dans un biotope donné.

Ce phénomène de bio accumulation est connu de longue date grâce à l'existence d'espèces capable d'accumuler des substances naturelles à des concentrations plusieurs dizaines de milliers de fois supérieures à celle que l'on rencontre dans les sols ou les eaux. Ainsi, l'aptitude des algues du genre *Fucus* ou *laminaria* à concentrer l'iode et le brome présents dans l'eau de mer a été mise à profit depuis fort longtemps pour l'extraction industrielle de ces éléments (Semadi, 2000).

Ce processus de bio accumulation s'observe également avec les diverses substances minérales ou organiques introduites par l'homme dans le milieu naturel. Ainsi, le plutonium rejeté dans l'océan par les effluents dilués des usines de traitement de combustibles irradiés, peut être concentré jusqu'à 3000 fois par le phytoplancton par rapport à sa dilution dans l'eau de mer et jusqu'à 1200 fois par les algues benthiques.

De nombreux être vivants, sinon tous peuvent accumuler dans leur organisme, à des degrés divers, toute substance peu ou pas biodégradable. Certains d'entre eux présentent une aptitude particulière à la bio concentration des polluants.

Ainsi, les vers de terre, grâce à leur régime détritophage qui les conduit à ingérer chaque jour une masse d'humus égale à plusieurs fois leur poids, peuvent bio concentrer le D.D.T. ou le plomb à des concentrations plusieurs dizaines de fois supérieurs à celle des sols.

De même, les mollusques bivalves, telles que les huitres, peuvent accumuler dans leur partie molle des polluants, comme le D.D.T., à des concentrations plusieurs dizaines de milliers de fois supérieures à celles des eaux marines. Il va en résulter un phénomène de transfert et d'amplification biologique de la pollution à l'intérieur des biocénoses contaminées (dénommé *bio amplification* ou encore *bio magnification*) (Semadi, 2000).

I. Accumulation temporelle du fluor par *Ramalina duriae*

Tab. 3. Accumulation temporelle du fluor par *Ramalina duriae* en fonction des différentes concentrations fluorées des solutions d'imbibition.

Durée (j) \ F ⁻ (µg/ml)	5	12	34
1000	4252,10	4699,30	4670,54
100	366,92	816,66	702,86
10	60,65	86,07	70,46
5	28,65	57,69	63,76
2,5	30,11	47,23	49,65
1	29,37	40,65	27,25
0	19,20	0,00	0,00

Tab. 4. Analyse de la variance relative à l'accumulation du fluor par *Ramalina duriae* en fonction des différentes concentrations et du temps d'imbibition.

Source de variation	Ddl	S.C.E.	C.M.	F _{obs}	P
Différence entre durées	2	75377	37689	2,81	0,100 N.S.
Différence entre concentrations	6	50696784	8449464	630,13	0,000***
Durée × concentrations	12	160910	13409	-	-
Variation totale	20	50933072	-	-	-

Nous remarquons qu'il n'y a pas de différences significatives entre durées d'imbibition quant à l'accumulation du fluor par *Ramalina duriaei*, par contre on note des différences très hautement significatives entre concentrations des solutions fluorées.

II. Accumulation temporelle du fluor par *Ramalina farinacea*

Tab. 5. Accumulation temporelle du fluor par *Ramalina farinacea* en fonction des différentes concentrations fluorées des solutions d'imbibitions.

Durée (j) \ F ⁻ (µg/ml)	5	10	15
1000	7579,90	2111,53	1912,30
100	245,96	816,61	1218,23
10	74,08	271,82	156,83
5	54,88	86,07	128,42
2,5	36,78	38,67	90,48
1	22,31	21,22	84,13
0	18,26	15,72	-

Tab. 6. Analyse de la variance relative à l'accumulation du fluor par *Ramalina farinacea* en fonction des différentes concentrations et du temps d'imbibition.

Source de variation	Ddl	S.C.E.	C.M.	F _{obs}	P
Différence entre durées	2	1980742	990371	0,62	0,555 N.S.
Différence entre concentrations	6	36047900	6007984	3,75	0,0224*
Durée × concentrations	12	19211920	1600993	-	-
Variation totale	20	5724060	-	-	-

N.B.

pas

de différences significatives entre durées d'imbibition mais des différences juste significatives entre concentrations des solutions fluorées.

III. Degrés de sensibilité des lichens identifiés

Les résultats que nous avons obtenus nous permettent de suggérer trois classes de lichen en fonction de leur sensibilité à la pollution de l'air.

3.1. Lichens résistants à la pollution

Ces lichens ont été observés même au sein du milieu urbain, d'où une certaine tolérance à la pollution urbaine :

- *Candelariella xanthostigma*
- *Hyperphyscia adglutinata*
- *Lecanora sienae*
- *Physcia adscendens*
- *Physcia biziana*
- *Physcia tenella*
- *Xanthoria parietina*

3.2. Lichens semi-résistants à la pollution

Ce sont les espèces qui arrivent à supporter l'atmosphère au niveau des milieux rural et périurbain :

- *Phaeophyscia orbicularis*
- *Physconia grisea*
- *Diploicia canescens*

3.3. Lichens sensibles à la pollution

Ce sont des espèces que nous avons rencontrées dans des zones complètement éloignées des sources de pollution, d'où leur sensibilité aux altérages. Nous considérons donc que leur présence dans un milieu témoigne de la pureté de l'air.

- *Parmelia caperata*
- *Parmelia soledians*

- *Parmelia perlata*
- *Parmelia tiliacea*
- *Physcia clementei*
- *Ramalina canariensis*
- *Ramalina duriaei*

Chaque chaîne trophique sera le site d'un processus d'accroissement de la concentration des polluants persistants dans la biomasse au fur et à mesure que l'on remonte les divers niveaux de la pyramide écologique. Les teneurs observées dans les tissus des espèces situées au sommet des chaînes alimentaires seront d'autant plus élevées, toutes choses égales par ailleurs, que le composé sera plus stable et la chaîne alimentaire plus longue. C'est ainsi que s'expliquent, pour une même substance, les facteurs de concentration toujours plus élevés en milieu aquatique que dans les écosystèmes terrestres.

En fait, on peut observer trois cas de figure caractérisant la circulation d'un polluant dans la communauté propre à un biotope contaminé. Le premier se traduit par une diminution de la concentration du contaminant au fur et à mesure que l'on s'élève dans le réseau trophique. Il concerne essentiellement les substances toxiques biodégradables (polluants organiques de synthèse) ainsi que les produits pour lesquels la barrière intestinale fait obstacle à la pénétration dans les organismes vivants.

Le deuxième cas est marqué par un simple transfert du contaminant (cas des polluants toxiques mais nécessaires pour l'organisme comme le cobalt et autres oligo-éléments).

Le troisième, heureusement relativement rare, rapporté à l'ensemble des polluants persistants est marqué par une bioamplification dans les échelons supérieurs des chaînes trophiques.

Parmi les bio accumulateurs connus à ce jour dans la détection de la pollution atmosphérique, nous citons les lichens, ces végétaux inférieurs complexes, résultants de la symbiose entre deux partenaires : le phycosymbiote qui est l'algue et le mycosymbiote : le champignon.

Etant donné qu'ils diffèrent des végétaux supérieurs, de par l'absence de racines et de vaisseaux conducteurs de sève, les lichens ne vivent que de l'air ambiant et réagissent à la moindre trace de polluant dans l'air. Ainsi, on les considère comme de véritables « hygiomètres ».

On distingue plusieurs catégories de lichens dont trois sont les plus importantes : les lichens foliacés, crustacés et fruticuleux (Alioua, 2001).

IV. Les végétaux phanérogamiques

La teneur en SO₂ de l'atmosphère est fortement augmentée autour des villes et centres industriels; de nombreux végétaux supérieurs sont sensibles à ce type de pollution.

Certaines forêts de la région de Rouen sont très menacées par les rejets de fumées des raffineries de pétrole de la basse Seine, les arbres les plus sensibles étant les châtaigniers, les bouleaux, les résineux.

Parmi les plantes herbacées, trois espèces particulièrement résistantes peuvent, par leur abondance, être considérées comme des indicateurs biologiques de la pollution par SO₂: *Anagallis arvensis*, *Stellaria media* et *Plantago lanceolata*.

V. Les végétaux cryptogamiques

Dans les régions tempérées froides, la pollution thermique par les usines et les centrales électriques est marquée par l'apparition, ou l'extension, de peuplements de *Vallisneria spiralis*, accompagnée de divers Bryophytes et algues thermophiles.

Ces végétaux régressent fortement ou disparaissent, au contraire, en cas de pollution chimique, et notamment organique, au profit des diatomées, puis des cyanophycées, des algues flagellées vertes, enfin des micro-organismes hétérotrophes, protozoaires et bactéries. Ces organismes planctoniques réapparaissent dans l'ordre inverse, des bactéries aux algues fixées et aux bryophytes, en cas de diminution des pollutions en milieu renouvelé (Angeli...). Cependant les lichens sont certainement les meilleurs indicateurs de la pollution atmosphérique ; il importe alors d'insister sur cette catégorie de plantes (Alioua, 2001).

5.1. Les Champignons

Le champignon ou mycosymbiote est dans la plupart des cas «l'associé externe». Il joue ainsi un rôle prépondérant dans la morphologie. Presque tous les champignons, constituants des lichens sont des Ascomycètes (99%) qui ventilent aisément entre les Discomycètes (90%) auxquels correspondent les Discolichens et les Pyrénomycètes (9%) qui caractérisent les Pyrénolichens (Boullard, 1990).

Viennent par la suite les Basidiomycètes donnant l'aspect d'un champignon classique avec un pied et un chapeau.

Les Deutéromycètes sont aussi des champignons lichénisés n'ayant jamais montré ni asques, ni basides et que l'on doit considérer comme des champignons imparfaits.

Il existe d'autres constituants fongiques tels que les mastigomycètes et les myxomycètes représentant un nombre insignifiant d'espèces lichéniques.

Enfin, certains Actinomycètes peuvent, en symbiose avec une algue, constituer une association ressemblant à un lichen (Van Haluwyn et Lerond, 1993).

5.2. L'Algue

L'algue ou phycosymbiote est, sauf pour les lichens gélatineux, « l'associé interne ». C'est lui qui réalise les synthèses organiques à partir du gaz carbonique (Boulard, 1990).

La majorité des algues contractant une alliance symbiotique sont des chlorophytes avec 22 genres représentant 90% des lichens et des Cyanobactéries avec 13 genres soit 10% des lichens.

Dans deux ou trois cas, le Phycosymbiote appartient aux Xanthophycées et dans un cas encore incertain aux Phéophycées.

5.3. Les lichens

Les Lichens ne constituent pas un groupe systématique comme les autres mais un groupe biologique réunissant un champignon le mycosymbiote, hétérotrophe (tributaire d'un autre être vivant pour son alimentation carbonée) et une algue, le phycosymbiote, autotrophe (capable de photosynthèse), les deux vivant en symbiose Nultsch, 1998).

Parmi beaucoup d'autres, nous avons retenu deux définitions des lichens, la première liée à la position systématique des deux partenaires, la seconde insistant sur leur disposition structurale :

« On appelle lichens, tous les végétaux, présentant une individualité bien marquée, qui résultent de la symbiose d'un Eumycète avec une cyanobactérie ou un chlorophyte » (Ozenda et Clauzade, 1970).

« Un Lichen est une association stable, indépendante, d'un mycobionte et d'un phycobionte dans laquelle le mycobionte est le partenaire « enveloppant », « externe » (Hawksworth, 1988).

Ainsi, le terme « Lichen » désigne une association d'un élément fongique et d'un élément algal. Seulement ce qu'il convient de souligner et indiscutablement, qu'un lichen est une biomorphose, c'est à dire une forme nouvelle qui résulte des interactions entre ses constituants. Il ne ressemble plus vraiment à l'un ou l'autre des associés, tellement l'intégration morphologique, physiologique, chimique et génétique a été poussée (Van Haluwyn et Lerond, 1993).

5.3.1. Morphologie du thalle lichénique

Les lichens sont inclus dans les Thallophytes, vaste ensemble de végétaux dépourvus de tiges, feuilles et racines et qui ne sont donc pas vascularisés. Leur thalle ou appareil végétatif présente une morphologie originale par rapport à celle des algues et des champignons qui le composent (Van Haluwyn et Lerond, 1993).

5.3.1.1. Thalles crustacés

Très adhérents au substrat, non séparables de celui-ci, sauf par petits fragments. La face inférieure du thalle n'est pas visible car elle est soudée ou même incorporée au substrat.



Fig. 4: *Caloplaca flavescens* (photo de Gavériaux, 2009)

5.3.1.2. Thalles foliacés

Généralement en lame frisolée, assez aisément détachable du support auquel le fixent de fragiles rhizines. La face inférieure se distingue nettement de la face supérieure.



Fig.5 : *Flavoparmelia caperata* (photo de Hollinger, 2011).

5.3.1.3. Thalles fruticuleux

Non appliqués sur le substrat, mais n'adhèrent à celui-ci que par une surface de fixation réduite, jouant le rôle de moyen de fixation, de crampon, ils sont dressés, pendants ou étalés et attirent facilement l'attention. Ces thalles se répartissent en deux groupes : thalles en forme de tiges cylindriques, plus ou moins ramifiées comme ceux des *Usnea*.



Fig. 6: *Usnea barbata* (photo de Catlane in Wild Medicine, 2011)

5.3.1.4. Thalles squamuleux

Thalles en petites squamules ou écailles rapprochées ou imbriquées à la manière des tuiles d'un toit et à bord n'adhérant pas au support. C'est une forme de transition entre thalle crustacé et thalle foliacé.

5.3.1.5. Thalles gélatineux

Ces lichens contiennent des cyanophytes, ils sont en forme de glomérule de minuscules touffes ou de lame foliacée ex : *Collema* (Gorenflot, 1998). Ils sont de couleur foncée (noire), en croûte cassante par temps sec et pulpeux-gélatineux plus ou moins translucide par temps humide.

5.3.1.6. Thalles composites

Ils sont formés de deux parties bien distinctes :

- Thalle primaire crustacé, squamuleux ou rarement foliacé,

- Thalle secondaire fruticuleux formé d'éléments se développant plus en moins perpendiculairement (*Cladonia pyxidata*) au substrat (podétions).

5.3.2. Structure du thalle lichénique

A l'intérieur du thalle lichénique, la disposition des différents constituants ne se fait pas au hasard mais suit des règles bien précises. Deux structures sont classiquement reconnues: homéomère et hétéromère

5.3.2.1. Structure homéomère

Elle est homogène dans toute l'épaisseur du thalle, cas des lichens gélatineux, principalement chez les *Collema*.

5.3.2.2. Structure hétéromère

Elle révèle une stratification dans laquelle le mycobionte apparaît comme le constituant majeur, le photobionte restant en général localisé dans une seule zone, bien définie, du thalle. On distingue donc:

- Un cortex supérieur, une médulle et un cortex inférieur de nature fongique et une zone privilégiée occupée par le photobionte entre le cortex supérieur et la médulle (Boulard, 1990). Cependant, il existe deux types de structure hétéromère:

- **Structure radiée**

Chez la plupart des lichens fruticuleux, elle est facilement identifiable sur une coupe transversale par sa couche algale (fermée) entourant la médulle et par la présence d'un seul cortex entourant la couche algale.

- **Structure stratifiée**

Elle se rencontre chez la plupart des thalles foliacés, chez de rares lichens fruticuleux en lanières et quelques thalles crustacés.

On observe sur une coupe transversale, un cortex supérieur, une couche algale, une médulle et un cortex inférieur qui peut donner naissance à des rhizines (Clauzade et Roux, 1985).

5.3.3. Organes non sporogènes portés par le thalle

Ces organes sont très divers et ont des fonctions vitales importantes. Portés par le thalle, soit par la face supérieure soit par la face inférieure, ils interviennent dans l'alimentation en eau, les échanges gazeux voire même pour certains d'entre eux, dans la protection contre les rayonnements lumineux.

Seulement, il faut signaler que l'importance des organes portés par le thalle réside dans la détermination des espèces.

5.3.4. Classification des lichens suivant leur substrat

Les lichens sont répandus sur toute la terre, ils sont la dernière végétation que nous rencontrons vers les pôles et en altitude. Ils se développent dans des milieux très variés et sur des substrats naturels ou artificiels, en fonction de leur caractéristiques propres dont les substrats les plus communs sont les roches, la terre, l'écorce, nous rencontrons les lichens aussi sur autres supports comme les tuiles, le béton, les métaux, le verre, le cuir, les os, le carton,....

Il existe parfois des lichens sur les coquilles des gastéropodes, sur les coléoptères ou sur la carapace des tortues (Van Haluwyn et Lerond, 1993).

Le support peut intervenir sur le comportement des lichens vis-à-vis de la pollution, notamment par ses propriétés chimiques, son pH, son pouvoir tampon, sa capacité en rétention en eau (Delezenne et Van Haluwyn, 1973). Suivant la nature du support, les lichens sont appelés :

- **Lichens corticoles** : le substrat est l'écorce des troncs ou la branche des arbres.
- **Lichens folicoles** : le substrat est la terre.
- **Lichens terricoles** : le substrat est l'humus.
- **Lichens lignicoles** : le substrat est le bois mort.
- **Lichens muscicoles** : le substrat sont les mousses.
- **Lichens nitrophiles** : ceux qui poussent sur les endroits riches en azote.
- **Lichens halophiles** : ceux qui préfèrent les milieux salés.
- **Lichens saxicoles** : le substrat sont soit des pierres, soit des roches calcaires (Lacaze, 1993).

5.3.5. Modes de reproduction des lichens

Etant donné la nature même du lichen et le fonctionnement original de ce complexe symbiotique, on peut s'interroger sur les modalités et les mécanismes de la reproduction. Les acteurs de la reproduction sont soit les deux symbiotes à la fois, soit le champignon seul, mais jamais le photosymbiote seul (Van Haluwyn et Lerond, 1993). Donc, les lichens peuvent se propager par deux manières :

5.3.5.1. La dissémination du complexe lichénique

Il s'agit d'une multiplication végétative qui s'apparente à un bouturage. Elle se fait tantôt par la dispersion des fragments indifférenciés du thalle, tantôt par émission de corpuscules spéciaux : les isidies et les sorédies (Ozenda et Clauzade 1970 ; Ozenda, 2000).

Une soralie est une crevasse de l'écorce (formée par le champignon) au niveau de laquelle la médulle du lichen se résout en une poussière farineuse de sorédies qui sont des glomérules formées de quelques cellules d'algue entourées d'un peloton d'hyphes de très petite taille et de dispersion aisée. Alors que les isidies sont de petits bourgeons portés sur la surface des thalles, ces isidies plus lourds que les soralies, ne peuvent être transportées aussi loin, elle assurent plutôt une colonisation du substrat, on les considère généralement comme des organes de multiplication (Ozenda, 2000).

5.3.5.2. La reproduction du champignon

Soit par dissémination du champignon à l'aide de ses spores, qui peuvent après germination mettre les hyphes captant de nouvelles gonidies et entrant en symbiose avec elles, et reconstitue un nouveau lichen (Ozenda et Clauzade, 1970). C'est à dire, deux hyphes fongiques sexuellement différenciées fusionnent et donnent à la surface du thalle, des structures en forme de boutons (les apothécies), ou de coupes plus ou moins fermées (le périthèces), dans lesquelles des cellules particulières (les asques) vont élaborer des ascospores (en général 8 spores par asque mais le nombre peut varier, et des mitoses post-miotiques permettent d'obtenir dans certains cas 32, 64,....ascospores, ou beaucoup moins) (Ozenda, 2000).

5.3.6. Morphogenèse et Croissance

5.3.6.1. Morphogenèse

Grâce à la re-synthèse de thalle *in vitro*, il est maintenant facile de distinguer les différents stades de formation du thalle lichénique. Les données recueillies permettent de reconstituer une série ontogénique continue depuis la rencontre des deux symbiotes jusqu'à l'édification du thalle adulte. Galun (1988) distingue 7 stades successifs.

5.3.6.2. Croissance

La croissance de thalles est dans l'ensemble assez lente, de l'ordre de quelques millimètres par an, rarement plus, fréquemment moins. L'état adulte avec fructification est généralement atteint en quelques années. La longévité est grande, de l'ordre de la centaine d'années et plus. Chez certains *Cladonia*, la croissance est indéfinie.

Les observations faites sur plusieurs années, montrent que la vitesse de développement du thalle lichénique est influencée par le rythme saisonnier, c'est à dire que la croissance est ralentie en hiver par le froid, en été par la dessiccation, elle semble présenter un maximum printanier assez accusé. Il faut aussi attribuer la lenteur de la croissance du thalle à une activité photosynthétique relativement faible. D'autres facteurs rentrent dans les mécanismes de croissance, nous les verrons ci-après.

5.3.7. Ecologie des lichens

Les lichens considérés dans leur ensemble constituent un groupe très plastique. Ils sont répandus sur toute la terre, et forment la dernière végétation qu'on rencontre vers les pôles et en altitude, à la limite des neiges et des glaces permanentes.

Par contre, chaque espèce a ses exigences propres et sa répartition est tributaire des facteurs écologiques, facilement regroupés en trois ensembles: les facteurs substratiques, climatiques et biologiques.

5.3.7.1. Les facteurs substratiques

Les lichens se développent dans des milieux très variés et sur des substrats naturels ou artificiels en fonction de leurs caractéristiques propres. Ils colonisent tous les substrats possibles: terre, écorces, bois, feuilles coriaces, rochers siliceux, ou calcaires, vieux murs, verre, métaux, os, carton ...ou autre lichens. Il n'y a guère que dans la mer que les lichens font défaut. Dans tous les cas, l'air pur leur est indispensable, l'atmosphère polluée des villes et des zones industrielles les font disparaître.

La relation intime entre le lichen et le substrat s'établit en fonction des caractères physiques et chimiques de celui-ci.

Les facteurs physiques et mécaniques concernent la dureté et l'hétérogénéité de la roche ou la structure histologique et la porosité des écorces. Ils conditionnent la pénétration du thalle dans le substrat et l'économie de l'eau.

Les facteurs chimiques tiennent essentiellement au pH, à la réaction ionique et teneur en matière azotée.

En plus de ces facteurs (physiques et chimiques), il est important de souligner que les lichens sont plus ou moins dépendants du substrat en fonction de leur morphologie. Cette dépendance va en décroissant des lichens incrustés vers les lichens fruticuleux en passant par les lichens foliacés.

5.3.7.2. Les facteurs climatiques

L'atmosphère constitue un ensemble de facteurs écologiques tout à fait important par le fait que les lichens en tirent une partie de l'eau, le gaz carbonique et les sels minéraux apportés par la pluie ou le vent.

- **L'eau**

L'eau joue un rôle capital dans la répartition des lichens, en particulier parce que le degré d'hydratation du thalle conditionne les fonctions vitales.

Il existe en fait une relation étroite entre l'apport hydrique nécessaire à l'activité physiologique du lichen et la nature de son photosymbiote. Ainsi, de la vapeur d'eau suffit aux lichens à algues vertes alors qu'un apport liquide est nécessaire aux lichens à Cyanobactéries.

- **L'humidité**

C'est le facteur principal, mais le lichen reçoit cette humidité de l'atmosphère (aérohygrophile) ou du substratum (substratohygrophile).

Au premier groupe appartiennent de très nombreux fruticuleux ; dans le second on trouvera beaucoup de foliacés, de crustacés à hypothalle épais, spongieux, mais également des fruticuleux poussant en touffes serrées et dont l'ensemble forme un petit massif spongieux et ménage aussi un microclimat.

- **La température**

Les lichens supportent toutes les températures que l'on peut rencontrer dans les différentes régions du globe et il semble bien que ce soit par l'influence de la température sur l'humidité, beaucoup plus que par une action directe, que les espèces soient affectées par ce facteur. Aussi, il faut rappeler l'effet de la température sur l'intensité des fonctions métaboliques notamment la respiration et la photosynthèse (Frey, 1970). Par exemple le parc National d'El Kala (N.E. Algérie) est caractérisé par une flore lichénique luxuriante (cf. données thermiques de la région).

- **La lumière**

Les lichens sont, dans l'ensemble, des végétaux héliophiles; seule une minorité d'espèces préfèrent les habitats ombragés en relation avec l'humidité plus élevée de ces stations. Toutefois, il existe des espèces ayant des formes de soleil et des formes d'ombre.

Comme la température, la lumière agit sur la photosynthèse ainsi que sur la respiration (Ozenda et Clauzade, 1970).

- **Le vent**

C'est également par son action sur l'évaporation que ce facteur agit dans la majorité des cas. Cependant les vents violents ont une action purement mécanique, d'arrachage qui entrave le développement des espèces fruticuleuses et espèces foliacées. Souvent, en montagne, les parois exposées aux vents violents, dans des « couloirs » ne portent que les lichens crustacés. Seulement il faut dire que d'une autre manière, le vent est un facteur de dissémination.

5.3.7.3. Les facteurs biologiques

L'action des autres êtres vivants est également déterminante dans la répartition des lichens, soit parce qu'ils disputent leur place, soit ils modifient leurs conditions de milieu ou au contraire favorisent leur dissémination. Ces facteurs biologiques sont essentiellement :

- La concurrence vitale entre les lichens eux-mêmes (succession des espèces crustacées, foliacées et fruticuleuses) (Wolf, 1993 (a), 1993 (b) ; Purvis *et al.*, 2002)

- La concurrence entre les lichens et d'autres plantes (mousses ou phanérogames) (Oksanen, 1990 ; Robinson *et al.*, 1989) ;

- L'influence de la végétation de Bryophytes et de plantes vasculaires qui modifie localement les conditions climatiques et substratiques, créant des microclimats et des micro stations (Mc Cune et Lesica, 1992 ; Wolf, 1993).

L'action des animaux et principalement de l'Homme (facteurs anthropozoïques) se manifestant surtout mécaniquement par piétinement, fragmentation des thalles et frottement; chimiquement par l'enrichissement de l'atmosphère en azote, phosphate..., propices à la colonisation des lichens de nouvelles stations ou par la pollution atmosphérique qui est néfaste pour ce type de végétaux sensibles (Nash III, 1989 ; Van Haluwyn et Lerond, 1993).

5.3.8. Ethnolichénologie

Depuis l'antiquité, les lichens ont été utilisés comme médicaments, aliments, teintures ou parfums. Ces usages lichéniques encore en vigueur actuellement, représentent une importance économique non négligeable.

Les lichens doivent toutes ces propriétés à leur alchimie très complexe, c'est à dire à leur production de « substances lichéniques ».

5.3.8.1. Usages alimentaires

Plusieurs espèces lichéniques sont alimentaires. Elles doivent leur pouvoir nutritif à la lichénine, susceptible de libérer par hydrolyse du glucose au cours de la digestion.

Dans l'alimentation humaine, le « lichen d'islande » ou *Cetraria islandica*, est utilisé d'une manière assez régulière, dans les pays nordiques, sous forme de farine de valeur énergétique satisfaisante en pâtisserie ou par la fabrication de pain pour diabétique (Ozenda et Clauzade, 1970).

Actuellement au japon, diverses espèces d'*Umbilicaria* sont consommées soit crues en salade, soit cuites dans la graisse.

Dans l'alimentation des animaux, les *Cetraria* et les et les *Cladonia* sont les plus utilisés surtout dans le grand Nord où *Cladonia rangiferina* constitue la nourriture d'hiver des rennes et des caribous (Mc keever, 1960, Maser *et al.*, 1985 ; Rominger et Oldemeyer, 1989).

5.3.8.2. Usages médicaux

La plupart des vertus médicinales de quelques lichens expliquent leur utilisation depuis les temps les plus reculés. Nous citons les plus célèbres des espèces médicinales :

- *Lobaria pulmonaria*, préconisé contre les affections pulmonaires,

- *Parmelia sulcata*, utilisée contre les maux de tête,
- *Peltigera canina* (lichen du chien), utilisé contre la rage,
- *Pertusaria albescens* contre la fièvre et les névralgies.

Après la confirmation du pouvoir virtuel des différentes espèces médicinales, les lichens furent étudiés pour la recherche d'antibiotiques. Beaucoup d'espèces ont révélé des propriétés antibactériennes.

Actuellement, les recherches laissent entrevoir un nouvel essor de l'utilisation thérapeutique des lichens avec la mise en évidence de propriétés antitumorales (Van Haluwyn et Lerond, 1993 in Koyama *et al.*, 1989).

5.3.8.3. Usages industriels

- **Teintures**

Par leur substances chimiques, beaucoup d'espèces fournissent des teintures de haute qualité, leur emploi est cependant en régression par suite de la concurrence des colorants synthétiques, mais reste toujours en faveur chez les populations alpines qui utilisent jusqu'à ce jour certaines espèces de lichens possédant des propriétés tinctoriales telles que : *Pertusaria dealbata* et *Ochrolechia tartarea* et ce pour colorer la laine (Encyclopedia Universalis, 1998).

- **Décoration**

Les lichens par leur diversité morphologique aux formes et aux couleurs si spectaculaires, ont attiré l'attention des décorateurs qui les utilisaient pour la confection des maquettes, des couronnes funéraires, décoration de tables etc... (Ozenda et Clauzade, 1970).

- **Parfumerie**

Cette utilisation est toujours en vigueur actuellement et conserve une importance notable. Les espèces utilisées sont principalement : *Lobaria pulmonaria*, *Pseudevernia furfuracea* et *Evernia prunastri* (Sen-Salerno et Blakeway, 1987).

- **Usage comme indicateurs de conditions de milieu**

Les lichens ont une écologie très précise de sorte que leur présence dans un milieu naturel est susceptible de donner des indications sur les caractères physiques et chimiques de ce milieu. Leur abondance fournit à l'hygiéniste un test de salubrité de l'air. Sinon le contraire serait un indice de pollution. Ainsi, les lichens ont connu autre fois l'appellation d'« hygiomètre ». Aujourd'hui on précise qu'ils sont des « bio-indicateurs ».

Pour les lichénologues actuels, l'une des utilisations des lichens, tout à la fois récente et riche en informations, est le fait qu'ils soient un matériel de choix pour la bio-indication des pollutions. Quelle que soit leur nature, les lichens sont capables de la révéler, de la quantifier et/ou de l'accumuler (Asta et Garrec, 1980 ; Bargagli *et al.*, 1985, Will-Wolf, 1988 ; Semadi, 1989 ; Legrand, 1991 ; Hawksworth, 1994 ; Bargagli *et al.*, 2002).

Ils ont totalement disparu du centre des grandes villes; des zones de plus en plus riches en lichens s'observent au fur et à mesure que l'on s'éloigne des secteurs les plus pollués: des *Lecanora* (*L. Conyzaeoides* ...), qui sont très résistants, apparaissent d'abord, et il faut s'éloigner souvent de plusieurs dizaines de kilomètres pour voir apparaître les espèces les plus sensibles (*Parmelia saxatilis*, Usnées...). Des niveaux concentriques de pollutions décroissantes (douze pour Barkman, 1958; cinq pour Skye, 1968) ont pu être cartographiés; le déplacement de ces zones permet de suivre les progrès (rarement le déclin) de la pollution de l'air.

Plus généralement, la comparaison entre les données anciennes, datées, concernant la flore, la faune et même les paysages naturels et les données correspondantes actualisées, permet de prendre conscience et même de mesurer l'anthropisation. De trop rares documents, mais particulièrement précieux, comme ceux de Massart, sur la Belgique du début du siècle, ont été utilisés dans cet esprit, par Vanhecke, Charlier et Verelst.

Les clichés pris par ces derniers, soixante-dix ans plus tard, montrent de façon saisissante l'évolution anthropique, et souvent la dégradation des milieux naturels. L'utilité d'inventaires biologiques précis et complets apparaît clairement, mais cette évidence ne s'est traduite dans les faits que dans la seconde moitié du XX^e siècle.

Plusieurs méthodes sont utilisées pour la détection de la pollution atmosphérique. Van Haluwyn et Lerond (1986) distinguaient les méthodes biologiques et les méthodes floristiques.

- Méthodes biologiques

Elles sont liées aux réactions des individus qui sont utilisées pour cartographier la pollution de l'air, par exemple :

- Les altérations morphologiques,
- Les dosages du soufre accumulé dans les thalles,
- La mesure de l'activité phosphatique,
- L'augmentation de la perméabilité cellulaire (Bedeneau, 1980).

- Méthodes floristiques

Elles font état des modifications de la végétation pour étudier la sensibilité d'un lichen à une pollution. On peut utiliser sa distribution géographique à l'aide de cartes de répartition.

Parmi les méthodes floristiques, on peut citer :

❖ La méthode qualitative

Cette méthode repose sur l'observation directe de peuplements lichéniques dans une zone étudiée. Hawksworth et Rose (1970) ont établi une échelle de 11 zones chacune caractérisée par une végétation type et correspondant à un degré précis de pollution. La méthode qualitative nécessite un cadre géographique déterminé et un type de polluant précis.

❖ La méthode quantitative

Cette méthode nécessite le calcul mathématique de l'indice de pollution. Ainsi la formule de Desloover et Leblanc (1968) permet le calcul de corrélation de végétation lichénique avec la qualité de l'air ambiant. Cette formule se présente comme suit :

$$I.P.A = 1/10 \sum_n Q.f.$$

I.P.A : Indice de Pureté Atmosphérique

n : Le nombre d'espèces présentes dans la station

Q : L'indice écologique de chaque espèce.

Le coefficient « f »: un mode de détermination objectif proposé par Deruelle (1978). Le calcul de l'I.P.A. permet d'établir une carte avec une zonation de la végétation.

Cette méthode a été pratiquée plusieurs fois au Canada par (Desloover et Leblanc, 1968 et puis 1970); en Tchécoslovaquie par Liska (1978); au Japon par Mitsugi et *al.* (1978), en Suisse par Clerc et Roh (1980), en France par Deruelle (1983) et en Algérie par Rahali et Semadi (1998).

L'autre méthode de l'I.P. (Index of Poléo-tolérance) de Trass (1973) a été pratiquée dans l'Europe de l'Est surtout en Russie (Martin, 1976, 1978, 1981; Shaposhnikova, 1981).

❖ La méthode phytosociologique

Van Haluwyn et Lerond (1986) ont proposé une nouvelle méthode plus efficace que les deux méthodes précédentes.

Cette méthode est basée sur le démantèlement des groupements lichéniques causé par les actions des différents polluants mais la pratique de cette méthode exige une parfaite connaissance en lichénologie (Semadi, 1989).

5.3.9. Utilisation des lichens comme bio indicateurs de pollutions atmosphériques

Le monde végétal, animal et minéral est plus ou moins sensible à la pollution atmosphérique. Les lichens et plus particulièrement les lichens épiphytes, dont la nutrition est

étroitement tributaire de l'atmosphère, sont des végétaux qui réagissent à des doses infimes de polluants (Deruelle et Lallement, 1983).

Depuis des années, les lichens sont utilisés dans la bio indication afin d'étudier la pollution atmosphérique engendrée par les métaux lourds (Nieboer et Richardson, 1981 ; De Bruin et Hackenitz, 1986 ; Rizzio et *al.*, 2001). Leur capacité spécifique pour absorber et accumuler ce type de polluants dans l'air associée à leur longévité et leur résistance au stress environnemental les ont rendus appropriés pour l'étude et l'évaluation de la qualité de l'air (Herzig et *al.*, 1989 ; Sloof et Wolterbeek, 1991 ; Loppi et *al.*, 1997 ; Bargagli, 1998, Bargagli et *al.*, 2002).

Les lichens sont dépourvus de systèmes de contrôle des entrées et des sorties, ils n'ont pas de stomates pour contrôler les échanges avec l'atmosphère. De même, ils ne possèdent pas de structure leur permettant de limiter les effets de la pollution atmosphérique (Deruelle et *al.*, 1999). Leur disparition est considérée donc comme un signe de la pollution (Dajoz, 1985).

L'association symbiotique forme un thalle commun qui ne possède ni cuticules cireuses ni racines et qui dépend principalement d'une entrée atmosphérique d'élément nutritifs minéraux. Ces traits de lichens combinés avec leur capacité extraordinaire d'accumuler des éléments minéraux au dessus de leur besoin, les ont classés parmi les meilleurs bio indicateurs de la qualité de l'air (Wadleigh et Blake, 1999 ; Garty, 2001).

Les lichens sont sensibles aux polluants atmosphériques et de nombreuses espèces disparaissent lorsque la qualité de l'air se dégrade.

La présence de certaines associations licheniques particulièrement toxitolérantes, nous permet d'évaluer le taux de pollution dans la zone considérée.

Le choix des lichens comme indicateurs biologiques (bio indicateurs) s'explique par de nombreuses particularités possédées par ces végétaux et notamment par quelques différences fondamentales avec les végétaux supérieurs (Deruelle et Lallement, 1983) :

- L'absence de racine, limitant les interactions avec le support, rend leur nutrition étroitement tributaire de l'atmosphère.
- Une activité continue en toutes saisons malgré un métabolisme très lent, une croissance ralentie due à un état de sous-nutrition constant les rend capables d'accumuler les substances sur une longue période.
- L'absence de stomates et de cuticules accentue leur vulnérabilité si la qualité de l'air décroît, car ils ne possèdent pas de mécanisme de défense vis-à-vis d'un environnement dont la qualité est altérée.

Ces particularités anatomiques, associées à un très fin maillage mycélien interne capable de piéger les particules, contribuent à leur conférer un grand pouvoir d'accumulation de substances très diverses (Giraudeau, 1999).

De nos jours la grande utilisation des lichens, se trouve dans leurs aptitudes de plantes indicatrices de la pollution de l'environnement, par contre leur utilisation économique régresse (Jahns, 1996).

Pour les lichénologues actuels, l'une des utilisations des lichens, toutes à la fois récente et riche en informations, est le fait qu'ils soient un matériel de choix pour la bio indication des pollutions. Quelque soit leur nature, les lichens sont capables de la révéler, de la quantifier et/ou de l'accumuler (Asta et Garrec, 1980 ; Semadi, 1989 ; Asta, 1998 ; Galsomies et *al.*, 1999 ; Conti et Cecehetti, 2001 ; Loppi et Pirintsos, 2003 ; Bargagli et *al.*, 2002, Salemaa, et *al.*, 2003...).

5.4. Les bryophytes

Les bryophytes (du grec bruon = mousse) constituent la première adaptation à la vie terrestre dont on retrouve des traces ou fossiles du carbonifère et peut être le dévonien (Aline, 1994).

Les bryophytes constituent un embranchement du règne végétal qui rassemble plus de 24000 espèces. La plupart vivent en colonies et couvrent le sol d'un tapis plus ou moins continue, dans les sous-bois riches en humus, elles y constituent l'essentiel de la strate végétale basse ou strate muscinale, certains s'établissent sur les murs et les rochers (Leclerc, 1999).

L'écologie des bryophytes est très dépendante de l'eau et un mécanisme biologique permettant son économie, les représentants du groupe (mousse et hépatique) sont considérés comme de bons indicateurs biologiques de conditions micro climatiques et de la nature du sol.

Ce sont des plantes de petites tailles. Leur appareil végétatif dont la morphologie est assez variable présente une structure très simple puisqu'on n'y trouve ni racines (la fixation au sol est assurée par des fins filaments : les rhizoïdes qui permettent l'absorption de l'eau en la conduisant par capillarité jusqu'aux cellules vivantes de la plante qui l'absorbe, ni vaisseaux conducteurs de sève, ni fleurs; elles feront donc partie des végétaux inférieurs (Gantet, 1998).

5.4.1. Classification des bryophytes

Les bryophytes ou muscinées constituent un embranchement bien défini qui regroupe trois classes distinguées par divers caractères de leur reproduction.

D'après (Ozenda et Clauzade, 1970) les bryophytes ne regroupent que deux classes : les mousses et les hépatiques.

5.4.1.1. Les hépatiques

De point de vue morphologique, il existe une grande diversité dans l'aspect extérieur des hépatiques, depuis les hépatiques à feuilles jusqu'aux hépatiques à thalles.

Elles ont pour la plupart un aplatissement dorsi-ventral bien marqué entraînant une symétrie bilatérale. Les organes sexuels sont portés soit à l'extrémité soit dorsalement, ils se développent à partir d'une seule cellule initiale superficielle.

Le protonéma n'est que faiblement développé parfois même inexistant. Il se divise en six ordres dont cinq sont des hépatiques proprement dites.

- Les Jungermaniales (en majorité hépatiques à feuilles reconnaissables à leur disposition en 02 rangs).
- Les Calobryales où Takakiales (groupe ancestral avec peu d'espèces).
- Les Sphaerocarpaceles.
- Les Marchantiales (grosses hépatiques à thalles).
- Les Metzgeriales.
- Les Antocerotales (à aspect hépatiques mais à sporophyte original).

5.4.1.2. Les mousses

Les caractères distinctifs des mousses sont :

L'existence d'un protonéma bien marqué et développé, filaments ou thalloïdes issu de la spore et sur lequel se forment les gamétophores dressés, caractérisés en général par une symétrie radiale avec une tige portant des feuilles; de 10 000 à 13 500 espèces selon les estimations (Nardin, 2000).

Les organes sexuels sont formés à partir d'une cellule superficielle à l'extrémité supérieure des tiges, cette classe comprend trois ordres (Gorenflot, 1992).

- **Les sphagiales :**

Elles sont représentées par un seul genre (sphagnale) avec 300 espèces. Ce genre est localisé essentiellement dans les tourbières ou sur les sols acides très humides. Les sphaignes sont des mousses de grandes tailles, toutes aquatiques et d'eau douce, très largement distribuées, elles existent dans toutes les parties du monde à l'état social (vive en colonie) toujours sur le sol tourbeux ou marécageux elles contribuent pour une grande part à la formation de certains troubles humides.

- **Les andalous :**

Comme l'ordre des sphagiales, cet ordre ne comprend qu'une seule famille avec un seul genre, ce sont de petites mousses brunes, noirâtres qui vivent sur les roches siliceux dans les régions froides, et forme de petits coussinets noirs sur les roches.

- **Les bryales :**

Constituent les mousses proprement dites, elles sont partout abondantes, depuis les pôles jusqu'au tropique pourvu que le milieu soit suffisamment humide certaines sont aquatiques (aucune ni marine) semi aquatiques, beaucoup de celles-ci sont terrestres (rupicoles ou corticoles) et sont réparties sur toutes les altitudes.

L'ordre des bryales comprend 13 000 espèces dont 15 000 se trouvent en Europe regroupés en 655 genres dont la funaire est l'exemple typique de cet ordre.

Ce sont des tiges feuillées, capsule sporangiale portée par un pédicelle bien développé, elles montrent une répartition très large, beaucoup d'entre-elles sont cosmopolites.

5.4.2. Morphologie des mousses

Ces végétaux ont une structure plus élaborée que celle des algues néanmoins, celle-ci reste simple avec des feuilles dont les cellules forment une seule couche ce qui permet leur observation au microscope sans réalisation de coupes. La disposition des cellules ainsi visibles avec leurs chloroplastes est utilisée pour la détermination.

D'autre part, les bryophytes n'ont pas de tissu ligneux de soutien développé comme les fougères ou les plantes à fleurs. Cela implique qu'elles ont besoin d'humidité ambiante car il n'y a pas chez elles de transport de l'eau qu'elles doivent donc absorber par toute leur surface. L'eau leur est également nécessaire pour leur reproduction qui implique la nage des gamètes males (Nardin, 2000).

L'anatomie des tiges feuillées des Muscinées est plus simple, la croissance de la tige est assurée par une cellule apicale unique à trois faces actives aboutissant à la formation de trois rangées de feuilles. L'assise superficielle, toujours dépourvue de stomates, n'est pas l'homologue de l'épiderme.

Dans le cas le plus simple, la tige entière est un massif de cellules parenchymateuses, toutes semblables entre elles. Chez *Hypnum*, on y distingue une zone périphérique et une région centrale formée de cellules allongées, ayant un rôle conducteur.

Les feuilles présentent une fausse nervure centrale, formée d'un faisceau de cellules allongées qui assurent un rôle de conduction et un limbe ne possédant qu'une ou deux assises de cellules chlorophylliennes (Douin, 1986).

5.4.3. Cycle de reproduction des mousses

5.4.3.1. Reproduction sexuée

Le cycle biologique des bryophytes est digénétique haplodiplophasique, avec prédominance de la phase haploïde gamétophytique. Cette prédominance se traduit par une durée de vie plus longue, et par une taille plus grande ainsi que par une organisation plus complexe du gamétophyte. C'est aussi le gamétophyte qui assure l'ensemble de la vie végétative alors que le sporophyte reste généralement parasite du gamétophyte. La fécondation est aquatique et on parle de zoïdogamie oogame.

L'adaptation au milieu terrestre n'est donc que partielle car l'eau reste un élément indispensable à la fécondation, et donc à la survie de l'espèce.

Après différenciation des gamétanges à l'extrémité des gamétophytes, les gamètes mâles, ou anthérozoïdes, biflagellés et nageurs, sont libérés en abondance dans l'eau de pluie ou la rosée qui entoure périodiquement les mousses et hépatiques. Ils viennent à la rencontre du gamète femelle, en nageant grâce au mouvement de leurs flagelles, attirés vers l'oosphère par des substances chimiques contenues dans le mucilage du col de l'archégonie (chimiotactisme).

La fusion des deux gamètes est à l'origine d'un œuf ou zygote. Il se développe par mitoses au sein de l'archégonie et donne naissance au sporogone (sporophyte diploïde). Il s'ancree à l'extrémité du gamétophyte grâce à un suçoir qui lui permet de vivre en parasite sur celui-ci. A son extrémité, se développe une capsule où se produit la méiose. Il y a formation de spores méiotiques dans cette capsule qui sont disséminées.

Quand les conditions climatiques le permettront, elles se développeront par mitoses pour donner le protonéma (jeune gamétophyte filamenteux), à partir duquel s'élabore le gamétophyte adulte, feuillé ou thalloïde selon l'espèce.

A l'extrémité de ses axes, apparaîtront les gamétanges. Anthéridies et archégonies seront portés par la même plante (espèce monoïque) ou par des plantes différentes (espèce dioïque) et différencieront des gamètes mâles ou femelles (Robert et *al.*, 1998).

5.4.3.2. Multiplication végétative

La multiplication végétative des bryophytes permet à ces végétaux de conquérir avec efficacité de grandes surfaces de substrat sur lequel elles se développent. La plupart du temps, cette multiplication se fait par fragmentation du gamétophyte. En particulier, les parties les plus anciennes du gamétophyte meurent et dégènèrent, isolant ainsi les différents rameaux encore vivants. Chacun d'eux devient alors un individu autonome. Ce processus contribue à donner aux mousses cet aspect caractéristique en touffe.

Chez certaines espèces, le gamétophyte peut différencier des petits massifs cellulaires, les propagules, à l'extrémité des tiges, sur les feuilles, ou dans des structures spécialisées, appelées corbeilles à propagules. A maturité, ces propagules sont disséminées par l'eau et donnent naissance, en se développant, à un nouvel individu gamétophytique.

La génération sporophytique, parasite de la génération gamétophytique, ne possède en général pas de structures permettant la multiplication végétative.

On parle de reproduction quand il y a production de cellules spécialisées dites reproductrices:

- Les spores :
 - Directes propres aux thallophytes (reproduction asexuée)
 - Méiotiques (reproduction sexuée)
- Les gamètes qui seuls sont les cellules sexuelles mêmes si à partir de certains ptéridophytes on parle de sexualisation des spores méiotiques (Gantet, 1998).

5.4.4. Ecologie des mousses

5.4.4.1. L'eau

Les Bryophytes se rencontrent sur toute la surface de la terre, de l'équateur aux pôles, en plaine ou en montagne. Par contre chaque espèce possède souvent une aire limitée, liée à des exigences écologiques assez strictes.

La plupart des mousses, préfèrent les milieux humides ou frais tel que les sous bois, roches ombragées et le voisinage du cascade, certaines espèces sont aquatiques, elles vivent au bord des cours d'eau ou dans les marées, tandis que d'autres sont xérophiles, elles vivent en plein soleil sur les roches, murs ou sur les toits. Certaines espèces peuvent cependant supporter un ensoleillement assez long.

Beaucoup de mousses présentent la faculté de reviviscence c'est à dire la possibilité en un temps très court et réversible de l'état hydraté et physiologiquement actif à l'état sec et quiescent. Le taux d'hydratation peut tomber à 30% du bois sec et les fonctions sont suspendues à la moindre pluie.

A défaut de l'appareil racinaire, l'absorption de l'eau se fait par toute la plante et notamment par les jeunes feuilles. Les sphaignes sont toutes hydrophiles ou hygrophiles, les espèces aquatiques sont par contre assez rares chez les mousses, aucune espèce ne vit dans la mer. Dans les régions tropicales humides, on trouve de nombreux muscinées épiphytes.

5.4.4.2. La lumière

Les mousses sont des végétaux peu photophiles qui vivent dans des stations ombragées (sous bois, troncs d'arbres) le point de compensation, c'est à dire l'intensité lumineuse pour laquelle la photosynthèse équilibre la respiration est plus basse que pour les phanérogames (Bouregghda, 2004).

5.4.4.3. La température

La reviviscence favorise la résistance des mousses à des grandes amplitudes thermiques, les espèces bryales résistent à 30°C tandis que celles des roches ensoleillées supportent des température de l'ordre de +80°C.

En Algérie, l'étude des bryophytes et de leur répartition est incomplète et il existe un catalogue des mousses algériennes, qui mentionne 224 espèces réparties de la manière suivante : Acrocarpes (170), pleurocarpes (73), sphaignes (1), presque toutes ces mousses appartiennent à la région méditerranéenne.

5.4.5. Rôles et intérêt des mousses

Les mousses jouent un rôle important dans la nature :

- ✓ Elles retiennent l'excès d'humidité du sol ou elles ralentissent l'évaporation
- ✓ Elles participent à la formation lente mais constante d'humus
- ✓ Sur les murs et roches, elles accumulent les poussières et les débris divers et constituent un sol; l'accumulation de ces débris se produit depuis des millénaires et forme des épaisseurs de tours atteignant parfois plusieurs mètres.
- ✓ On utilise des sphaignes pour la culture des orchidées, pour l'emballage des plantes à racines fragiles, car elles se gorgent d'eau.
- ✓ On les incorpore aussi aux sols trop lourds afin de les alléger.
- ✓ Elles abritent une infinité de petits animaux.
- ✓ Pour de nombreux usages domestiques : ainsi, en Suède et en Norvège, on calfeutrait avec une espèce d'hypne les fentes des parois des chaumières ; le polytric commun peut servir à faire des balais et des brosses ; le sphaigne des marais, à remplir des matelas ; l'hypne triquète, à garnir nos assiettes de dessert où à emballer la porcelaine
- ✓ Les mousses sont utilisées comme bio indicateur de la pollution de l'environnement (Jorda, 2004).

5.4.6. Utilisation des mousses comme bio indicateurs de pollution

Les mousses présentent un certain nombre de particularités, qui sont très utiles pour l'étude des micropolluants. Les mousses sont de petites plantes autotrophes, elles accumulent dans leurs tissus des quantités importantes de métaux lourds, qu'elles prélèvent à partir du substrat, de l'atmosphère ou de l'eau, les mousses sont utilisées dans certains pays pour le contrôle de la pollution de l'environnement (Loppi et Bonini, 2000)

5.4.6.1. Pollution de l'air

Les mousses sont très utilisées dans la détection de la pollution atmosphérique d'origines anthropiques. L'utilisation des mousses est une méthode qui a été adoptée depuis la fin des années 60 en suède, elle est un peu coûteuse, elle permet une détermination plus aisée (Lodenius, 1981).

Ce sont des plantes toujours vertes et vivaces, alors facile à ramasser pendant l'année, la plupart de leurs espèces sont abondantes donc les concentrations des polluants dans des régions distantes peuvent être comparées entre espèces (Ruhling et *al.*, 1987 ; Ruhling, 1994 ; Meenks et Tuba, 1992 ; Markert, 1993).

En 1990, la Suède a réutilisé cette technique pour contrôler les émissions atmosphériques des métaux lourds (Gällipurghari, 1990). Une année après, la Finlande a adopté cette méthode simple pour évaluer pendant une période de trois ans (qui débute de juillet 1991 à juillet 1994), l'accumulation des métaux lourds arrivant au sol, et qui correspond aux concentrations de ces mêmes métaux dans l'eau de pluie recueillie durant ces trois années.

5.4.6.2. Pollution de l'eau

L'analyse des mousses constitue un meilleur moyen pour la détection de la pollution des eaux, à titre d'exemple nous citons les études effectuées par (Mouvet, 1983) dans lesquelles, les mousses étaient utilisées pour estimer la qualité des eaux de Rhin après l'accident de Sandoz.

Résultats de la bio surveillance de la pollution plombique en milieu urbain et périurbain

I. Trafic routier

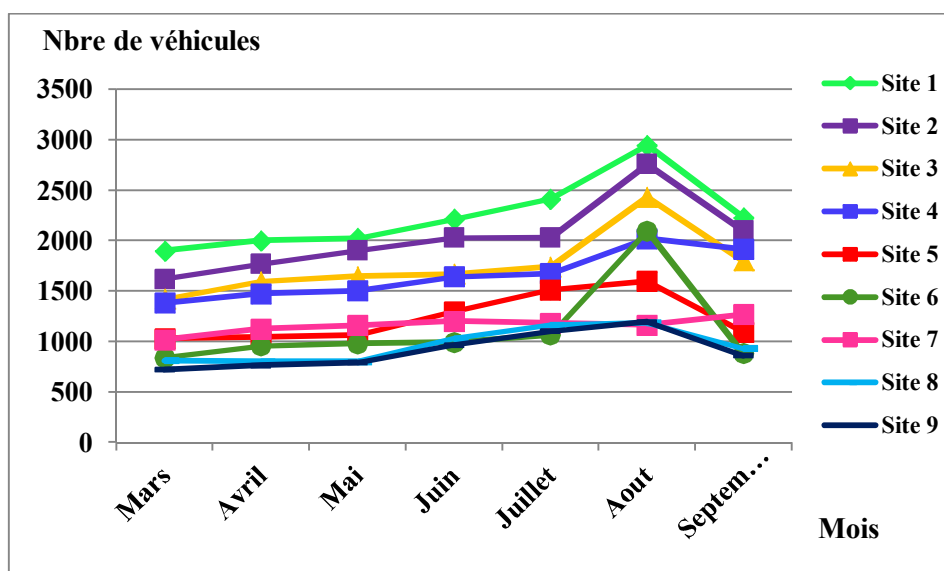


Figure 28: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (8h – 9h)

Conformément aux différentes périodes de comptage, le trafic routier dans la région de Annaba durant la matinée de (8h à 9h) évolue de la même façon qu'au niveau de tous les sites et ce, pendant les cinq premiers mois. Par ailleurs, on enregistre une augmentation rapide du trafic routier au niveau des sites 1, 2, 3, 4 et 6 durant la saison estivale contrairement aux sites 5, 7, 8 et 9 qui présentent un nombre de véhicules plus ou moins stable pendant toute la période d'expérimentation. Ceci s'explique par la position des sites par rapport aux zones d'activités industrielles, commerciales, touristiques et autres.

D'une manière globale, le nombre de véhicules fluctue entre **723** et **3000** véhicules suivant les sites de comptage.

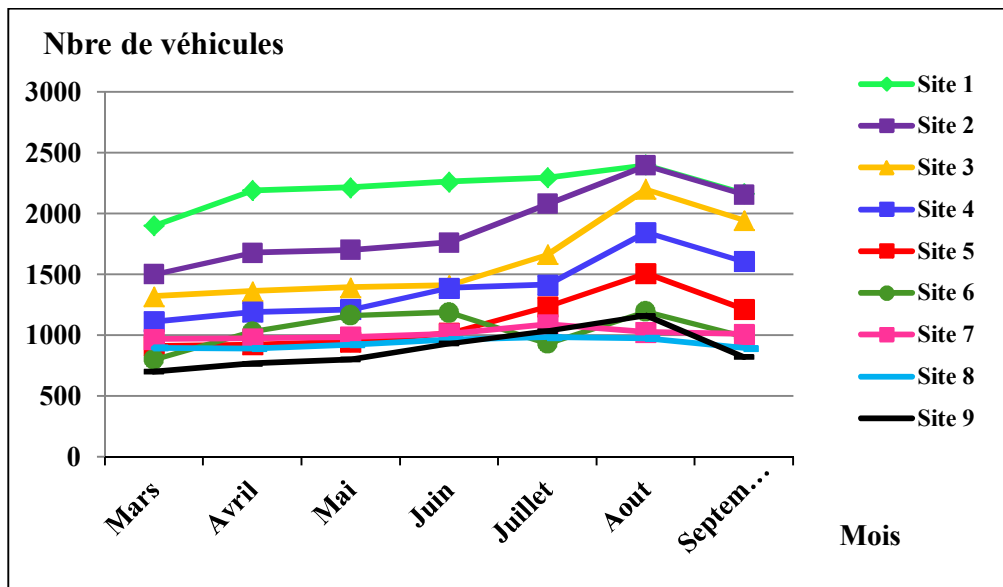


Figure 29: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (12h – 13h)

Suite à l'analyse des données propres à la variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba de (12h à 13h) (**Fig. 29**), nous constatons que durant cet horaire (une heure de pointe), le nombre de véhicules en mouvement varie en moyenne entre **700** et **2300** véhicules. Nous remarquons une augmentation nette du trafic routier au niveau des sites 2, 3, 4 et 5 à partir du mois de juin contrairement aux sites 1 et 7 où le nombre de véhicules demeure presque stable.

Cette heure de pointe coïncide avec l'heure de pause des fonctionnaires et différentes catégories de travailleurs.

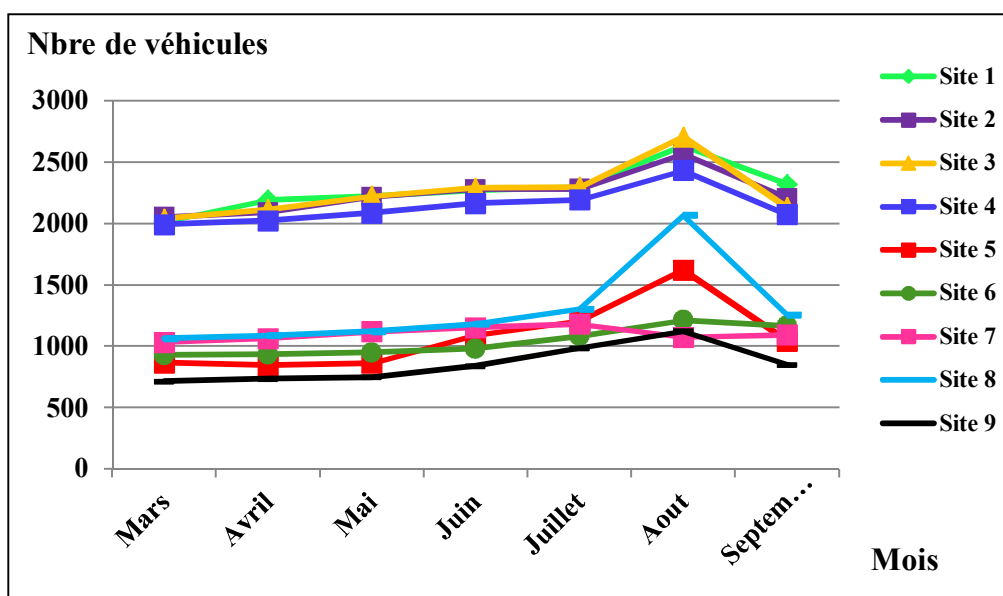


Figure 30: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (16h – 17h)

D'après la (Fig. 30) relative à la variation spatio-temporelle du trafic routier de (16h à 17h), il apparaît que le nombre de véhicules suit la même tendance que pour les autres heures de pointes, autrement dit le mouvement des véhicules se fait à peu près de la même manière (aller et retour entre domicile et lieu de travail), toujours avec une nette augmentation durant la saison estivale.

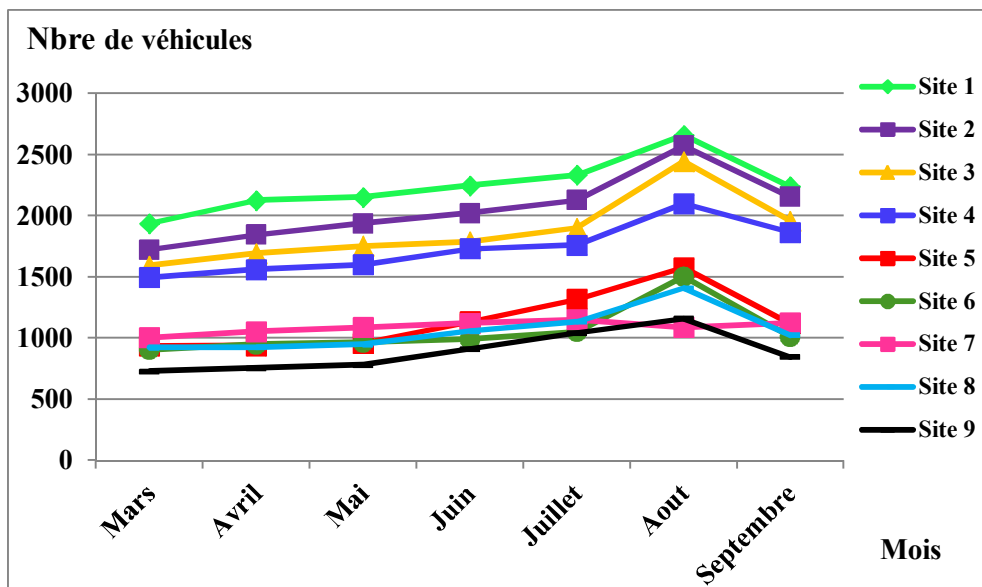


Figure 31: Variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba.

En moyenne, nous remarquons qu'au niveau de tous les sites, l'intensité du trafic routier est plus ou moins constante durant les trois premiers mois de la période d'expérimentation, alors qu'elle devient plus importante pendant les autres mois d'observation et ceci au niveau de tous les sites à l'exception du site 7.

Tableau 8: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	2010674	335112	40,24 ***	0,000
Différence entre sites	8	14735237	1841905	221,16 ***	0,000
Variation résiduelle	48	399763	8328	—	—

Variation totale	62	17145674	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba montre que cette dernière est très hautement significative dans le temps et dans l'espace.

II. Bioaccumulation du plomb

2.1. Accumulation du plomb par les transplants de *Ramalina farinacea*

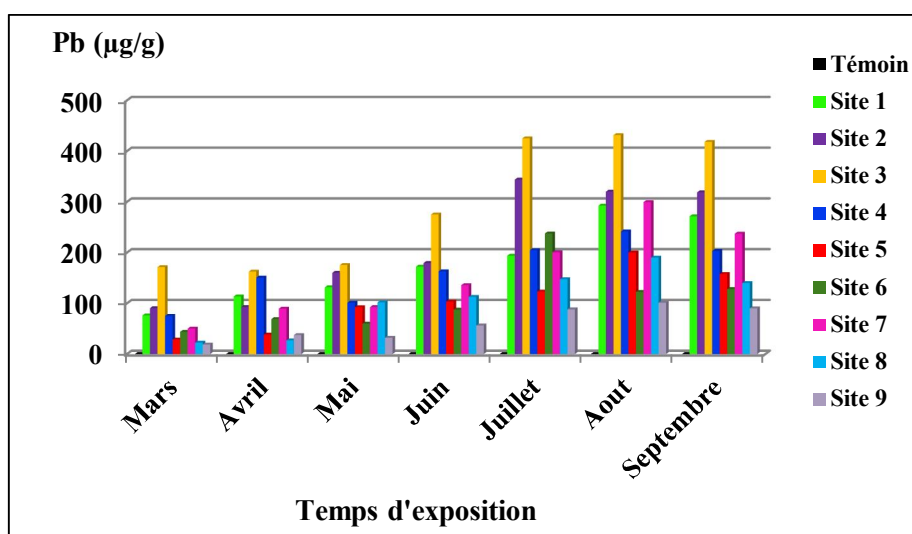


Figure 32: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé
par *Ramalina farinacea*

D'après la **Fig. 32**, relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Ramalina farinacea* l'accumulation temporelle du plomb est très nette dès le premier prélèvement quelque soit le site, ce qui témoigne bien de la qualité de ces bio accumulateurs et de leur pouvoir bio accumulateurs très élevé,

Par ailleurs, les résultats obtenus nous montrent que les valeurs de plomb fluctuent en fonction de la période et du site de prélèvement. Ceci est bien sur lié à un certain nombre de facteurs : intensité du trafic routier, topographie du site, facteurs climatiques....etc. Durant les derniers prélèvements nous avons enregistré une forte accumulation de plomb avec une valeur maximale de 431,25 µg/g au niveau du site 3 et une valeur minimale de 88µg/g au niveau du site 9.

Tableau 9: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	283814	47302	30,35***	0,000
Différence entre sites	8	277155	34644	22,23***	0,000
Variation résiduelle	48	74816	1559	–	–
Variation totale	62	635786	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation spatio-temporelle de la teneur en plomb chez *Ramalina farinacea* montre qu'elle est très hautement significative dans le temps et dans l'espace, c'est à dire que plus les transplants sont exposés et plus l'accumulation de plomb est importante, et que cette dernière dépend du site et par conséquent de l'intensité du trafic routier.

2.2. Accumulation du plomb par les transplants de *Funaria hygrometrica*

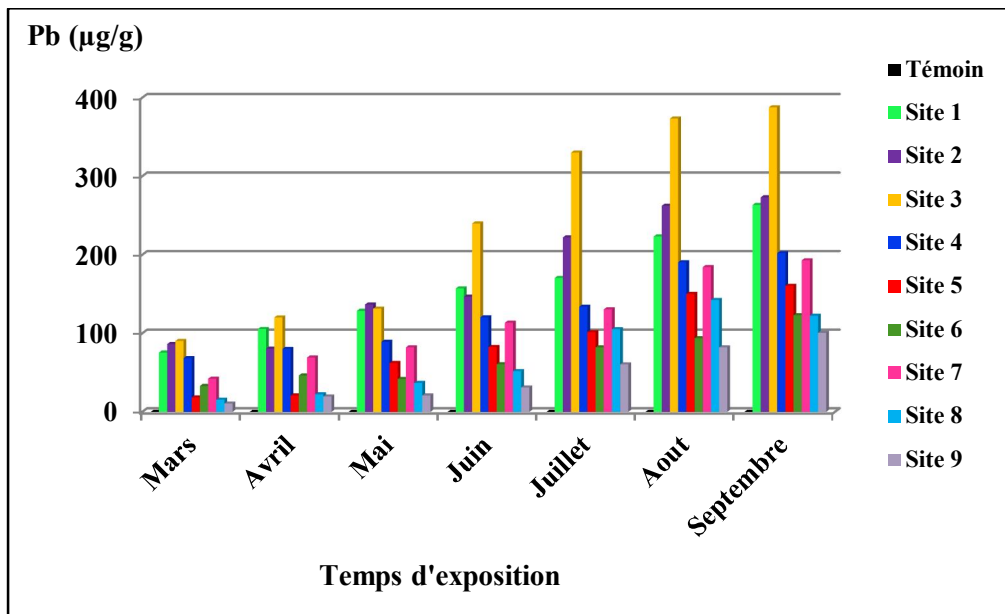


Figure 33: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Funaria hygrometrica*

Les résultats obtenus concernant l'accumulation temporelle de plomb par *Funaria hygrometrica* représentés par la **fig. 33**, font apparaitre que cette dernière est très nette quelque soit le site. Nous constatons une augmentation au niveau des neuf sites étudiés dès le premier prélèvement avec une légère stabilité pour les trois premiers mois d'expérimentation, bien qu'au niveau du site 9 les échantillons semblent accumuler moins de plomb.

Nous enregistrons, une faible accumulation de plomb au mois de Mars et Avril au niveau de tous les sites suivie d'une nette augmentation de cette accumulation pendant la période d'été et avec une valeur maximale au site 3 de **387,83 µg/g** au septième prélèvement, et une valeur minimale de **10,52 µg/g** au premier prélèvement au niveau du site 9. Ceci peut s'expliquer par les fortes précipitations enregistrées au mois de Mars et Avril qui ont entraîné un lessivage important des polluants et ont engendré une infiltration dans le sol.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	201522	33587	36,17***	0,000
Différence entre sites	8	212062	26508	28,54***	0,000
Variation résiduelle	48		929	–	–

		44578			
Variation totale	62	458162	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Aussi, la comparaison de la variation de l'accumulation moyenne en plomb chez *Funaria hygrometrica* montre qu'elle est très hautement significative dans l'espace et dans le temps, ceci démontre que l'accumulation de plomb chez les mousses varie en fonction du temps d'exposition ainsi que du site de transplantation.

2.3. Accumulation du plomb par *Cupressus sempervirens*

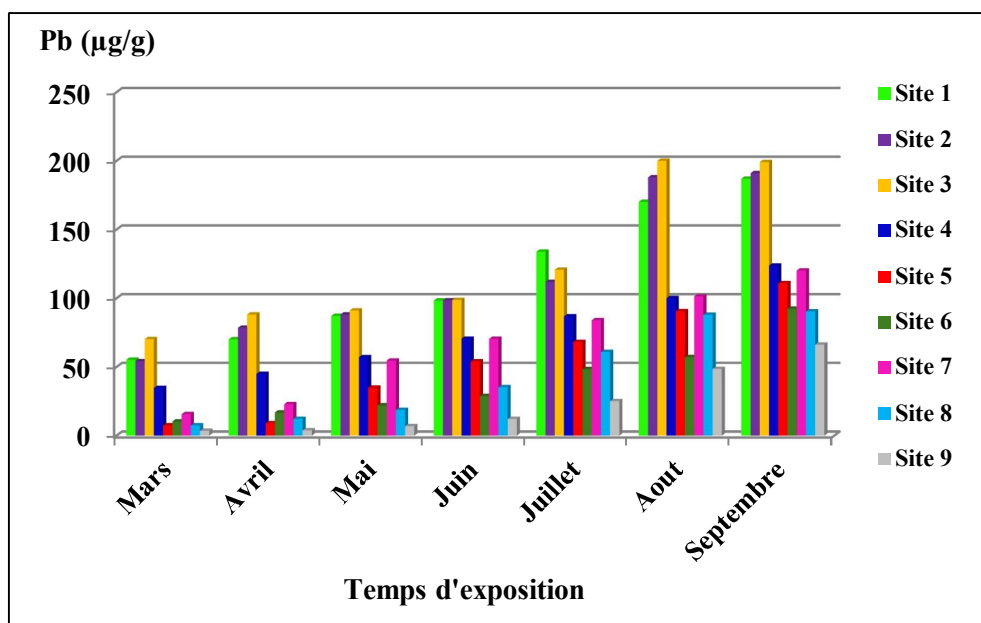


Figure 34: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Cupressus sempervirens*

L'analyse de la (fig. 34) relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Cupressus sempervirens* fait apparaître clairement que les trois derniers mois présentent des valeurs maximales variant entre **133,9 µg/g** et **200,01 µg/g** au niveau des sites 1 et 3. Cette accumulation fluctue

en fonction de la période et du site de prélèvement mais reste toujours inférieure à celle enregistrée par les lichens.

Cependant, nous constatons des taux importants de plomb au niveau des sites 1, 2 et 3, ceci s'explique par l'intensité du trafic routier au niveau de ces sites par rapport aux autres considérées plutôt faibles.

Tableau 11: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	566299	94383	56,72***	0,000
Différence entre sites	8	151104	18888	11,35***	0,000
Variation résiduelle	48	79880	1664	–	–
Variation totale	62	797283	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Concernant la comparaison de l'accumulation moyenne du plomb par *Cupressus sempervirens*, la variation est très hautement significative dans le temps et dans l'espace. C'est à dire que la variation d'accumulation du plomb par le cyprès est expliquée par la variation du facteur temps, position des sites, mais certainement aussi de l'intensité du trafic routier.

III. Dosage de la chlorophylle

3.1. Dosage de la chlorophylle chez *Ramalina farinacea*

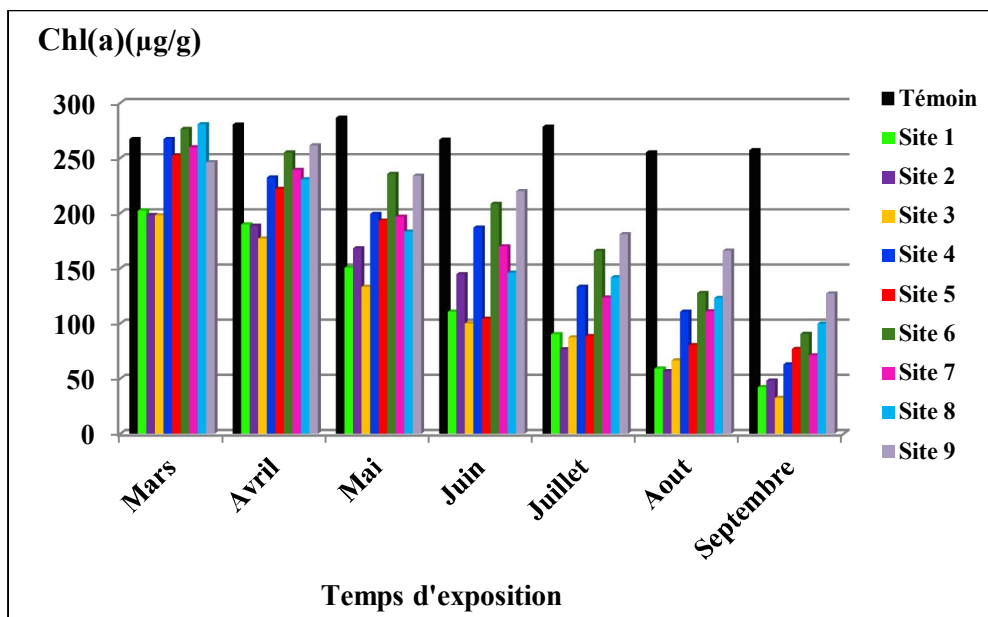


Figure 35: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a)

chez *Ramalina farinacea*

Tableau 12: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	217504	36251	147,44***	0,000
Différence entre sites	8	59669	7459	30,34***	0,000
Variation résiduelle	48	11801	246	—	—
Variation totale	62	288975	—	—	—

--	--	--	--	--	--

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (a) chez les transplants de *Ramalina farinacea* montre que la variation de la chlorophylle (a) est très hautement significative dans le temps et dans l'espace, donc les teneurs en chlorophylle (a) varient en fonction du temps d'exposition au polluant et en fonction du site de transplantation.

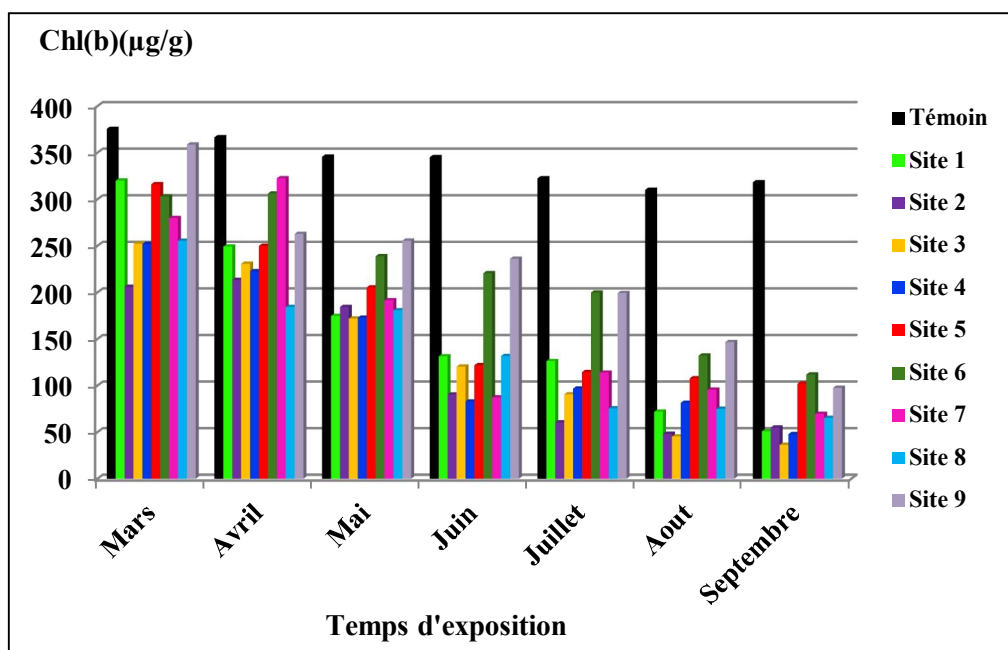


Figure 36: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b)

chez *Ramalina farinacea*

Tableau 13: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	355151	59192	98,67***	0,000
Différence entre sites	8	71258	8907	14,85***	0,000

Variation résiduelle	48	28796	600	–	–
Variation totale	62	455205	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Au même titre que pour la chlorophylle (a), la comparaison de la teneur moyenne en chlorophylle (b) chez les transplants de *Ramalina farinacea* montre que la variation de la chlorophylle (b) est très hautement significative aussi bien dans le temps que dans l'espace.

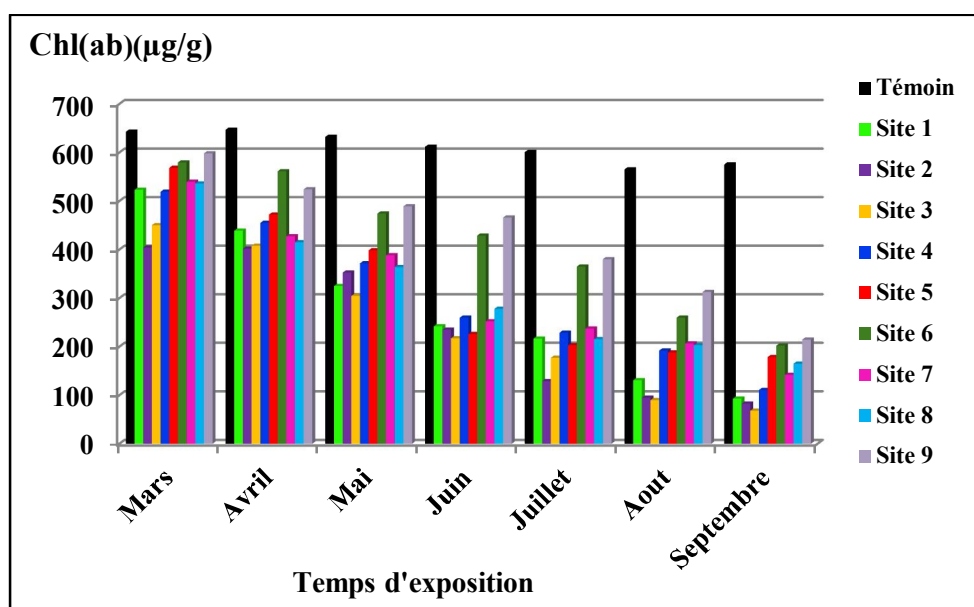


Figure 37: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab)

chez *Ramalina farinacea*

La (**Fig.37**) relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Ramalina farinacea* montre que la chlorophylle (ab) suit la même tendance que celle de la chlorophylle (a) et la chlorophylle (b).

Les valeurs de la chlorophylle chez *Ramalina farinacea* présentent des fluctuations en fonction du temps d'exposition.

Nous relevons une diminution dès le premier prélèvement pour atteindre une valeur minimale au niveau du site 3 lors du septième prélèvement ; tandis que la valeur maximale est atteinte au niveau du site 9 pour la chlorophylle (b) et (ab) et du site 8 pour la chlorophylle (a) au premier prélèvement.

Tableau 14: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	1100139	183356	202***	0,000
Différence entre sites	8	229325	28666	31,58***	0,000
Variation résiduelle	48	43569	908	–	–
Variation totale	62	1373032	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (ab) chez les transplants de *Ramalina farinacea* montre que la variation de la chlorophylle (ab) est très hautement significative aussi bien dans le temps que dans l'espace, cela veut dire que les teneurs en chlorophylle (ab) varient en fonction du temps d'exposition des transplants lichéniques à la pollution ainsi que l'intensité du trafic routier.

3.2. Dosage de la chlorophylle chez *Funaria hygrometrica*

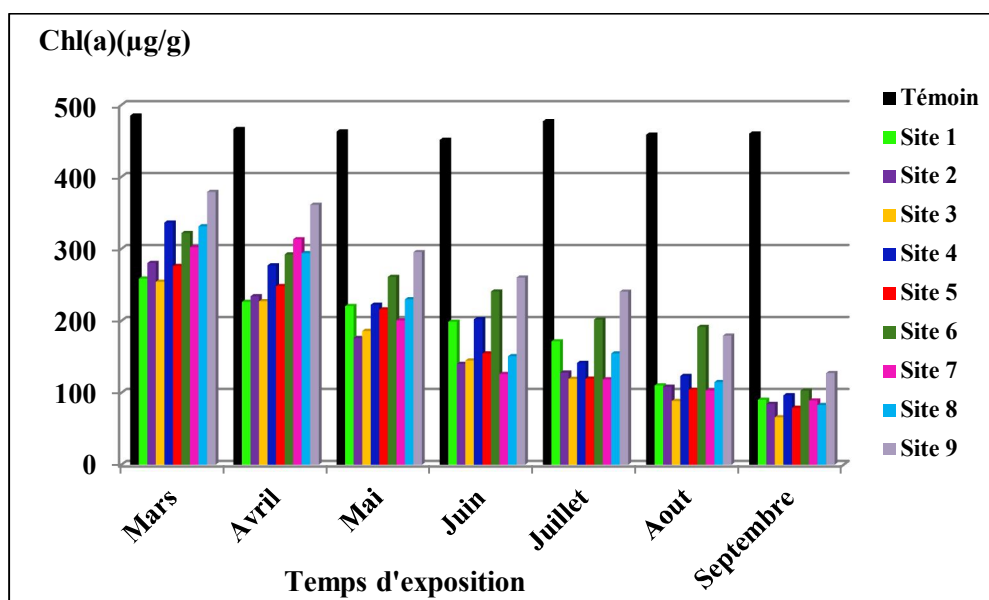


Figure 38: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a)

chez *Funaria hygrometrica*

Tableau 15: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	330422	55070	128,83***	0,000
Différence entre sites	8	65950	8244	19,28***	0,000
Variation résiduelle	48	20519	427	—	—
Variation totale	62	416890	—	—	—

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne en chlorophylle (a) chez les transplants de *Funaria hygrometrica* montre que la variation de la chlorophylle (a) est très hautement significative que ce soit dans le temps ou dans l'espace, l'accumulation de la chlorophylle varie en fonction du temps d'exposition des transplants c'est à dire que plus le temps d'exposition est long plus le taux de la chlorophylle (a) diminue, ceci demeure fonction de la position du site de transplantation ainsi que l'intensité du trafic routier.

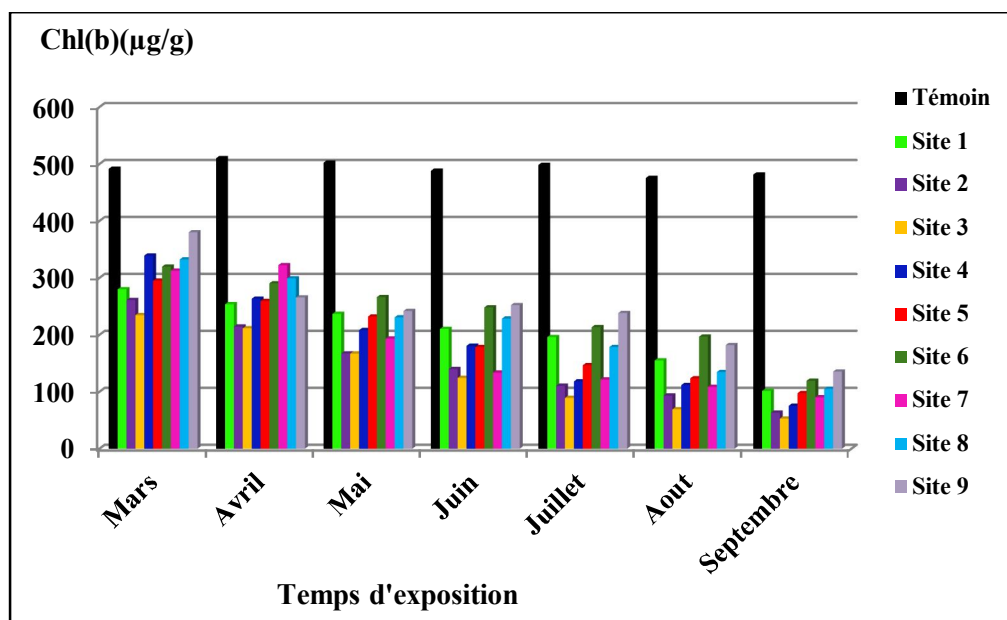


Figure 39: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b)

chez *Funaria hygrometrica*

Tableau 16: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez *Funaria hygrometrica* .

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	302042	50340	101,75***	0,000
Différence entre sites	8	71788	8974	18,14***	0,000
Variation résiduelle	48	23748	495	—	—

Variation totale	62	397578	–	–	–
-------------------------	----	--------	---	---	---

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

En ce qui concerne la comparaison de la teneur en chlorophylle (b) chez *Funaria hygrometrica*, on remarque que la variation de la chlorophylle (b) est très hautement significative dans le temps et dans l'espace. Il est clair pour notre étude que les facteurs temps, site et intensité du trafic routier conditionnent la variation de la teneur en chlorophylle.

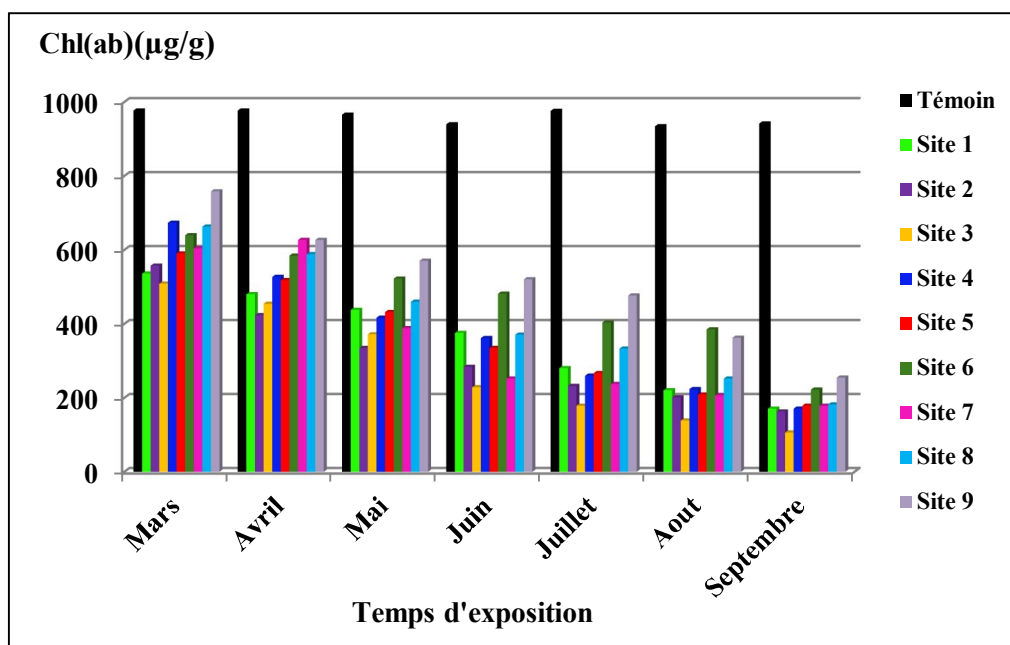


Figure 40: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab)

chez *Funaria hygrometrica*

La (Fig. 40) relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Funaria hygrometrica* nous montre que les résultats du dosage de la chlorophylle (ab) chez *Funaria hygrometrica* suivent en général la même tendance que celle de la chlorophylle (a) et la chlorophylle (b). La teneur varie entre une valeur maximale de **758.23 µg/g** au niveau du site 9 au premier prélèvement et une valeur minimale de **105.95 µg/g** au niveau du site 3 au septième prélèvement.

Tableau 17: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
---------------------	-----	-----	----	------	---

Différence entre mois	6	1335735	222622	156,28***	0,000
Différence entre sites	8	276915	34614	24,30***	0,000
Variation résiduelle	48	68377	1425	–	–
Variation totale	62	1681027	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (ab) chez les transplants de *Funaria hygrométrica* montre que la variation de la chlorophylle (ab) est très hautement significative aussi bien dans le temps que dans l'espace.

3.3. Dosage de la chlorophylle chez *Cupressus sempervirens*

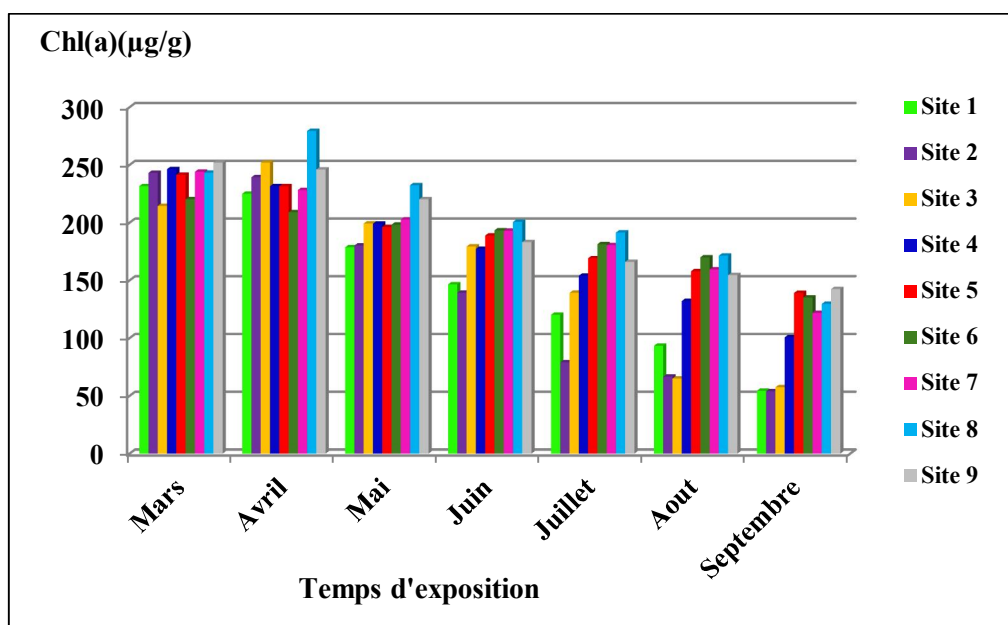


Figure 41: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a)

chez *Cupressus sempervirens*

Tableau 18: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	144441	24074	56,44***	0,000
Différence entre sites	8	27047	3381	7,93***	0,000
Variation résiduelle	48	20472	427	–	–
Variation totale	62	191960	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Concernant la comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (a) chez *Cupressus sempervirens*, on remarque que cette variation est très hautement significative dans l'espace et dans le temps.

Cela veut dire que les fluctuations de la teneur moyenne de la chlorophylle (a) chez le cyprès est expliquée par la variation du facteur temps et position des sites, mais il existe certainement l'interférence d'autres facteurs.

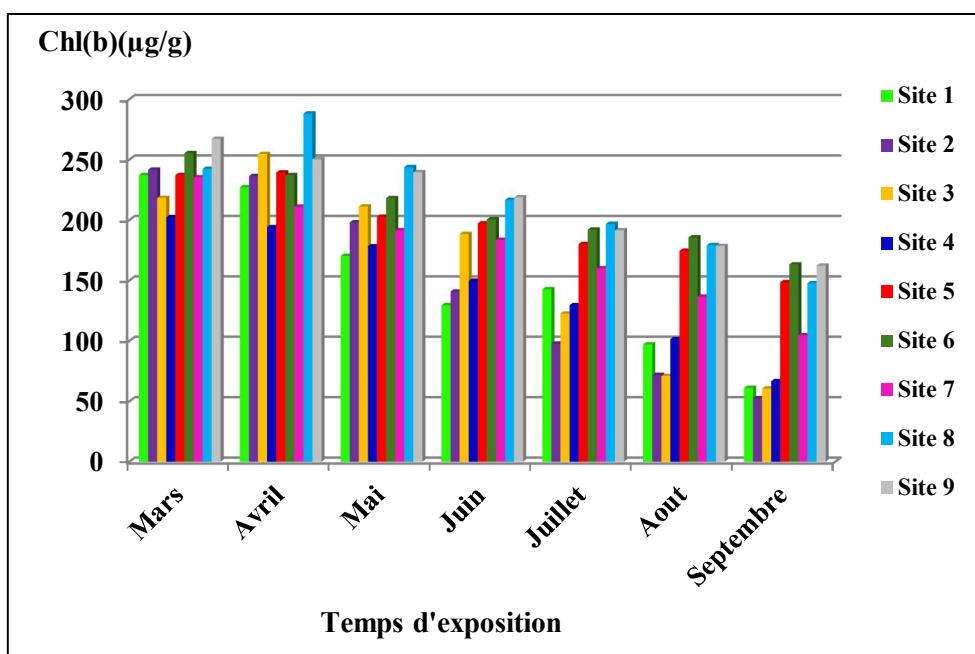


Figure 42: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b)

chez *Cupressus sempervirens*

Tableau 19: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	137664	22944	52,59***	0,000
Différence entre sites	8	48643	6080	13,94***	0,000
Variation résiduelle	48	20941	436	–	–
Variation totale	62	207249	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (b) chez *Cupressus sempervirens*, est très hautement significative dans l'espace (p = 0,000) et dans le temps (p = 0,000).

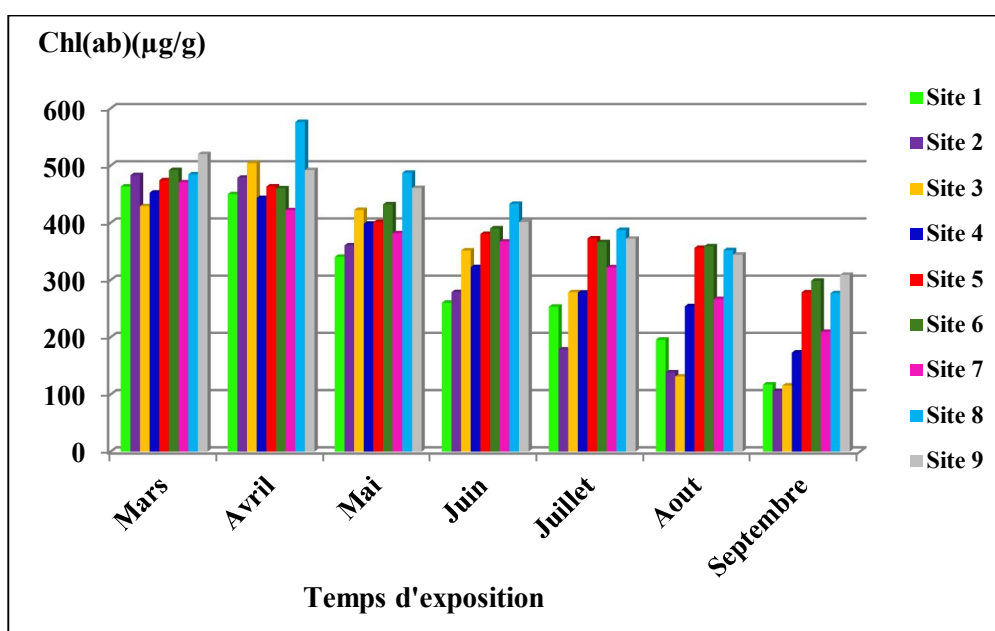


Figure 43: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab)

chez *Cupressus sempervirens*

Suite aux résultats obtenus concernant la teneur moyenne de la chlorophylle (ab) chez *Cupressus sempervirens* représentés par la **fig. 43**, on remarque une variation fluctuante durant les mois d'exposition du végétal à la pollution au niveau de tous les sites.

Tableau 20: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	566299	94383	56,72***	0,000
Différence entre sites	8	151104	18888	11,35***	0,000
Variation résiduelle	48	79880	1664	–	–
Variation totale	62	797283	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Il en est de même pour la comparaison de la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Cupressus sempervirens* qui montre une variation très hautement significative dans l'espace et dans le temps. C'est à dire que la teneur en chlorophylle chez le végétal dépend de la position du site et du temps d'exposition ; plus le temps d'exposition est long et plus la teneur en chlorophylle est moins importante.

IV. Dosage de la proline

4.1. Dosage de la proline chez *Ramalina farinacea*

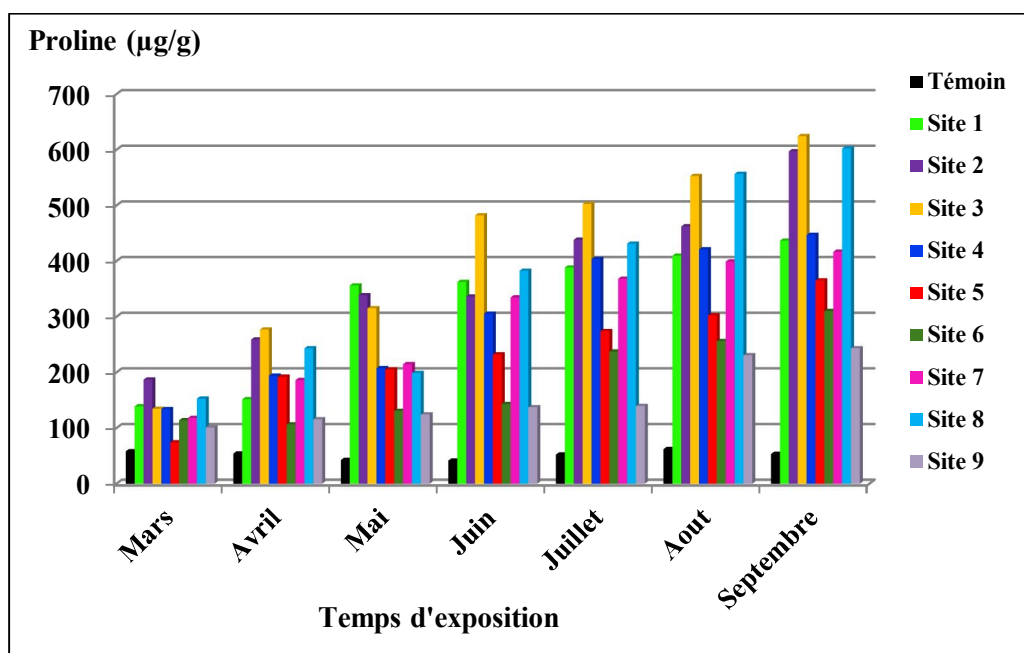


Figure 44: Variation spatio-temporelle de la proline

chez *Ramalina farinacea*

D'après les résultats illustrés dans la (Fig. 44) relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Ramalina farinacea*, nous observons que la teneur en proline augmente dès le premier prélèvement par rapport au témoin ; cette augmentation fluctue en fonction de l'accumulation en polluants.

Tableau 21: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	724063	120677	43,32***	0,000
Différence entre sites	8	426151	53269	19,12***	0,000
Variation résiduelle	48	133730	2786	—	—
Variation totale	62	1283944	—	—	—

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Quant à la comparaison de la variation de la teneur moyenne en proline chez *Ramalina farinacea*, elle montre que cette dernière est très hautement significative dans le temps et dans l'espace.

4.2. Dosage de la proline chez *Funaria hygrometrica*

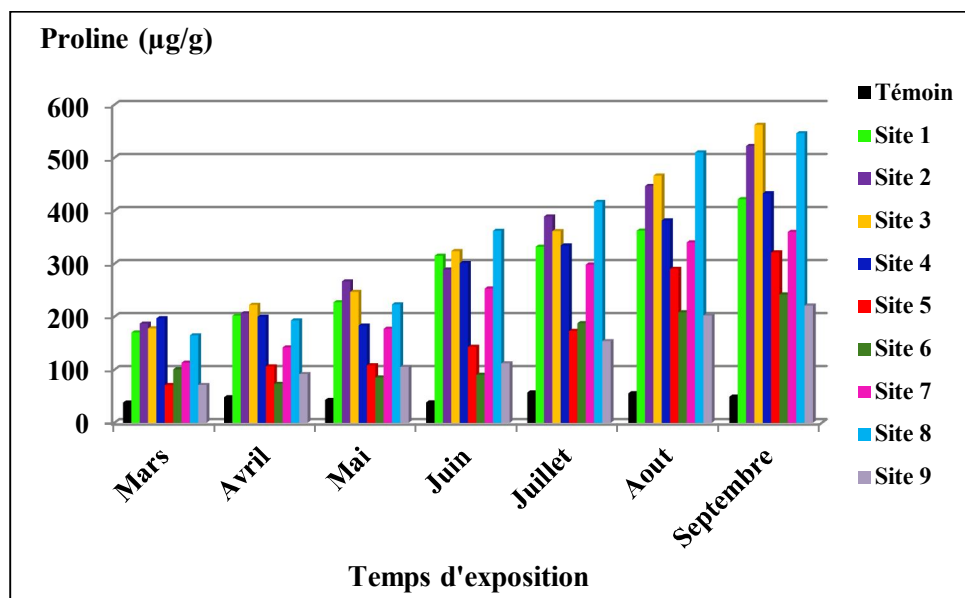


Figure 45: Variation spatio-temporelle de la proline

chez *Funaria hygrometrica*

D'après la (Fig. 45) relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Funaria hygrometrica*, on constate que la teneur en proline chez *Funaria hygrometrica* suit la même tendance que celle des lichens, du fait qu'on remarque une augmentation de cette teneur en fonction du temps d'exposition. La valeur maximale est atteinte au site 3 avec **562,16 µg/g** au septième prélèvement, tandis que la valeur minimale est celle enregistrée au niveau du site 5 avec **71,11µg/g** au premier prélèvement.

Tableau 22: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	557792	92965	66,08***	0,000

Différence entre sites	8	396935	49617	35,27***	0,000
Variation résiduelle	48	67526	1407	–	–
Variation totale	62	1022253	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

L'analyse de la variance à deux critères de classification relative à la teneur moyenne en proline chez *Funaria hygrometrica* montre que cette variation est très hautement significative dans l'espace et dans le temps.

4.3. Dosage de la proline chez *Cupressus sempervirens*

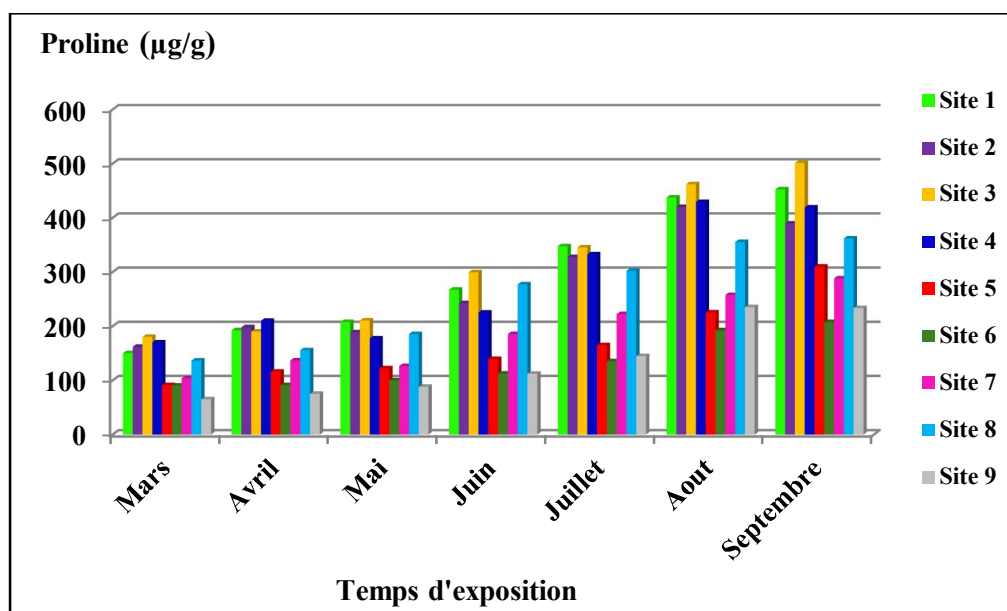


Figure 46: Variation spatio-temporelle de la proline

chez *Cupressus sempervirens*

Tableau 23: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
---------------------	-----	-----	----	------	---

Différence entre mois	6	441651	73608	70,57***	0,000
Différence entre sites	8	279026	34878	33,44***	0,000
Variation résiduelle	48	50065	1043	–	–
Variation totale	62	770742	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Chez *Cupressus sempervirens*, l'analyse de la variance à deux critères de classification relative à la teneur moyenne en proline montre que cette variation est très hautement significative dans l'espace et dans le temps.

V. Détermination du rapport MF/MS

5.1. Détermination du rapport MF/MS chez *Ramalina farinacea*

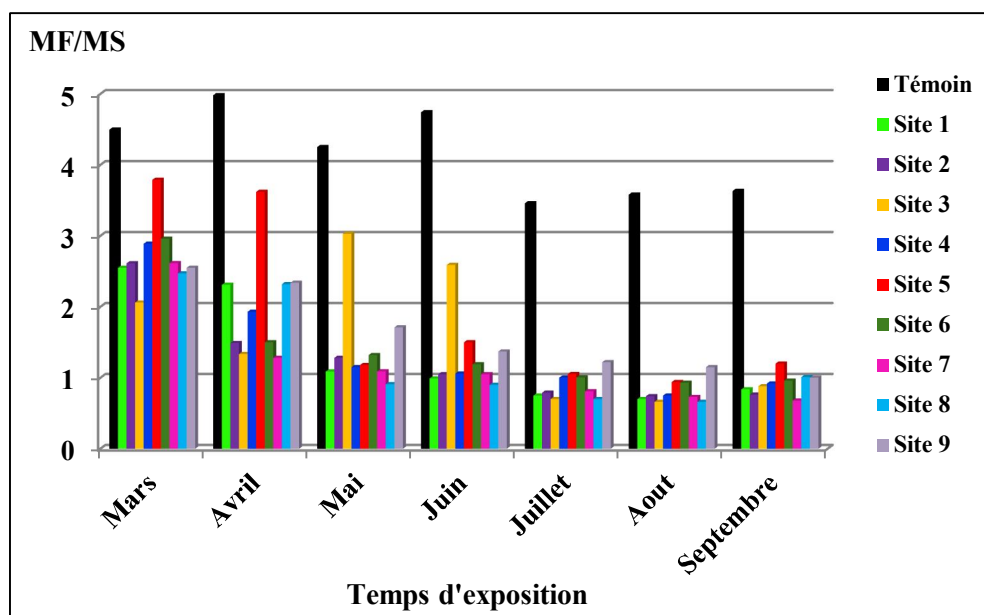


Figure 47: Variation spatio-temporelle du rapport MF/MS

chez *Ramalina farinacea*

Suite à l'analyse des données propres à la (Fig. 47) relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Ramalina farinacea*, nous constatons qu'au niveau des neuf sites le rapport MF/MS a tendance à diminuer.

Ce rapport diminue considérablement après le deuxième prélèvement avec des fluctuations d'un site à l'autre ; ces derniers restent fonction de plusieurs paramètres à savoir le degré de pollution de chaque site et les paramètres climatiques.

Tableau 24: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	26,709	4,451	22,65 ^{***}	0,000
Différence entre sites	8	2,935	0,367	1,87 ^{NS}	0,088
Variation résiduelle	48	9,432	0,197	–	–
Variation totale	62	39,076	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation du rapport MF/MS à l'aide de l'analyse de la variance à deux critères de classification, montre que la variation spatiale n'est pas significative contrairement à la variation temporelle très hautement significative.

5.2. Détermination du rapport MF/MS chez *Funaria hygrometrica*

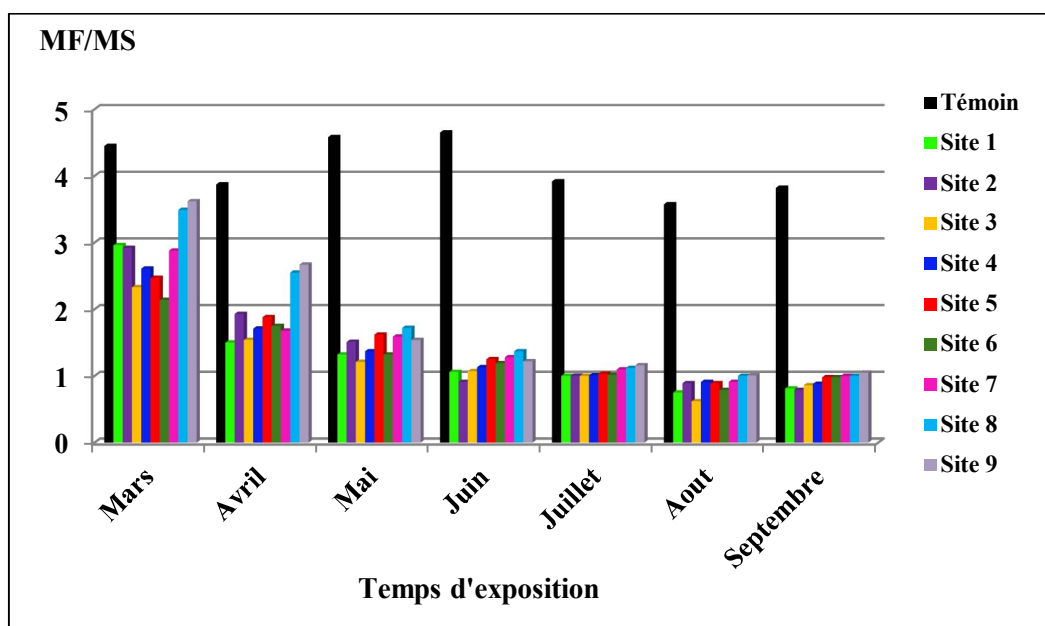


Figure 48: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS

chez *Funaria hygrometrica*

Tableau 25: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	26,6529	4,4421	99,72***	0,000
Différence entre sites	8	1,8692	0,2337	5,25***	0,000
Variation résiduelle	48	2,1382	0,0445	–	–
Variation totale	62	30,6603	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation moyenne du rapport MF/MS chez *Funaria hygrometrica*, montre que cette dernière est très hautement significative que ce soit dans le temps ou dans l'espace.

5.3. Détermination du rapport MF/MS chez *Cupressus sempervirens*

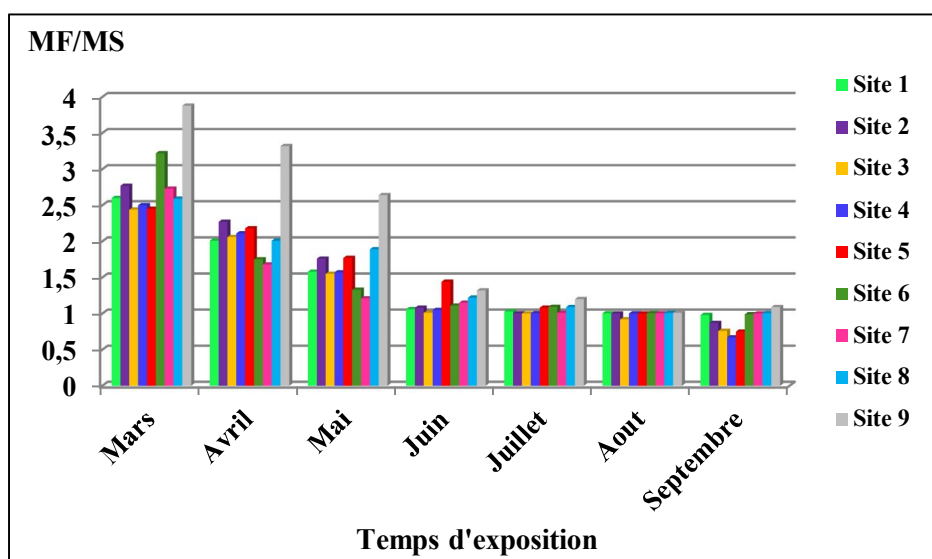


Figure 49: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS

chez *Cupressus sempervirens*

Nous relevons d'après la (**Fig. 49**) que le rapport MF/MS diminue considérablement avec des fluctuations d'un site à l'autre surtout au niveau des sites 2, 3 et 4. La valeur maximale est atteinte au niveau du site 9 au premier prélèvement avec **3,88** par contre la valeur minimale est atteinte au niveau du site 4 au septième prélèvement avec une valeur de **0,67**.

Tableau 26: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	27,6094	4,6016	75,45***	0,000
Différence entre sites	8	2,3906	0,2988	4,90***	0,000
Variation résiduelle	48	2,9274	0,0610	–	–
Variation totale	62	32,9273	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

De même, la comparaison de la variation moyenne du rapport MF/MS chez *Cupressus sempervirens*, montre que cette dernière est très hautement significative que ce soit dans le temps ($p = 0,000$) $F = 75,45^{***}$ où dans l'espace $F = 4,90^{***}$ ($p = 0,000$).

Résultats de la bio surveillance de la pollution plombique en milieu urbain et périurbain

I. Trafic routier

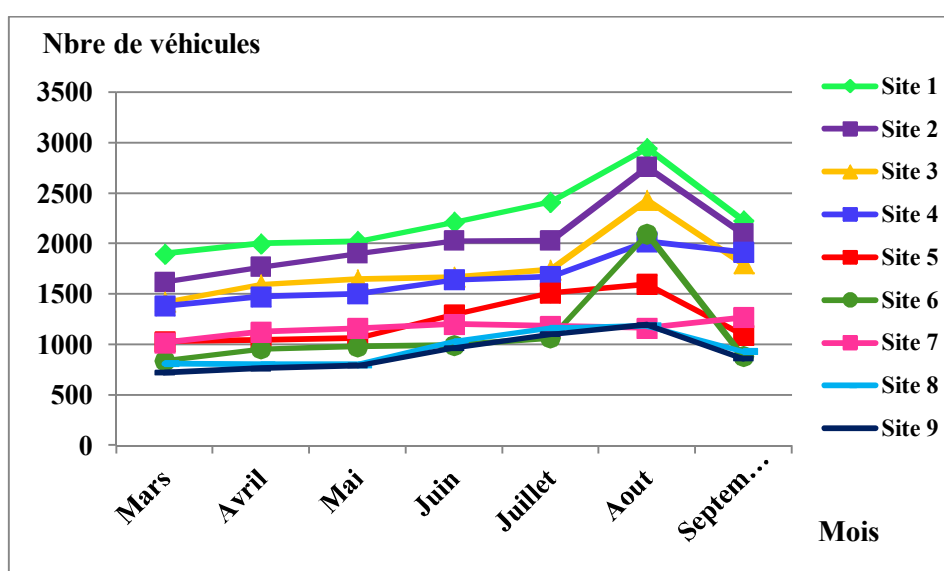


Figure 28: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (8h – 9h)

Conformément aux différentes périodes de comptage, le trafic routier dans la région de Annaba durant la matinée de (8h à 9h) évolue de la même façon qu'au niveau de tous les sites et ce, pendant les cinq premiers mois. Par ailleurs, on enregistre une augmentation rapide du trafic routier au niveau des sites 1, 2, 3, 4 et 6 durant la saison estivale contrairement aux sites 5, 7, 8 et 9 qui présentent un nombre de véhicules plus ou moins stable pendant toute la période d'expérimentation. Ceci s'explique par la position des sites par rapport aux zones d'activités industrielles, commerciales, touristiques et autres.

D'une manière globale, le nombre de véhicules fluctue entre **723** et **3000** véhicules suivant les sites de comptage.

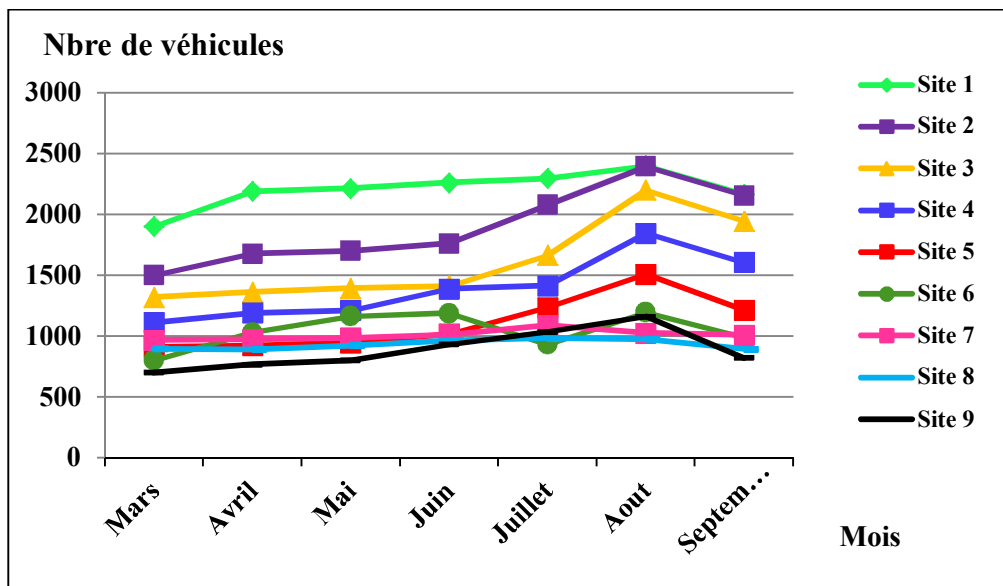


Figure 29: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (12h – 13h)

Suite à l'analyse des données propres à la variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba de (12h à 13h) (**Fig. 29**), nous constatons que durant cet horaire (une heure de pointe), le nombre de véhicules en mouvement varie en moyenne entre **700** et **2300** véhicules. Nous remarquons une augmentation nette du trafic routier au niveau des sites 2, 3, 4 et 5 à partir du mois de juin contrairement aux sites 1 et 7 ou le nombre de véhicules demeure presque stable.

Cette heure de pointe coïncide avec l'heure de pause des fonctionnaires et différentes catégories de travailleurs.

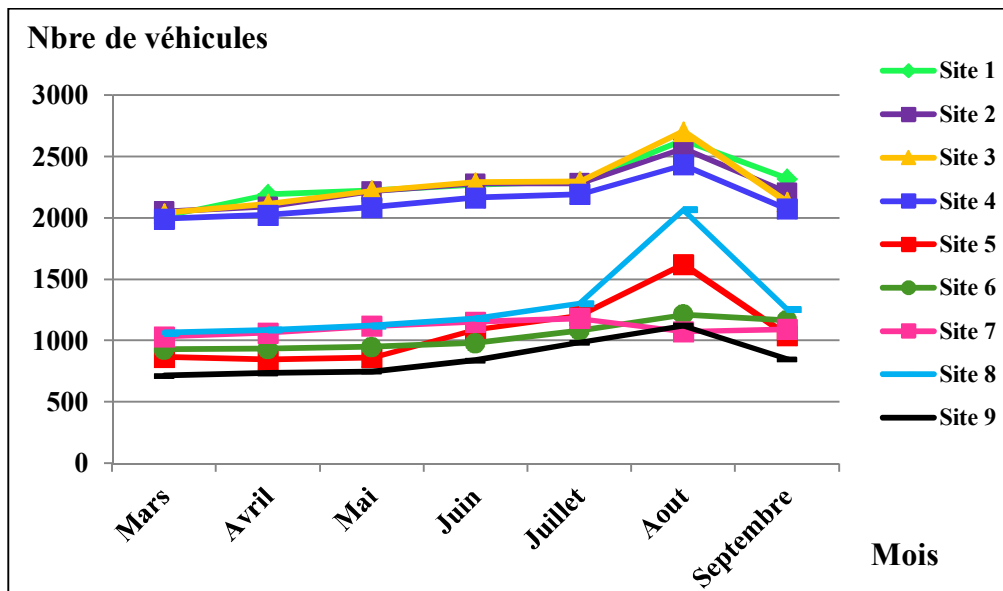


Figure 30: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (16h – 17h)

D'après la (**Fig. 30**) relative à la variation spatio-temporelle du trafic routier de (16h à 17h), il apparaît que le nombre de véhicules suit la même tendance que pour les autres heures de pointes, autrement dit le mouvement des véhicules se fait à peu près de la même manière (aller et retour entre domicile et lieu de travail), toujours avec une nette augmentation durant la saison estivale.

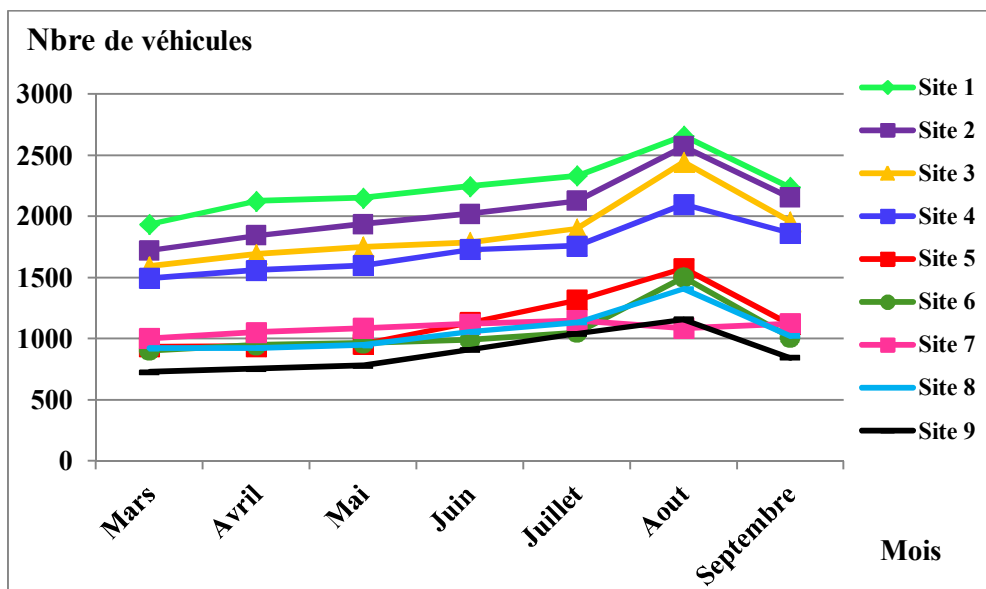


Figure 31: Variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba.

En moyenne, nous remarquons qu'au niveau de tous les sites, l'intensité du trafic routier est plus ou moins constante durant les trois premiers mois de la période d'expérimentation, alors qu'elle devient plus importante pendant les autres mois d'observation et ceci au niveau de tous les sites à l'exception du site 7.

Tableau 8: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes

dans la région de Annaba.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	2010674	335112	40,24 ***	0,000
Différence entre sites	8	14735237	1841905	221,16 ***	0,000
Variation résiduelle	48	399763	8328	–	–
Variation totale	62	17145674	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba montre que cette dernière est très hautement significative dans le temps et dans l'espace.

II. Bioaccumulation du plomb

2.1. Accumulation du plomb par les transplants de *Ramalina farinacea*

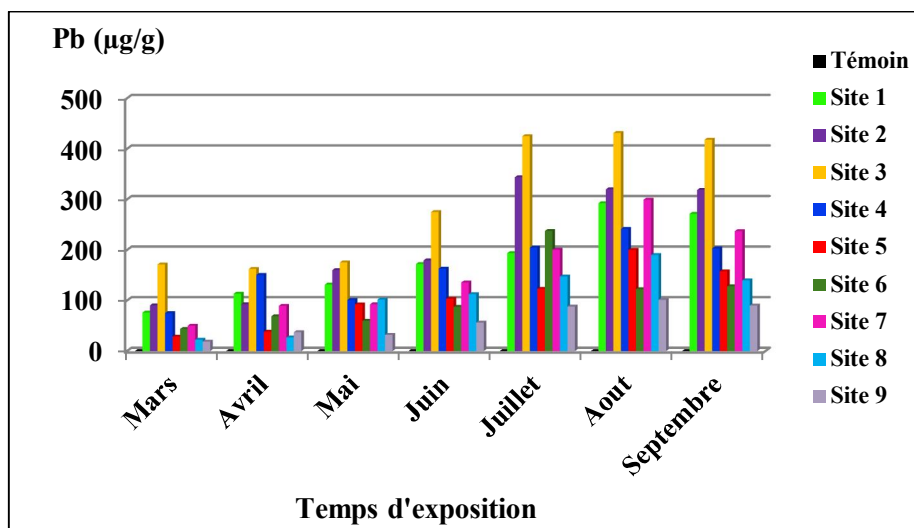


Figure 32: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé

par *Ramalina farinacea*

D'après la **Fig. 32**, relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Ramalina farinacea* l'accumulation temporelle du plomb est très nette dès le premier prélèvement quelque soit le site, ce qui témoigne bien de la qualité de ces bio accumulateurs et de leur pouvoir bio accumulateurs très élevé,

Par ailleurs, les résultats obtenus nous montrent que les valeurs de plomb fluctuent en fonction de la période et du site de prélèvement. Ceci est bien sur lié à un certain nombre de facteurs : intensité du trafic routier, topographie du site, facteurs climatiques....etc. Durant les derniers prélèvements nous avons enregistré une forte accumulation de plomb avec une valeur maximale de 431,25 µg/g au niveau du site 3 et une valeur minimale de 88µg/g au niveau du site 9.

Tableau 9: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	283814	47302	30,35***	0,000
Différence	8			22,23***	0,000

entre sites		277155	34644		
Variation résiduelle	48	74816	1559	–	–
Variation totale	62	635786	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation spatio-temporelle de la teneur en plomb chez *Ramalina farinacea* montre qu'elle est très hautement significative dans le temps et dans l'espace, c'est à dire que plus les transplants sont exposés et plus l'accumulation de plomb est importante, et que cette dernière dépend du site et par conséquent de l'intensité du trafic routier.

2.2. Accumulation du plomb par les transplants de *Funaria hygrométrica*

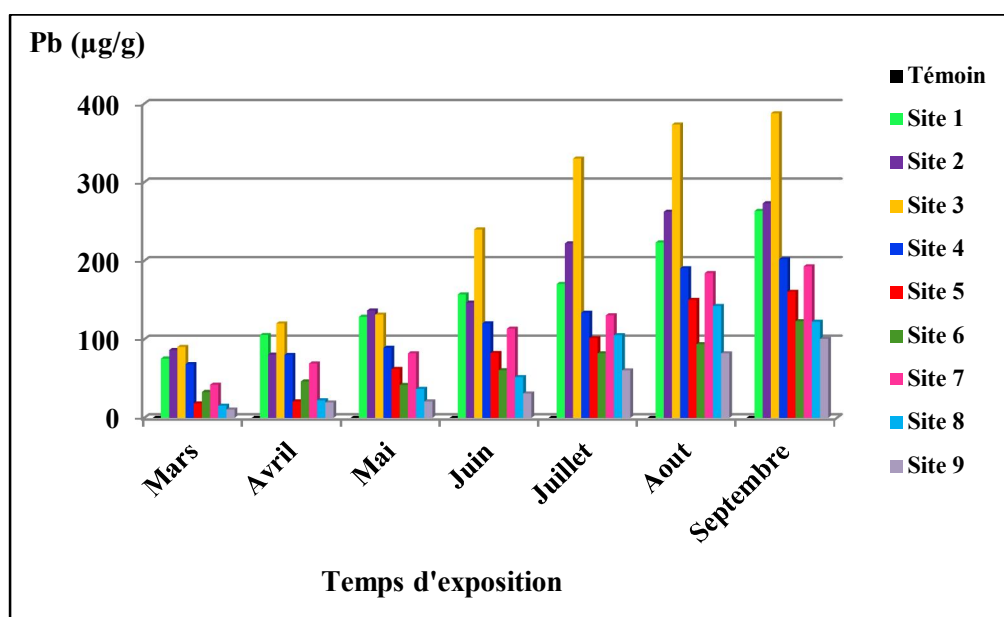


Figure 33: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Funaria hygrométrica*

Les résultats obtenus concernant l'accumulation temporelle de plomb par *Funaria hygrometrica* représentés par la **fig. 33**, font apparaître que cette dernière est très nette quelque soit le site. Nous constatons une augmentation au niveau des neufs sites étudiés dès le premier prélèvement avec une légère stabilité pour les trois premiers mois d'expérimentation, bien qu'au niveau du site 9 les échantillons semblent accumuler moins de plomb.

Nous enregistrons, une faible accumulation de plomb au mois de Mars et Avril au niveau de tous les sites suivie d'une nette augmentation de cette accumulation pendant la période d'été et avec une valeur maximale au site 3 de **387,83 µg/g** au septième prélèvement, et une valeur minimale de **10,52 µg/g** au premier prélèvement au niveau du site 9. Ceci peut s'expliquer par les fortes précipitations enregistrées au mois de Mars et Avril qui ont entraîné un lessivage important des polluants et ont engendré une infiltration dans le sol.

Tableau 10: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par *Funaria hygrometrica* .

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	201522	33587	36,17 ^{***}	0,000
Différence entre sites	8	212062	26508	28,54 ^{***}	0,000
Variation résiduelle	48	44578	929	–	–

Variation totale	62	458162	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Aussi, la comparaison de la variation de l'accumulation moyenne en plomb chez *Funaria hygrometrica* montre qu'elle est très hautement significative dans l'espace et dans le temps, ceci démontre que l'accumulation de plomb chez les mousses varie en fonction du temps d'exposition ainsi que du site de transplantation.

2.3. Accumulation du plomb par *Cupressus sempervirens*

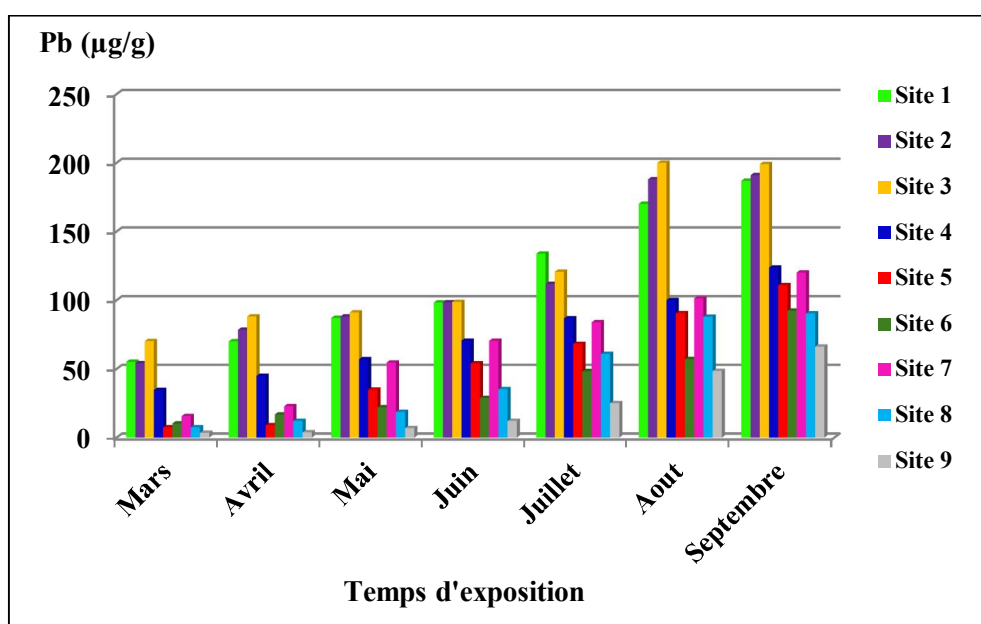


Figure 34: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Cupressus sempervirens*

L'analyse de la (fig. 34) relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par *Cupressus sempervirens* fait apparaître clairement que les trois derniers mois présentent des valeurs maximales variant entre **133,9 µg/g** et **200,01 µg/g** au niveau des sites 1 et 3. Cette accumulation fluctue

en fonction de la période et du site de prélèvement mais reste toujours inférieure à celle enregistrée par les lichens.

Cependant, nous constatons des taux importants de plomb au niveau des sites 1, 2 et 3, ceci s'explique par l'intensité du trafic routier au niveau de ces sites par rapport aux autres considérées plutôt faibles.

Tableau 11: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	566299	94383	56,72***	0,000
Différence entre sites	8	151104	18888	11,35***	0,000
Variation résiduelle	48	79880	1664	–	–
Variation totale	62	797283	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Concernant la comparaison de l'accumulation moyenne du plomb par *Cupressus sempervirens*, la variation est très hautement significative dans le temps et dans l'espace. C'est à dire que la variation d'accumulation du plomb par le cyprès est expliquée par la variation du facteur temps, position des sites, mais certainement aussi de l'intensité du trafic routier.

III. Dosage de la chlorophylle

3.1. Dosage de la chlorophylle chez *Ramalina farinacea*

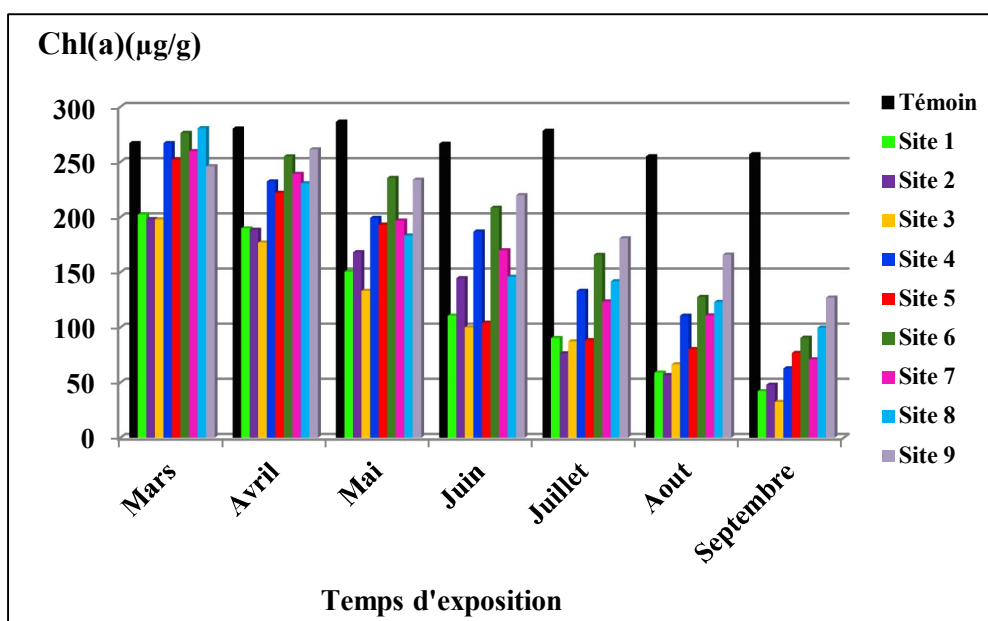


Figure 35: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a)

chez *Ramalina farinacea*

Tableau 12: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	217504	36251	147,44 ^{***}	0,000
Différence entre sites	8	59669	7459	30,34 ^{***}	0,000
Variation résiduelle	48	11801	246	–	–
Variation totale	62	288975	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (a) chez les transplants de *Ramalina farinacea* montre que la variation de la chlorophylle (a) est très hautement significative dans le temps et dans l'espace, donc les teneurs en chlorophylle (a) varient en fonction du temps d'exposition au polluant et en fonction du site de transplantation.

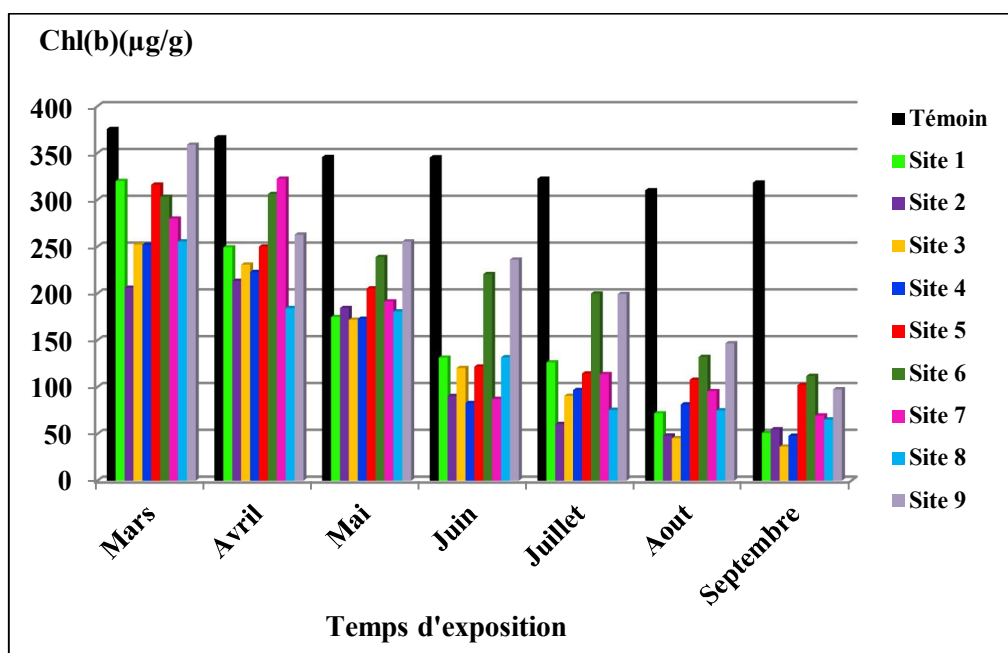


Figure 36: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b)

chez *Ramalina farinacea*

Tableau 13: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	355151	59192	98,67***	0,000
Différence entre sites	8	71258	8907	14,85***	0,000
Variation résiduelle	48	28796	600	—	—
Variation totale	62	455205	—	—	—

--	--	--	--	--	--

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Au même titre que pour la chlorophylle (a), la comparaison de la teneur moyenne en chlorophylle (b) chez les transplants de *Ramalina farinacea* montre que la variation de la chlorophylle (b) est très hautement significative aussi bien dans le temps que dans l'espace.

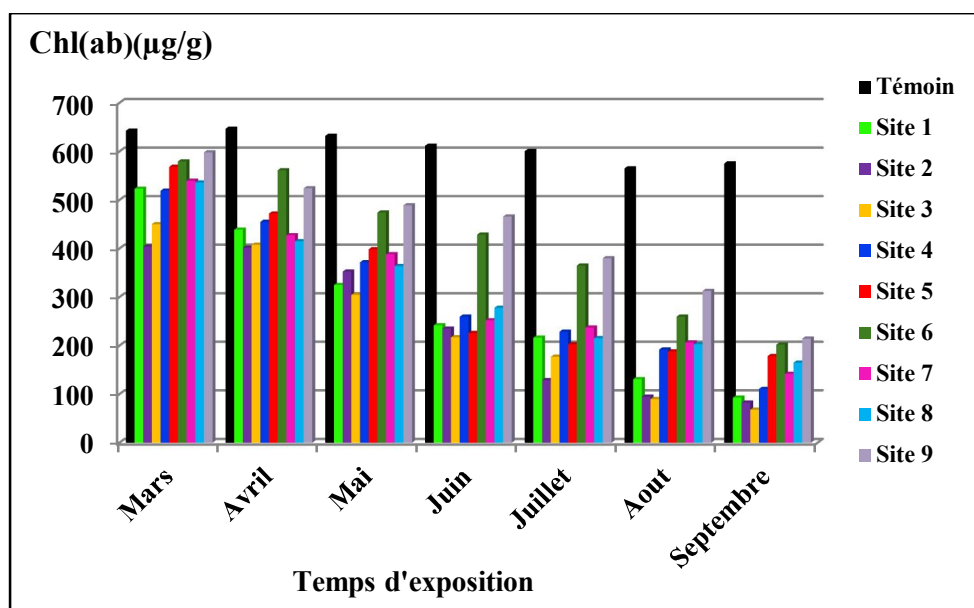


Figure 37: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab)

chez *Ramalina farinacea*

La (**Fig.37**) relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Ramalina farinacea* montre que la chlorophylle (ab) suit la même tendance que celle de la chlorophylle (a) et la chlorophylle (b).

Les valeurs de la chlorophylle chez *Ramalina farinacea* présentent des fluctuations en fonction du temps d'exposition.

Nous relevons une diminution dès le premier prélèvement pour atteindre une valeur minimale au niveau du site 3 lors du septième prélèvement ; tandis que la valeur maximale est atteinte au niveau du site 9 pour la chlorophylle (b) et (ab) et du site 8 pour la chlorophylle (a) au premier prélèvement.

Tableau 14: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	1100139	183356	202***	0,000
Différence entre sites	8	229325	28666	31,58***	0,000
Variation résiduelle	48	43569	908	–	–
Variation totale	62	1373032	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (ab) chez les transplants de *Ramalina farinacea* montre que la variation de la chlorophylle (ab) est très hautement significative aussi bien dans le temps que dans l'espace, cela veut dire que les teneurs en chlorophylle (ab) varient en fonction du temps d'exposition des transplants lichéniques à la pollution ainsi que l'intensité du trafic routier.

3.2. Dosage de la chlorophylle chez *Funaria hygrometrica*

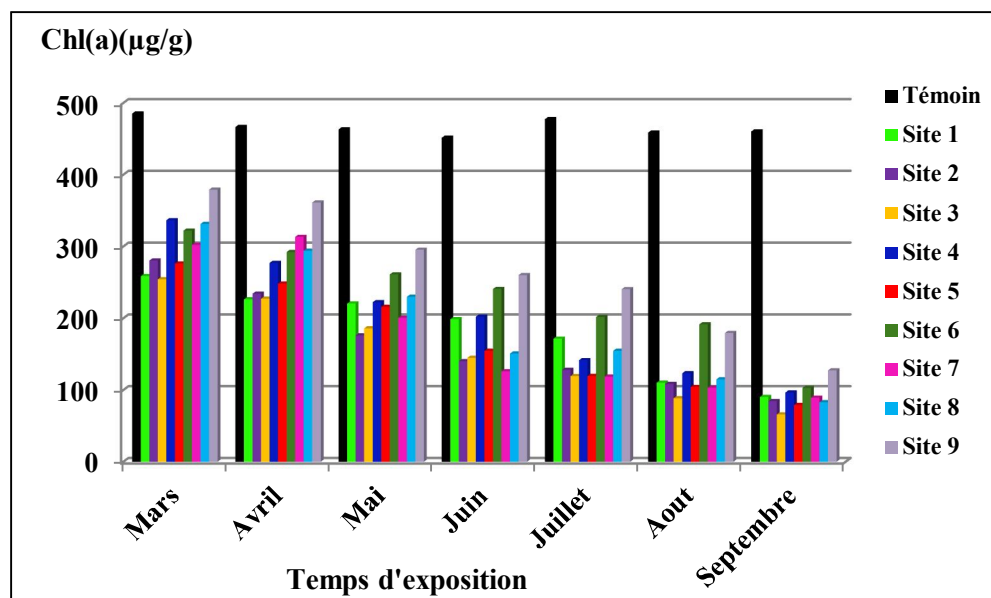


Figure 38: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a)

chez *Funaria hygrometrica*

Tableau 15: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	330422	55070	128,83 ***	0,000
Différence entre sites	8	65950	8244	19,28 ***	0,000
Variation résiduelle	48	20519	427	–	–
Variation totale	62	416890	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne en chlorophylle (a) chez les transplants de *Funaria hygrometrica* montre que la variation de la chlorophylle (a) est très hautement significative que ce soit dans le temps ou dans l'espace, l'accumulation de la chlorophylle varie en fonction du temps d'exposition des transplants c'est à dire que plus le temps d'exposition est long plus le taux de la chlorophylle (a) diminue, ceci demeure fonction de la position du site de transplantation ainsi que l'intensité du trafic routier.

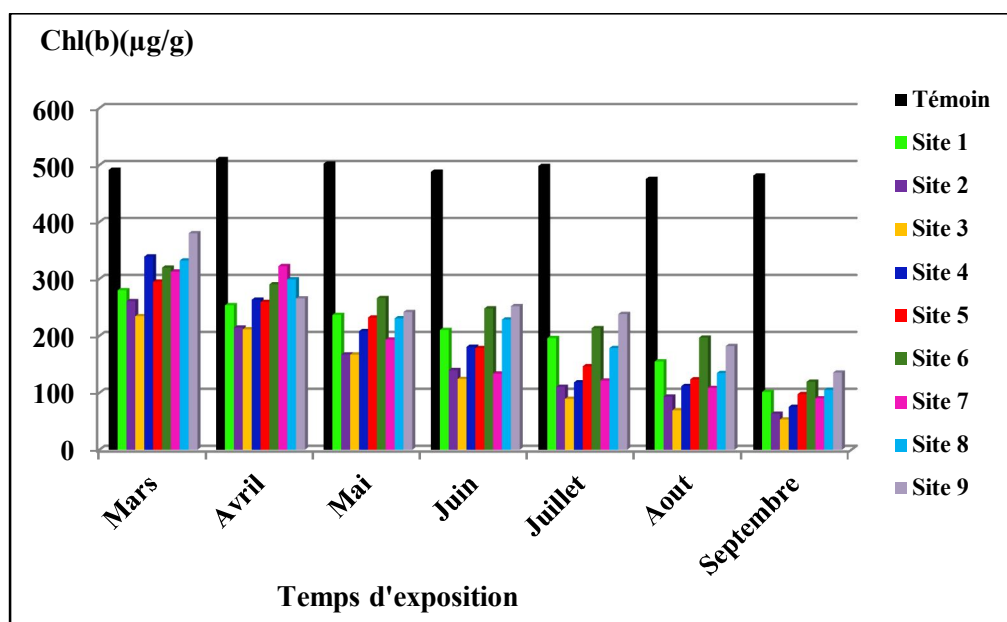


Figure 39: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b)

chez *Funaria hygrometrica*

Tableau 16: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	302042	50340	101,75***	0,000
Différence entre sites	8	71788	8974	18,14***	0,000
Variation résiduelle	48	23748	495	—	—
Variation totale	62	397578	—	—	—

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

En ce qui concerne la comparaison de la teneur en chlorophylle (b) chez *Funaria hygrometrica*, on remarque que la variation de la chlorophylle (b) est très hautement significative dans le temps et dans

l'espace. Il est clair pour notre étude que les facteurs temps, site et intensité du trafic routier conditionnent la variation de la teneur en chlorophylle.

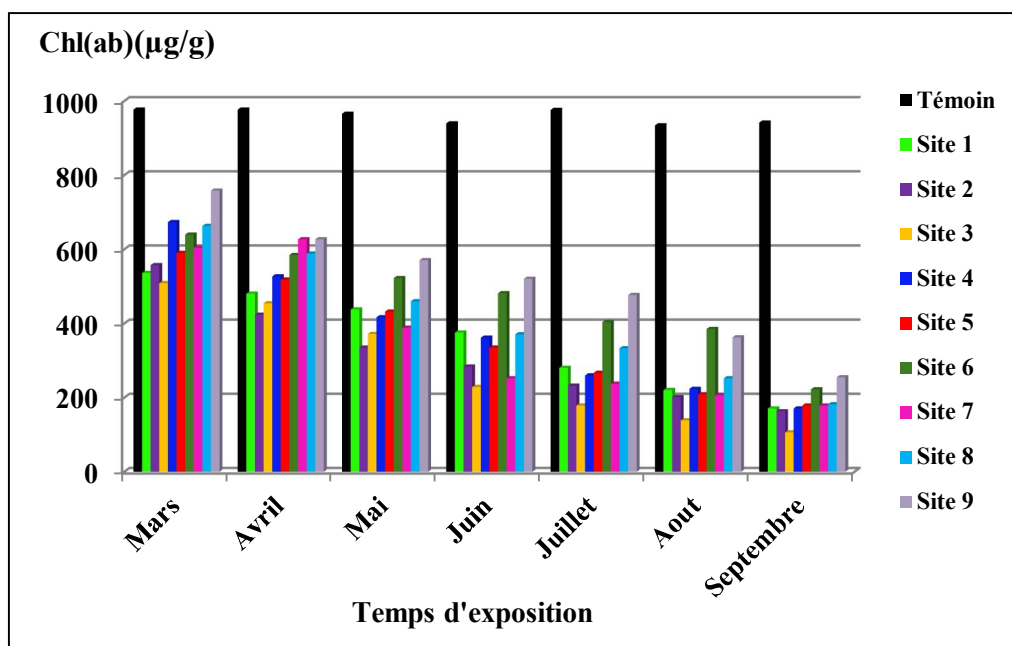


Figure 40: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab)

chez *Funaria hygrometrica*

La (Fig. 40) relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Funaria hygrometrica* nous montre que les résultats du dosage de la chlorophylle (ab) chez *Funaria hygrometrica* suivent en général la même tendance que celle de la chlorophylle (a) et la chlorophylle (b). La teneur varie entre une valeur maximale de **758.23 µg/g** au niveau du site 9 au premier prélèvement et une valeur minimale de **105.95 µg/g** au niveau du site 3 au septième prélèvement.

Tableau 17: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	1335735	222622	156,28***	0,000
Différence entre sites	8	276915	34614	24,30***	0,000
Variation résiduelle	48	68377	1425	—	—

Variation totale	62	1681027	–	–	–
-------------------------	----	---------	---	---	---

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (ab) chez les transplants de *Funaria hygrométrica* montre que la variation de la chlorophylle (ab) est très hautement significative aussi bien dans le temps que dans l'espace.

3.3. Dosage de la chlorophylle chez *Cupressus sempervirens*

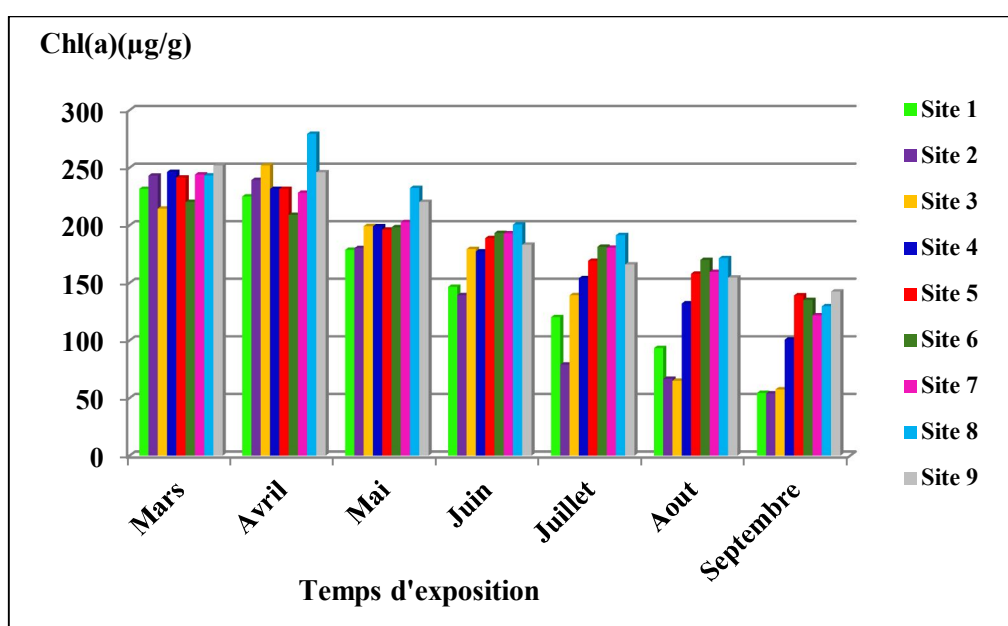


Figure 41: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a)

chez *Cupressus sempervirens*

Tableau 18: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	144441	24074	56,44 ^{***}	0,000
Différence entre sites	8	27047	3381	7,93 ^{***}	0,000

Variation résiduelle	48	20472	427	–	–
Variation totale	62	191960	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Concernant la comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (a) chez *Cupressus sempervirens*, on remarque que cette variation est très hautement significative dans l'espace et dans le temps.

Cela veut dire que les fluctuations de la teneur moyenne de la chlorophylle (a) chez le cyprès est expliquée par la variation du facteur temps et position des sites, mais il existe certainement l'interférence d'autres facteurs.

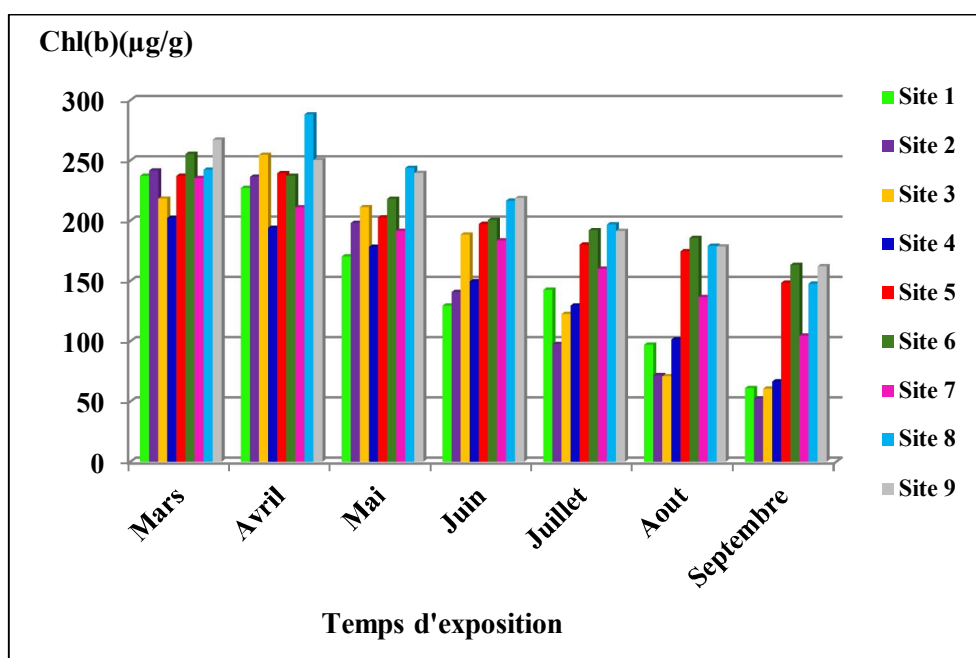


Figure 42: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b)

chez *Cupressus sempervirens*

Tableau 19: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
---------------------	-----	-----	----	------	---

Différence entre mois	6	137664	22944	52,59***	0,000
Différence entre sites	8	48643	6080	13,94***	0,000
Variation résiduelle	48	20941	436	–	–
Variation totale	62	207249	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la teneur moyenne de la chlorophylle (b) chez *Cupressus sempervirens*, est très hautement significative dans l'espace ($p = 0,000$) et dans le temps ($p = 0,000$).

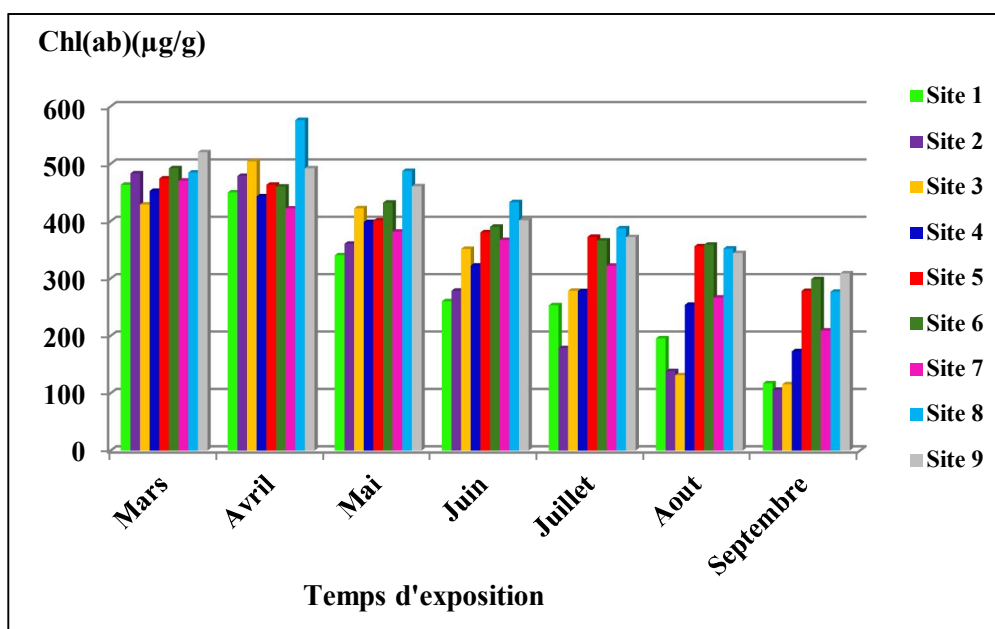


Figure 43: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab)

chez *Cupressus sempervirens*

Suite aux résultats obtenus concernant la teneur moyenne de la chlorophylle (ab) chez *Cupressus sempervirens* représentés par la **fig. 43**, on remarque une variation fluctuante durant les mois d'exposition du végétal à la pollution au niveau de tous les sites.

Tableau 20: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	566299	94383	56,72***	0,000
Différence entre sites	8	151104	18888	11,35***	0,000
Variation résiduelle	48	79880	1664	–	–
Variation totale	62	797283	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Il en est de même pour la comparaison de la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez *Cupressus sempervirens* qui montre une variation très hautement significative dans l'espace et dans le temps. C'est à dire que la teneur en chlorophylle chez le végétal dépend de la position du site et du temps d'exposition ; plus le temps d'exposition est long et plus la teneur en chlorophylle est moins importante.

IV. Dosage de la proline

4.1. Dosage de la proline chez *Ramalina farinacea*

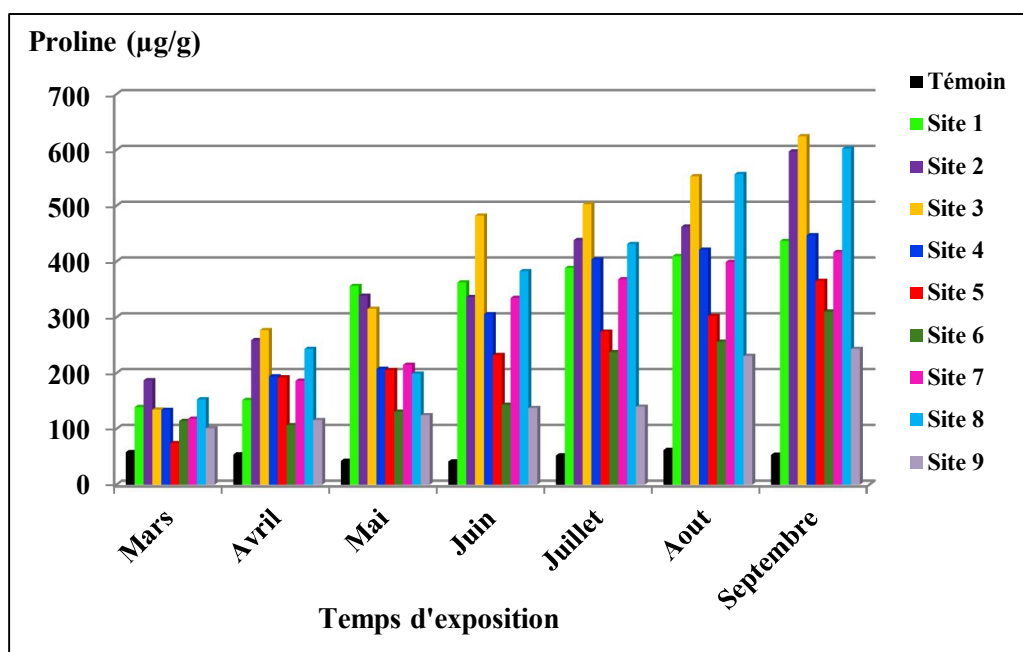


Figure 44: Variation spatio-temporelle de la proline

chez *Ramalina farinacea*

D'après les résultats illustrés dans la (Fig. 44) relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Ramalina farinacea*, nous observons que la teneur en proline augmente dès le premier prélèvement par rapport au témoin ; cette augmentation fluctue en fonction de l'accumulation en polluants.

Tableau 21: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	724063	120677	43,32***	0,000
Différence entre sites	8	426151	53269	19,12***	0,000
Variation résiduelle	48	133730	2786	–	–
Variation totale	62	1283944	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Quant à la comparaison de la variation de la teneur moyenne en proline chez *Ramalina farinacea*, elle montre que cette dernière est très hautement significative dans le temps et dans l'espace.

4.2. Dosage de la proline chez *Funaria hygrometrica*

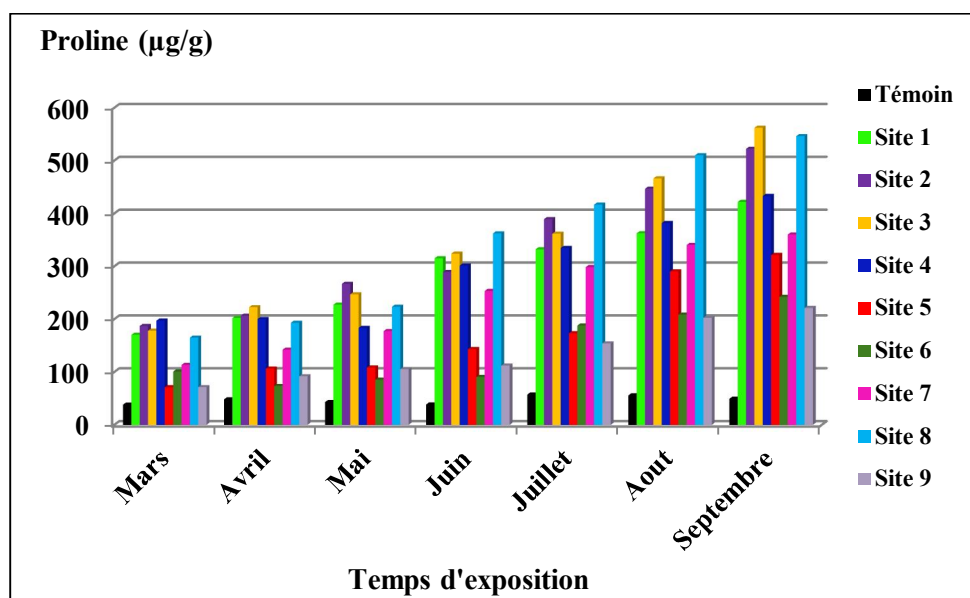


Figure 45: Variation spatio-temporelle de la proline

chez *Funaria hygrometrica*

D'après la (Fig. 45) relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Funaria hygrometrica*, on constate que la teneur en proline chez *Funaria hygrometrica* suit la même tendance que celle des lichens, du fait qu'on remarque une augmentation de cette teneur en fonction du temps d'exposition. La valeur maximale est atteinte au site 3 avec **562,16 µg/g** au septième prélèvement, tandis que la valeur minimale est celle enregistrée au niveau du site 5 avec **71,11µg/g** au premier prélèvement.

Tableau 22: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	557792	92965	66,08***	0,000
Différence entre sites	8	396935	49617	35,27***	0,000
Variation résiduelle	48	67526	1407	—	—
Variation totale	62	1022253	—	—	—

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

L'analyse de la variance à deux critères de classification relative à la teneur moyenne en proline chez *Funaria hygrometrica* montre que cette variation est très hautement significative dans l'espace et dans le temps.

4.3. Dosage de la proline chez *Cupressus sempervirens*

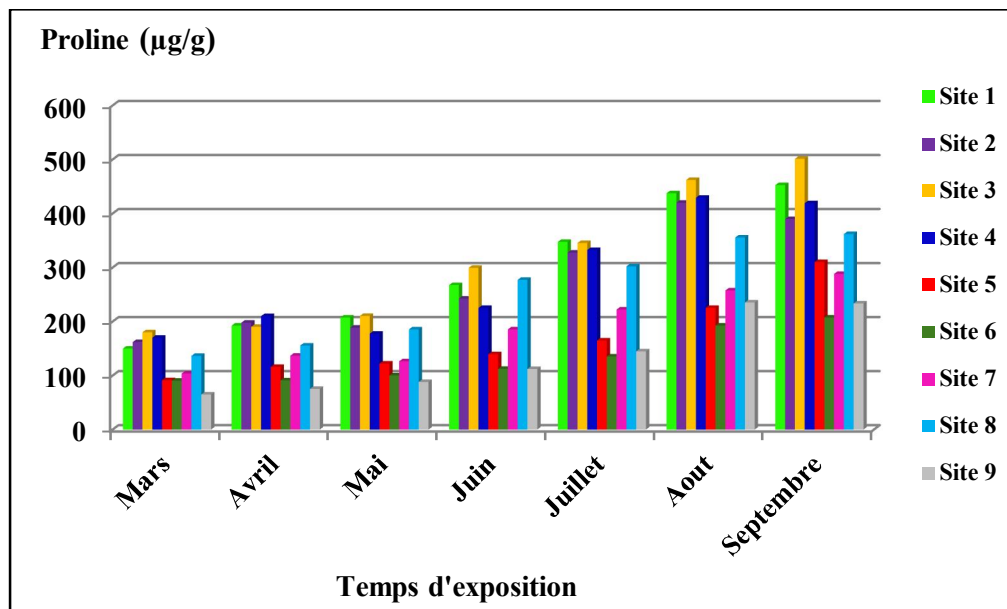


Figure 46: Variation spatio-temporelle de la proline
chez *Cupressus sempervirens*

Tableau 23: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	441651	73608	70,57***	0,000
Différence entre sites	8	279026	34878	33,44***	0,000
Variation résiduelle	48	50065	1043	—	—

Variation totale	62	770742	–	–	–
-------------------------	----	--------	---	---	---

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

Chez *Cupressus sempervirens*, l'analyse de la variance à deux critères de classification relative à la teneur moyenne en proline montre que cette variation est très hautement significative dans l'espace et dans le temps.

V. Détermination du rapport MF/MS

5.1. Détermination du rapport MF/MS chez *Ramalina farinacea*

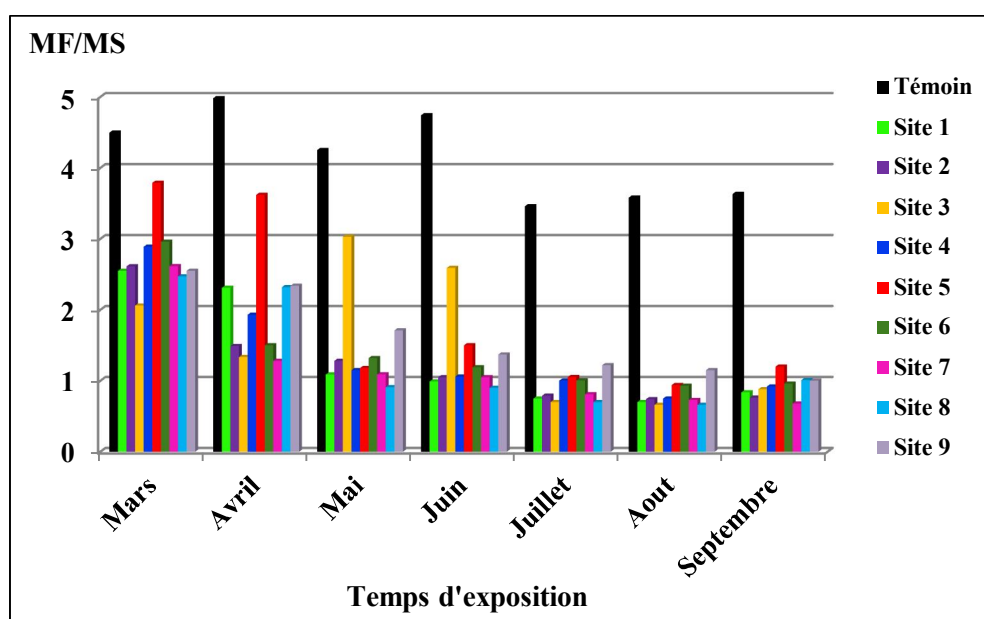


Figure 47: Variation spatio-temporelle du rapport MF/MS

chez *Ramalina farinacea*

Suite à l'analyse des données propres à la (Fig. 47) relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Ramalina farinacea*, nous constatons qu'au niveau des neuf sites le rapport MF/MS a tendance à diminuer.

Ce rapport diminue considérablement après le deuxième prélèvement avec des fluctuations d'un site à l'autre ; ces derniers restent fonction de plusieurs paramètres à savoir le degré de pollution de chaque site et les paramètres climatiques.

Tableau 24: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Ramalina farinacea*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	26,709	4,451	22,65 ^{***}	0,000
Différence entre sites	8	2,935	0,367	1,87 ^{NS}	0,088
Variation résiduelle	48	9,432	0,197	–	–
Variation totale	62	39,076	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation du rapport MF/MS à l'aide de l'analyse de la variance à deux critères de classification, montre que la variation spatiale n'est pas significative contrairement à la variation temporelle très hautement significative.

5.2. Détermination du rapport MF/MS chez *Funaria hygrometrica*

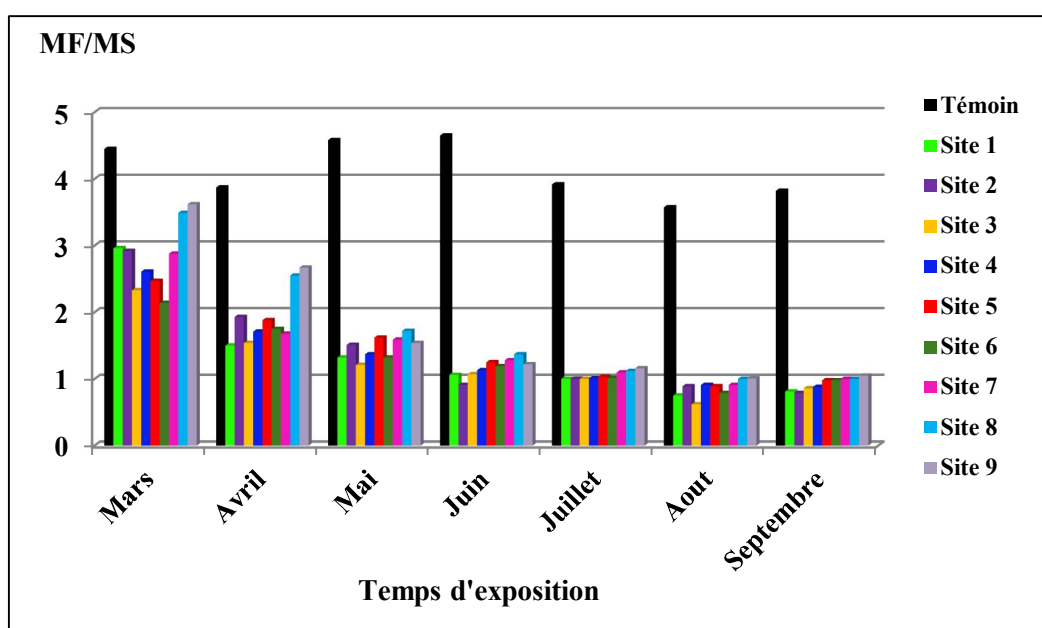


Figure 48: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS

chez *Funaria hygrometrica*

Tableau 25: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Funaria hygrometrica*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	26,6529	4,4421	99,72 ^{***}	0,000
Différence entre sites	8	1,8692	0,2337	5,25 ^{***}	0,000
Variation résiduelle	48	2,1382	0,0445	–	–
Variation totale	62	30,6603	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

La comparaison de la variation moyenne du rapport MF/MS chez *Funaria hygrometrica*, montre que cette dernière est très hautement significative que ce soit dans le temps où dans l'espace.

5.3. Détermination du rapport MF/MS chez *Cupressus sempervirens*

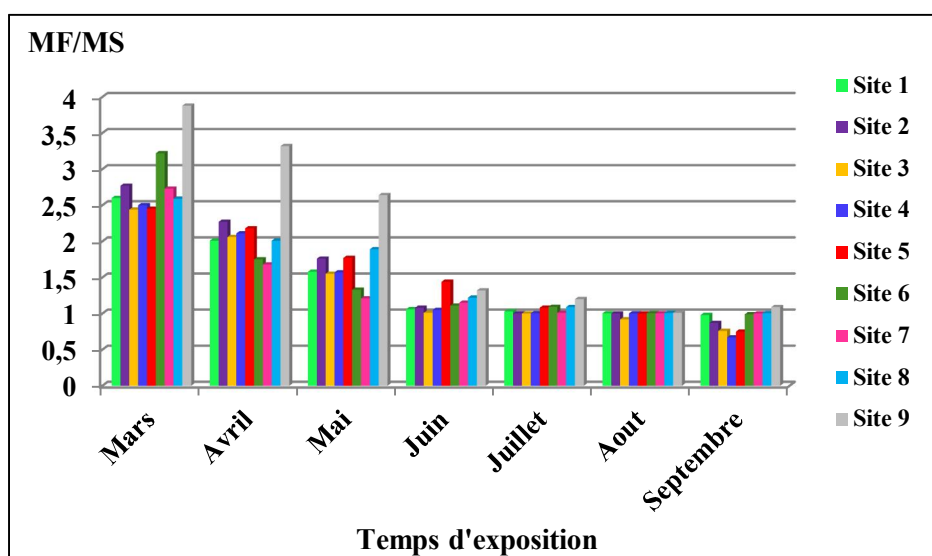


Figure 49: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS

chez *Cupressus sempervirens*

Nous relevons d'après la (**Fig. 49**) que le rapport MF/MS diminue considérablement avec des fluctuations d'un site à l'autre surtout au niveau des sites 2, 3 et 4. La valeur maximale est atteinte au niveau du site 9 au premier prélèvement avec **3,88** par contre la valeur minimale est atteinte au niveau du site 4 au septième prélèvement avec une valeur de **0,67**.

Tableau 26: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez *Cupressus sempervirens*.

Source de variation	Ddl	SCE	CM	Fobs	P
Différence entre mois	6	27,6094	4,6016	75,45 ^{***}	0,000
Différence entre sites	8	2,3906	0,2988	4,90 ^{***}	0,000
Variation résiduelle	48	2,9274	0,0610	–	–
Variation totale	62	32,9273	–	–	–

* : corrélation significative ; ** : corrélation hautement significative ; *** : corrélation très hautement significative.

De même, la comparaison de la variation moyenne du rapport MF/MS chez *Cupressus sempervirens*, montre que cette dernière est très hautement significative que ce soit dans le temps ($p = 0,000$) $F = 75,45^{***}$ où dans l'espace $F = 4,90^{***}$ ($p = 0,000$).

Discussion et Conclusion

De nos jours, un problème préoccupant est apparu dans les milieux naturels de nombreux pays : ces derniers étant soumis de plus en plus à un grand nombre de pollutions atmosphériques non seulement des pollutions industrielles et des pollutions liées à l'agriculture, mais également des pollutions liées aux transports.

Ces phénomènes de pollution font l'objet de nombreux programmes de surveillance, d'études et de recherches, compte tenu des risques qu'ils présentent pour la santé et l'environnement. Il est temps, d'évaluer, au niveau de l'Algérie, les risques potentiels liés à la pollution. Notre pays et particulièrement nos villes subissent une pollution visible et de plus en plus grande. Les véhicules rejettent leur gaz de combustion, sans aucun contrôle et rendent l'atmosphère des villes irrespirable. Nos déchets sont à 50% collectés et entreposés sur des sites non contrôlés. En somme, nous subissons de plein fouet une pollution qui affecte l'air que nous respirons, l'eau que nous buvons et le sol d'où nous tirons nos aliments.

Cette pollution s'intensifie avec l'expansion démographique et l'extension urbaine qui créent une pression de plus en plus forte en matière de ressources, d'énergie, de transport, de sol et de production de déchets. Plusieurs études à caractère national ou international conduites par les organismes d'Etat, les universités, les instituts, les bureaux d'études et les institutions internationales, ont été menées en Algérie pour diagnostiquer cette pollution, sans que des actions pratiques soient prises sur le terrain pour l'enrayer ou la réduire (Tabet-aoul, 2008).

Les résultats obtenus lors de nos travaux concernant la caractérisation de la pollution plombique d'origine automobile et son impact sur l'environnement en milieu urbain et périurbain ont montré :

Qu'au niveau des sites à circulation intense (site 1, 2, 3, 4 et 5) et où le nombre de véhicules varie entre 1576 et 660 véhicules/h, on a enregistré des concentrations importantes en plomb accumulées par les différents bioaccumulateurs utilisés.

En effet, les végétaux cryptogamiques et phanérogamiques réagissent d'une manière ou d'une autre à la pollution de l'air. A cet effet, les espèces les plus sensibles à la pollution tels que les lichens « in situ » peuvent disparaître, les transplants ramenés d'une zone lointaine non polluée (pour notre cas le parc national d'el Kala), peuvent constituer d'excellents bio indicateurs et bioaccumulateurs. Pendant 07 mois d'exposition au niveau des neuf sites choisis, les teneurs en plomb accumulées dépassent souvent 400 µg/g au niveau du site 3, ce qui est en accord avec les concentrations notées par d'autres auteurs dans les grandes agglomérations. Seaward (1973) a montré que *Lecanora muralis* arrive à accumuler entre **285 µg/g** et **3124 µg/g** à l'intérieur de l'agglomération de Grande Bretagne, alors qu'en zone rurale, la teneur enregistrée ne dépasse pas les **132 µg/g**.

Aussi Adamo et *al.* (2003) ont trouvé que les concentrations en plomb chez *Pseudoevernia furfuracea* sont environ de **152 µg/g** après quatre mois de transplantations dans une agglomération Italienne.

Quant aux résultats des dosages de plomb chez *Funaria hygrometrica*, les teneurs enregistrées sont proches mais reste moins importantes que ceux enregistrées chez les lichens où elles dépassent les 300 µg/g toujours au niveau du site 3, ce qui est en accord avec les travaux de Adamo et *al.* (2003) qui ont démontré que *Sphagnum capillifolium* accumule environ **228.5 µg/g** après quatre mois de transplantations dans une agglomération Italienne ; ainsi les travaux de Maizi, (2006) qui ont montré que la teneur maximale en plomb accumulée par *Funaria hygrometrica* transplantée au niveau d'un site situé dans l'agglomération de Annaba est de 368.75µg/g.

L'efficacité des mousses comme bio indicateurs de la variation du plomb dans l'environnement se rapproche de celle des lichens. La morphologie des mousses comme celle des lichens autorise l'accumulation de haute concentration de plomb durant l'année (Puckett, 1988).

Par ailleurs, Pesch et Schröder (2006) ont démontré que les paramètres climatiques ainsi que les caractéristiques écologiques régionales peuvent influencer l'accumulation des métaux lourds dans les mousses.

Concernant les teneurs en plomb accumulées par *Cupressus sempervirens*, nous avons constaté qu'elles ne dépassent pas les **200 µg/g** durant la saison estivale; ces résultats se rapprochent de ceux de Alioua (2001) au niveau de l'agglomération de Skikda, qui confirment que la teneur en plomb au niveau des sites pollués dépasse les **190 µg/g** chez *Cupressus sempervirens*.

Par ailleurs, les travaux de Palmieri et *al.* (2005) réalisés dans la ville de Messine (Sicile) ont mis en évidence la contribution du trafic routier sur les dépôts foliaires de cadmium et de plomb.

Le plus souvent, l'étude de l'accumulation se fait sur les feuilles ; les particules se déposent en surface sous forme de dépôts secs ou humides (pluie, neige, ou brouillard), par gravité et par impaction sous l'effet du vent et peuvent ensuite être retenues en surface (Breulmann et *al.*, 2002, Gratani et *al.*, 2008). Mais ces dernières peuvent également se retrouver dans le sol après le lessivage par les pluies, et être absorbées par les racines pour être véhiculées jusqu'aux feuilles (Breulmann et *al.*, 2002), ce qui rend l'utilisation des végétaux supérieurs en tant que bioaccumulateurs plus complexe.

En ce qui concerne la variation des paramètres physiologiques mesurés (teneur en chlorophylle, en proline et le rapport MF/MS), elle peut témoigner de la qualité de l'air de chaque site. Généralement, la teneur en chlorophylle et le rapport MF/MS chez les bioaccumulateurs ont tendance à diminuer dans les sites fortement pollués à cause de la perturbation du processus photosynthétique ainsi que la dégradation de la matière fraîche. D'après Braun et Fluckiger (1985), la pollution atmosphérique peut causer des dommages sur les végétaux et implique la diminution du poids frais et sec. Alors que Tretiach et *al.* (2007), suggèrent que les plantes soumises à une pollution atmosphérique présentent des changements du taux de chlorophylle et ce qui confirme nos résultats.

Alors que la teneur en proline a tendance à augmenter avec le temps d'exposition à cause du stress subit.

Lagadic et al. (1997) affirment qu'une augmentation de la proline peut être observée si les plantes sont soumises aux stress oxydative créée par la pollution atmosphérique.

Selon (Monneveux et Nemmar, 1986), l'accumulation de proline est associée à la résistance de la plante au stress, ce qui pourrait donc être l'un des facteurs qui expliquent le mieux la stratégie d'adaptation des plantes.

Toutes ces perturbations se traduisent par des altérations morphologiques tels que la perte de la couleur et de la vitalité des végétaux, ces résultats sont similaires à ceux trouvés par (Deruelle, 1983 ; Semadi, 1989 ; Hellman et *al.*, 2000 ; Zambrano et Nash III, 2000 ; Fornasiero, 2001 ; Alioua, 2001 ; 2008 ; Maizi, 2006).

Concernant les résultats relatifs à la bio surveillance de la pollution plombique à proximité des axes routiers, et en comparaison avec l'intensité du trafic routier au niveau des trois axes pour les mêmes horaires de comptage, nous remarquons qu'il n'existe pas de différence entre l'axe 1 et 3 durant les horaires de comptage, par contre cette dernière se fait sentir au niveau de l'axe 2 où le trafic routier semble plus intense durant les heures de pointes. Ceci s'explique par l'importance des agglomérations et infrastructures desservies par cet axe fortement fréquenté. En effet, ce dernier dessert la cité El Bouni, les agglomérations d'El Hadjar, Sidi Ammar, Chaïba, l'Université et le Complexe sidérurgique ainsi que d'autres destinations vers Guelma et Souk Ahras,

Concernant l'accumulation du plomb, les résultats que nous avons obtenus démontrent bien la présence d'une forte pollution plombique d'origine automobile, non seulement décelée par l'utilisation des transplants lichéniques (bioindicateurs les plus sensibles) qui accumulent environ **268,33 µg/g**, mais également par certaines espèces phanérogamiques in situ qui, à notre sens présentent des degrés différents de sensibilité vis à vis de cette forme de pollution avec une prédominance chez le cyprès (*Cupressus sempervirens*) et en l'occurrence au niveau de l'axe 2.

Au niveau de ce dernier, le trafic routier est le plus intense, *Cupressus sempervirens* accumule **230.5 µg/g** à 3 m de la route, alors que *Eriobotrya japonica* n'a accumulé que **58.8 µg/g** à 5 m, et *Eucalyptus camaldulensis* situé le long de l'axe routier enregistre **138.37 µg/g**.

Ces résultats dénotent une différence spécifique quant à la réaction vis-à-vis de la pollution plombique et par conséquent une forte accumulation est signalée chez les espèces au feuillage persistant.

Ceci est confirmé par Madany et *al.* (1990) qui démontrent que les particules polluantes émises sont mieux captées par les surfaces rugueuses où gaufrées ; mais la présence d'une pilosité favorise aussi leur rétention par les épidermes lisses où recouvertes de cuticules et ce pour un même site et une même exposition à la pollution automobile. Alors que Little (1978), constate que les feuilles rugueuses peuvent collecter dix fois plus de plomb que les feuilles lisses.

Par ailleurs, nous enregistrons une accumulation temporelle nette de plomb entre le mois de mai et le mois de septembre pendant la période de sécheresse.

En général, nous considérons que les précipitations durant le mois de mars et avril ont tendance à lessiver les polluants particulaires au niveau du feuillage, ce qui influence la concentration en plomb accumulé. Donc les poussières contenant les métaux lourds s'accumulent sur les parties aériennes, particulièrement les feuilles.

Ce dépôt de surface des feuilles peut être qualifié de pollution latente, car la cuticule est considérée comme une barrière imperméable qui s'oppose à la pénétration des polluants dans les feuilles. Arvik et Zimdahl (1974) ont montré que des particules de plombs très fines pouvaient pénétrer dans les stomates, mais il est improbable que de grandes quantités de plomb pénètrent de cette manière donc ce processus ne peut être responsable que d'une faible part de la contamination des feuilles par le plomb.

Cependant, quand les feuilles vieillissent, l'efficacité de cette barrière est altérée ; alors il apparaît des micro fissures et les polluants qui restent normalement en surface peuvent pénétrer facilement (Deletraz et Paul, 1998).

Mais également, les particules de plomb déposées à la surface des feuilles ne pénètrent pratiquement pas à l'intérieur et peuvent être lavées facilement.

La plus importante des voies de l'action nocive des polluants consiste dans leur pénétration dans les organes de respiration des végétaux représentés par les stomates des feuilles (Israr et *al.*, 2006).

Ces végétaux supérieurs témoignent bien de la qualité de l'air grâce à leur pouvoir accumulateur. Toutefois ces derniers restent toujours fonction de la nature de l'espèce (sa morphologie, son cycle végétatif...), de la durée d'exposition, l'intensité de la pollution, et aux facteurs environnementaux tels que la direction des vents, les précipitations, l'humidité...etc

Le suivi spatio-temporel des paramètres physiologiques mesurés (teneur en chlorophylle, en proline et le rapport MF/MS) témoigne bien de la qualité de l'air de chaque site.

Le suivi du comptage des véhicules sur les trois grands axes routiers desservant l'agglomération de Annaba a bien démontré l'intensité marquée du trafic routier au niveau de la R.N.16 Annaba – El-Hadjar par rapport aux deux autres axes où elle reste néanmoins non négligeable.

L'explication de ces résultats intègre tous les paramètres du milieu susceptibles d'influencer la dispersion des polluants tels que :

- La topographie des sites dont ses effets sont essentiels dans les mécanismes de diffusion des polluants. A cet effet, on notera que la ville de Annaba subit une pollution intense du fait de sa

position en cuvette. D'autre part, la stabilité atmosphérique combinée à une topographie complexe empêche la circulation de l'air et donc l'évacuation des polluants ; c'est le cas notamment de nos sites situés en milieux urbain dense : 1, 2, 3 et 5.

- La direction et la vitesse du vent influencent la dispersion des polluants. De par notre étude, de fortes concentrations sont peu probables dans le cas des axes routiers 1 et 3, contrairement, au niveau de l'axe 2 le vent est affaibli par la présence des agglomérations et des infrastructures situés tout le long de la route ce qui engendre de fortes concentrations de plomb. Cependant, en ville le vent est stoppé par plusieurs obstacles (les bâtiments, les infrastructures,...etc) ce qui provoque la stagnation des polluants d'où une accumulation importante en plomb au niveau des sites situés en milieu urbain.

- La situation de la route joue un rôle important dans la dispersion des polluants: c'est le cas de l'axe 2, où cette voie est encaissée par les agglomérations d'El Bouni et Sidi Amar ainsi que les infrastructures de la zone industrielle dont les polluants ont tendance à stagner aux abords de celle-ci. Additionnellement à cela la présence d'arbres à proximité de la route joue un facteur important de rétention des polluants. D'autre part, l'exiguïté de certaines ruelles de l'agglomération de Annaba, fortement exposées à un trafic routier intense, favorise la concentration des gaz d'échappement de ces véhicules du fait que la dilution spatiale est limitée (le cas des sites situés en milieu urbain).

Par ailleurs, la variation des paramètres physiologiques des végétaux utilisés dont la teneur en plomb accumulée, est en grande partie responsable parallèlement à d'autres polluants qui peuvent interférer vu la présence de plusieurs infrastructures polluantes.

Cependant, on déduit que toutes les espèces d'un périmètre, affectées par une pollution ne réagissent pas de la même manière aux polluants. Toutefois il existe des facteurs intrinsèques aux plantes, morphologiques où physiologiques, qui déterminent la résistance, la tolérance où la sensibilité des plantes. D'autres facteurs biotiques liés à l'âge, au stade physiologique peuvent intervenir également dans la sensibilité des végétaux à cette pollution plombique (Deletraz et Paul, 1998).

Compte tenu des teneurs importantes en plomb accumulées par les bioindicateurs utilisés nous pouvons extraire deux conclusions principales:

1) Les espèces utilisées dans notre étude se sont avérées de très bonnes bio accumulatrices de plomb, néanmoins l'espèce lichénique : *Ramalina farinacea* et l'espèce muscicole *Funaria hygrometrica* présentent un pouvoir accumulateur beaucoup plus élevé que celui des végétaux supérieurs.

2) Il existe une forte pollution urbaine notamment plombique dans la région de Annaba surtout au niveau de l'agglomération de Annaba ainsi qu'au niveau des trois axes routiers desservant l'agglomération avec une prédominance au niveau de l'axe 2.

Si le problème de pollution ne constitue pas une priorité en Algérie, c'est parce que le citoyen comme les décideurs ne sont pas encore conscients des effets nocifs de cette pollution sur eux-mêmes en tant que citoyens et sur leur environnement.

Perspectives

Nous avons jugé utile de suggérer quelques mesures pour pallier à ce grave problème de pollution atmosphérique en l'occurrence :

- ✚ Tout plan d'urbanisation doit être impérativement suivi d'un programme de verdurisation (espaces verts).
- ✚ Etendre les espaces verts et les espaces communs.
- ✚ Inventorier toutes les ruelles au sein de l'agglomération en notant les modalités de servitude (sens unique, double sens ou piétonnière).
- ✚ Veiller à l'entretien des espaces verts existants (véritables poumons de la ville et brise-pollution).
- ✚ Interdire totalement l'essence avec plomb et encourager l'utilisation de l'essence sans plomb.
- ✚ Surveiller la qualité de l'essence et des huiles vendues utilisées dans le pays.
- ✚ Organiser le trafic routier pour une meilleure fluidité de la circulation afin d'éviter les embouteillages qui sont les responsables du dégagement des gaz toxiques.
- ✚ Envisager un nouveau système de transport en privilégiant le transport de masse (Train, Métro, Tramway...).
- ✚ Veillez au bon fonctionnement d'une façon continue des stations de surveillance de la qualité de l'air ainsi que leur emplacement.

Bibliographie



- A.T.S.D.R., 1988. The nature and extent of lead poisoning in children in the United States: a report to congress - *Agency for Toxic Substances and Disease Registry Public Health Service- U S Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, Georgia 30333.*
- ADAMO, P., GIORDANO, S., VINGIANI, S., CASTALDO COBIANCHI, R., VIOLANTE, P., 2003. Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy). *Env. Poll.*, 122, 91-103.
- ALARY, R. ET DONATI, J., 1990. Influence de la baisse de la teneur en plomb des carburants sur la teneur en particules plombifères de l'atmosphère en région parisienne. *Poll. Atmos.* N° 128, 449 – 452 .
- ALINE, R. R., 1994. *Le botanique redécouverte*. Ed. INRA. 315-317.
- ALIOUA, A., 1995. *Détection de la pollution mercurielle dans la région de Azzaba à l'aide de bio accumulateurs (Xanthoria parietina, Olea europea, Cupressus sempervirens, Casuarina equisetifolia et Triticum durum)*. Thèse de Magister. Université de Annaba, 103p.
- ALIOUA, A., 2001. *Détection de la pollution plombique d'origine automobile à l'aide de bio indicateurs végétaux dans l'agglomération de SKIKDA (Algérie)*. Thèse de Doctorat. Université Joseph Fourier-Grenoble, 136p.
- ALIOUA A., MAIZI N., MAIZI L. et TAHAR A., 2008. Caractérisation de la pollution par le NO₂ à l'aide d'un couplage de technique biologique et physico-chimique dans la région de Annaba (Algérie). *Pollut. Atmos.*, 50, 325-332.
- ALIOUA, A., MAIZI, N., SEMADI, F., TAHAR, A. ET KAHOUL, M., 2008. Détection et Étude de la Pollution mercurielle à L'aide des bio Indicateurs dans la Région de Azzaba (Algérie Orientale). *European Journal of Scientific Research*, 22 p.
- AMBLARD-GROSS G., FERARD J.F., CARROT F., BONNIN-MOSBAH M., MAUL S., DUCRUET J.M., CODDEVILLE P., BEGUINEL P. ET AYRAULT S., 2002. Biological fluxes conversion and SXRF experiment with a new active bio monitoring tool for atmospheric metals and trace element deposition, *Environmental Pollution*, 120, p. 47-58.
- ANGELL, N.F. ET LAVERY, J. P., 1982. The relationship of blood lead levels to obstetric outcome. *American journal of Obsetetrics and Gynecoly* 142 : 40 p.
- ARNON, D. I., 1949. Copper enzymes in is olated chloroplastes polyphenolocidases in (*Bêta vulgaris*) plants *physiol.* 24 :1-15.
- ARVICK, J.H. ET ZIMDAHL R.H., 1974. *Journal of Environmental Quality*, 3, pp. 369-373.

- ASCOPARG, 1997. *Niveaux de pollution atmosphérique enregistrés en 1997 sur l'agglomération grenobloise*. Rapport d'activité 69p.
- ASTA, J., 1998. *Brève histoire de la lichénologie dans les Alpes françaises nord-occidentales*. *Écologie* 29: 261–265.
- ASTA, J. ET GARREC, J.P., 1980. Etude de l'accumulation du fluor dans les lichens d'une vallée alpine polluée. *Env. Poll.*, 212, 67-286.
- AUGER, R. ET LAPORTE-CRU, J., 1982. *Flore du domaine atlantique du Sud-ouest de la France et des régions des plaines*, CNDP, 516 p.
- AUTISSIER, R.N., 1983. *Nutrition et hygiène alimentaire. Eléments métalliques dans les aliments*. Lyon pharmaceutiques. 87 – 90 p.



- BAKER, A.J.M. AND BROOKES, R.R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 81 – 126.
- BAKER, A.J.M., REEVES, R.D. AND MC GRATH, S.P., 1991. *In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants - a feasibility study*. In: Hinchee RL, Olfenbuttel RF (eds), *In situ Bioreclamation*, pp.600-605.
- BARANOWSKA, I., 1995. Lead and cadmium in human placentas and maternal and neonatal blood (in a heavily polluted area) measured by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Journal Occupational and Environmental Medicine*, vol. 52, n° 4 pp 229-232.
- BARGAGLI, R., 1998. trace elements in terrestrial plants. An Eco-Physiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery Springer, Berlin**
- BARGAGLI, R., IOSCO, F.F. ET LEONZIO, C., 1985. *Inquinamento.*, 27, 33 - 73 p. In Bargagli. 1993.
- BARGAGLI, R., MONACI, F., BORGHINI, F., BRAVI, F., AGNORELLI, C., 2002. Mosses and lichens as bio monitors of trace metals. A comparison study on *Hypnum cupressiforme* and *Parmelia caperata* in a former mining district in Italy. *Environmental pollution* 116, 279- 287.**
- BARNEAU, M. ET URSU, P., 1974. Pollution et protection de l'atmosphère. Paris: Eyrolles, 307 p
- BAZZAZ F.A., CARLSON R.W. AND ROLFE G.L., 1975. Inhibition of corn and sunflower photosynthesis by lead. *Physiol. Plant.*, 34 : 326 – 329 p.

- BAZZAZ F.A., ROLFE G.L. AND WINDLE P., 1974. Differing sensitivity of corn and soybean photosynthesis and transpiration to lead contamination. *J. Environ. Quality.*, 3, 2.
- BEDENEAU, N., 1980. *Evolution des caractères morphologiques anatomiques et biochimiques de quelques lichens subsistants en milieu forestier pollué*. Thèse Univ. Orléans, 120 P.
- BELANDRIA, G. ET ASTA, J., 1986. Les lichens bio indicateurs : pollution acide dans la région lyonnaise. *Poll. Atm.* 109, 10-23.
- BELANDRIA, G. ET ASTA, J., 1987. Les lichens bio accumulateurs : régression de la pollution fluorée dans la vallée de la remanche (Isère-France). *Bull. Ecol.* 18, 117-126.
- BELTMAN, I.H., DE KOK, L.J., KUIPPER, P.J.C. AND VAN HASSELT, P.R., 1980. Fatty acid composition and chlorophyll content of epiphytic lichens and possible relation to their sensitivity to air pollution. *Oikos*, 35 : 321 – 326.
- BENADDA, B., 2002. *Etat de l'art concernant la mesure des émissions et le traitement des métaux dans les fumées. Cas du plomb*. LAEPSI (INSA de Lyon) 212 p.
- BLANDIN, P. ET LAMOTTE, M., 1988. Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages : la notion d'écocomplexe. *Bull. Ecol.*, 19, 4, 547-555.
- BONTE J. ET DE CORMIS L., 1979 – Etude bibliographique des risques de contamination des plantes par le plomb du sol et de l'atmosphère, qu'il soit naturel ou d'origine anthropique. *Poll. Atmos.* 81 : 9 – 14.
- BOUCHEREZ, A., 1990. *la qualité de l'air dans le Y grenoblois*. Rapport de maîtrise, Institut de Géographie Alpine. Grenoble I, 207p.
- BOULLARD., 1990. *Guerre et paix dans le règne végétal*. Ed. Marketing, Paris, 191-206
- BOUREGHDA, M., 2004. *Les effets du plomb sur quelques paramètres physiologiques et biochimiques de quelques bio indicateurs de la pollution atmosphérique*. Mémoire de Magister, Université de Annaba, 111p.
- BOUZEREA, M., 2000. *Impact du plomb sur les caractéristiques Morpho-physiologiques et biochimiques de Triticum durum et Triticum aestivum*. Thèse de magistère I.S.N. Annaba.
- BREULMANN G., MARKERT B., WECKERT V., HERPIN U., YONEDA R. ET 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, p.107-115.
- BRNUN, S. and FLUCKIGER, W., 1985. Increased populations of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part. 3 - The effects of exhaust gases. *Environ. Pollut. Ser. A Ecol.-Biol.* 39: 183-192.
- BRODO, I.M., 1961. Transplant experiments with corticolous-lichens using a new technique. *Ecology* 24, 838-841.
- BROWN, D.H. ET BATES, J.W., 1974. The control of cation levels in seashore and inland mosses. *New Phytol.* 73, 483-495.

- BROWN, D. H. ET WHITE HEAD, 1986. The effect of mercury on the physiology of *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw) warnst. University of Bistol. *J. Bryol* 14, 367-374.
- BURKITT, A., LESTER, P. ET NICKLESS, G., 1972- *Distribution of heavy metals of the vicinity of industril complex.* *Nature*, 238 , 327- 328.



- CAIX, E., 1991. *La météorologie et la qualité de l'air dans le Y grenoblois*. Rapport de maitrise, Institut de Géographie Alpine. Grenoble I, 154p.
- CAPLUN, E., PETIT, D. ET PICCOTTO, E., 1984. Le plomb dans l'essence – *La Recherche n°152* – Vol. 15, 270 – 280.
- Carlson, R. W., et Bazzaz, F. A., 1977. Growth reduction in American sycamore (*Platanue occidentalis* L).caused by Pb- Cd interaction. *Environ. Pollut.*, 12 : 243 – 253 .
- CECASOV, V., PANTELICA, A., SALAGEAN, M., CANIGLIA, G. ET SCARLAT, A., 2002. Comparative study of the suitability of three lichen species to trace-element air monitoring. *Eviron. Pollu.* 119, 129-139.
- Cecchi, M., 2008. *Devenir du plomb dans le système sol-plante. Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate)*. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse. 226 p.
- CHATTOPADHYAY A, ROBERTS TM, JERVIS RE. 1977. Scalp hair as a monitor of community exposure to lead. *Arch Environ Health*, 32 : 226-236.
- CITEPA, 1991. *Estimation des émissions atmosphériques des métaux lourds en France pour le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc*.
- CLAUZADE, G. ET ROUX, C., 1985. *Likenoj de Okcidenta Europo. Ilustrita determinlibro verkis, Kuunlaboris*, Ed. Houmeau, Royan. 893 p.
- CLERC, P. ET ROH, P.D. 1980. Les lichens indicateurs biologiques de la pollution atmosphérique, autour de la fabrique de l'aluminium de Martigny (Valais, Suisse). *Soc. Bot. Genève*.pp:108 -139.
- CLIJSTERS H, VANASSCHE F. 1985. *Inhibition of photosynthesis by heavy metals. Photosynthesis Research* 7, 31-40.
- COLWILL, D.M., 1975. Mesures de plomb en particules sur l'autoroute M4 (Harlington-Middlesex) Symposium « *les routes et l'environnement urbain* ». 14-16 octobre 1974, Madrid. OCDE – Recherche routière, 106-107.
- CONTI. M. E. ET CECCHETTI, G., 2001. Biological monitoring: lichens as bio indicators of air pollution assessment: a review. *Environ. Pollu.* 114, 471-492.

CRECEP ET AGENCE FINANCIERE DE BASSIN SEINE NORMANDIE, 1990. *Réseau de surveillance des grandes rivières d'Ile-de-France*.

CUNY D, RZEPKA MA, VAN HALUWYN C., 2008. Introduction à la biosurveillance végétale et fongique de la qualité de l'air – concept et intérêt, *Spectra Analyse*, 264, 31-35.

CURTIS TRAVIS, C. AND BONNIE MAYLOCK, P., 1992. Validation of terrestrial food chain model. *Journal of exposure Analysis and Environmental Epidemiology*. 2 (2) : 221 – 239.



DAJOZ, R., 1985. *Précis d'écologie*. Ed. Dunod (Paris), 341p.

DE BRUIN, M. ET HACKENITZ, E., 1986. Trace elements concentration in epiphytic lichens and bark substrates. *Environ Pollut.* 11, 153-60.

DE JONGHE, W., CHAKRABORTI, D., ADAMS, F., 1981. Occurens and fate of tetraalkyl lead compounds in the atmosphere. *Heavy metal. Environ. Int. Conf.* 3 rd.

DELETRAZ, G., PAUL E., 1998. *Etat de l'art pour l'étude des impacts des transports routiers à proximité des routes et autoroutes*, Rapport intermédiaire, Contrat ADEME, 227 p.

DELEZENNE-VAN HALUWYN, C., 1973. *Contribution à l'étude de la distribution des lichens épiphytes dans le nord de la France: application au problème de la pollution atmosphérique*. Thèse Doctorat Pharmacie, Université de Lille II, 162p.

DELTOUR, M. ET SQUINAZI, F., 1989. Intoxication saturnique des jeunes enfants, dépistage et prise en charge médico– sociale, proposition de protocole. *La revue de pédiatrie*, T. XXV, N1.

DERACHE, R., 1986. *Toxicologie et sécurité des aliments*. Paris, *APRIA*, pp : 159 – 198.

DERUELLE, S., 1978. Les lichens et la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.* 9, 2: 87- 128 .

DERUELLE, S., 1983. *Ecologie des lichens du Bassin Parisien. Impact de la pollution atmosphérique et relation avec les facteurs climatiques*. Thèse Doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 360p.

DERUELLE, S., 1984. L'utilisation des lichens pour la détection et l'estimation de la pollution par le plomb. *Bull. Eco.* 15, 1-6

DERUELLE, S., 1996. La fiabilité des lichens comme bio indicateurs de la pollution plombique. *Ecologie*, 27: 285-290.

DERUELLE, S. ET GUILLOUX, F. 1993. Evolution de la végétation lichénique en région parisienne entre 1981 et 1991, en relation avec la qualité de l'air. *Bull. Inform. Ass. Lichénol.*, Mémoire 2, 23-42.

DERUELLE, S. ET LALLEMANT, R., 1983. *Les lichens témoins de la pollution*. Thèmes Vuibert Université Biologie, 108p.

DERUELLE, S. ET PETIT, P. J. X., 1983. Preliminary studies on the net photosynthesis and respiration responses of some lichens to automobile pollution. *Cryptogamie, Bryol. Lchénol.* 4, 3 : 269 – 278 .

DERUELLE, S., GUILLOUX, F. ET LETROUIT, G. M. A., 1999. *Enjeux et perspectives de l'utilisation des lichens pour la surveillance de la qualité de l'air : trois exemples dans le Bassin Parisien*. Affiche 59. Institut d'Ecologie, équipe de lichénologie, Paris.1.

DESLOOVER, J. ET LEBLANC, F. 1968. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. *Proc. Symp. Recent Adv. Trop. Ecol.* pp:42 –56

DESLOOVER, J. ET LEBLANC, F., 1970. *Pollution atmosphériques et fertilité chez les mousses et les lichens épiphytes*. Bull. Acad. Soc. Lorraines Sci. 9, 1.+

DJEBAR, I. ET FRADJIA, L., 1992. *Etude phytosociologique et systématique de la flore lichénique corticole du parc national d'El Kala (application d'une méthode combinée entre les méthodes : classiques, partielle et intégrale)*. Mémoire de fin d'étude en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en Ecologie et Environ., Université de Annaba. 120p.

DOUIN, I., 1986. *Nouvelle flore des Mousses et des Hépatiques*. Ed. BELIN.

DREIER, W. ET GÖRING, M., 1974. Der einfluss der luftverschmutzung auf die lebensbedingungen der moose. *Zeitschrift für Pflanzenerkrankungslehre*. 23, 641-644.



ELICHEGARAY, C., 1980. *Contribution à l'étude du comportement chimique de l'aérosol urbain*. Thèse de 3° cycle, Université Paris VII.

Encyclopedia universalis, 1998. Dictionnaire.

ESCOURROU, G., 1991. *Le climat et la ville*. Nathan Université, 190p.



FERNANDEZ, J.A., EDERRA, A., NUNEZ, E., MARTINEZ-ABAIGAR, J., INFANTE, M., HERAS, P., ELIAS, M.J., MAZIMPAKA, V. ET CARBALLEIRA, A., 2002. Bio monitoring of metal deposition in northern Spain by moss analysis, *The Science of the Total Environment*, 300, p. 115-127.

FORNASIERO, R.B., 2001. Phytotoxic effects of fluoride. *Plant Science* 161, 979-985.

FREY, E., 1970. *Les lichens*. Ed . Payot Lausanne, Berne, 64 p.



GÄLLIPURGHARI, B., 1990. Surveillance des métaux lourds au moyen de l'analyse des mousses. *Rev. N°140*, 129-134. 332p.

GALSOMIES, L., LETROUIT, M.A., DESCHAMPS, C., SAVANNE, D. ET AVNAIM, M., 1999. Atmospheric metal deposition in France: initial results on moss calibration from the 1996 biomonitoring. *Sci. Total Environ.* 232, 39-47.

GANTET, F., 1998. *Le monde des végétaux, Didacticiel de biologie végétale*. U.F.R. Sciences et Techniques de Tours.

GARNIER, R., 2005. *Toxicité du plomb et de ses dérivés*. EMC - Toxicologie Pathologie, 67-88.

GARTY, J., 2001. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Critical Reviews in plant Sciences* 20, 309-371.

GILBERT, O.L., 1970. Further studies on the effect of sulfur dioxide on lichens and bryophytes. *New Phytol.* 69, 605-627.

GIRAUDEAU, P., 1999. Le suivi des émissions atmosphériques industrielles par la lichénologie. *Gaz d'aujourd'hui* 123, 26-32.

GOMBERT, S., 1999. *Utilisation de la bio indication lichénique dans l'estimation de la qualité de l'air de l'agglomération grenobloise : étude à différents niveaux d'organisation biologique*. Thèse de Doctorat. Université Joseph Fourier - Grenoble I, 287p.

GORENFLOT, R., 1992. *Biologie végétale plantes supérieures. Appareil reproducteur*, ed. Masson (Paris), 255p.

GORENFLOT, R., 1998. *Biologie végétale : plantes supérieure : appareil végétatif*. 5ème édition. 29-236.

GOYAL, R. AND SEAWARD, M.R.D., 1982. Metal uptake in terricolous lichens. Effects on the morphology of *Peltigra canina* and *Peltigra rufescens*. *New phytol.*, 90: 73-84.

GRATANI, L., CRESCENTE, M.F. ET VARONE, L., 2008. Long-term monitoring of metal pollution by urban trees, *Atmospheric Environment*, 42, p. 8273-8277.



- HACINI-CHIKH, N. ET ROUAG-SAFFIDINE, D., 2009. Annaba : une mutation de la ville pédestre à la ville automobile. *Sciences et Technologie D – N°30*, pp. 27-34
- HAGUENOR, J.M ET FURON, D., 1981. *Toxicologie et hygiène industrielle*. Tome II : les dérivés minéraux, Lavoisier, Paris. 256 p.
- HAMPP, R., ZIBGLER, H., ET ZIEGLER, I., 1973. Die Wirkung Von Bleiionen auf die 14 CO_2 . Fixierung und die ATP- bildung von Spinachchloroplasten. *Biochem. Physiol. Pflanzen*, 164: 126 – 134.
- HAWKSWORTH, D.L., 1988. The variety of fungal-algal symbioses, their evolutionary significance, and the nature of lichens. *Bot. J. Lin. Soc.* 96, 3-20.
- HAWKSWORTH, D. L., 1994. The recent evolution of lichenology: a science for our times. *Cryptogamic Botany*, 4: 117 - 129.
- HAWKSWORTH, D.L. ET ROSE, F., 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using apiphytic lichens. *Nature* 227, 145-148.
- HELLMANN, H., FUNCK, D., RENTSCH, D. ET FROMMER W.B., 2000. Hypersensitivity of an arabidopsis sugar signaling mutant toward exogenous proline application. *Plant Physiology* 122, 357-367.
- HENDERSON, L. 2001. *Alien weeds and invasive plants: a complete guide to declared weeds and invaders in South Africa*. Plant Protection Research Institute, Handbook 12.
- HERZIG, R., LIEBENDÖRFER, L., URECH, M., AMMANN, K., CUECHEVA, M. ET LANDOLT, W., 1989. Passive biomonitoring with lichens as a part of an integrated biological measuring system for monitoring air pollution in Switzerland. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 35, 43-57.
- HISCOX, J. D. ET ISRAELSTAM, G. F., 1978. *A method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration*, *DIV. Life science*, University Toronto, 1332-1334.



- INRETS, 1995. *Politiques de transport et qualité de l'air dans les agglomérations*. Rapport LEN n°9515, octobre 1995, 125p.
- ISNARD, H., 1994. *Toxicité du plomb et saturnisme infantile*.
- ISRAR, M ; SAHI, S ; DATTA, R et SARKAR, D., 2006. Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Sesbania drummondii*. *Chemosphere* 65, 591-598.



- JAHNS, H. M., 1996. *Guide des fougères, mousses et lichens d'Europe*. Ed. Delachaux et Niestlé. 257p.
- JAMES, P.W., 1973. The effect of air pollutants other than hydrogen fluoride and sulphur dioxide on lichens. In *Air Pollution and Lichens*. Athlone Press, London, 143-175p.
- JARUP, L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull*. 68(1): 167-182.
- JOHN, N.K., ET VAN LAERHOVEN, C., 1972. Lead uptake by lettuce and cress as affected by lime, nitrogen and sources of lead. *J. Environ. Quality*, 1, 2 : 169 – 171 p.
- JORDA, S., 2004. *Le monde vivant. Les mousses, classification*. 5p.



- KARDISH, N., RONEN, R., BUBRICK, P., ET GARTY, J. 1987. The influence of air pollution on the concentration of ATP and on chlorophyll degradation in the lichen, *Ramalina duriaei* (De Not.). *Bagl. New Phytol*, 106:697 - 706 p.
- KAUPPI, M., 1980. Fluorescence microscopy and microfluorometry for the examination of Pollution damage in lichens. *Ann. Bot. Fenn.* 17 : 163 – 173 p.
- KAWALSKA-PYLKA, H., KOT, A., WIERCINSKI, J., KURSA, K., WALUSKA, G. AND CYBULSKI, W., 1995. Lead, cadmium, copper and zinc content in vegetables, goseberry fruit and soil from gardening plots Lublin – *Rocz Panstw Zaki Hig.* 46 (1) : 3 – 12 p.
- KELLY, S., CHIPPENDALE, G. M. ET JOHNSTON, R. D., 1969.. *Eucalypts* (1st ed.). Melbourne: Nelson. 82p.
- KUHLER, M., KRAFT, J., KOCH, W. ET WINDT, H., 1988. Dispersion of car emissions in the vicinity of a highway. *Environ. Meteo.*, 39-47.



- LACAZE, J. C., 1993. *La dégradation de l'environnement côtier conséquences écologiques*. Ed. Masson (Paris), 83p.

- LAGADIC, L., CAQUET, T., AMIARD, J-C. et RAMADE, F., (1997). Biomarqueurs en Ecotoxicologie. Aspects fondamentaux, Paris.
- LAUWERYS, R., 1988. Toxicologie industrielle et professionnelle. 3^{ème} édition Masson-Paris.
- LAUWERYS, R., 1992. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*, 3^{ème} Ed. Masson, Paris 136 - 143 et 198 - 226 p.
- LAUWERYS, R. ET LAVENNE, F., 1972. *Précis d'Ecologie industrielle et des intoxications professionnelles*. Duculot. PP. 123 – 131 et 178 – 205.
- LECLERC, J. C., 1999. *Ecophysiologie végétal*. Publication de l'Université de Saint Etienne. 243p.
- LEE, K.C., CUNNINGHAM, B.A., CHUNG, K.H., PAULSEN, G.N., ET LIANG, G.H., 1976. Lead effects on several enzymes and nitrogenous compound in soybean leaf. *J. Environ. Quality*, 5, 4 : 375 -359 p.
- LEE, R.E., GORANSON, S.S., ENRIONE, R.E. AND MORGAN, G.B., 1972. The Nash cascade impactor network, Size distribution of trace-metal components. *Env. Sci. Technol.*, 6 : 1025 – 1030.
- LEGRAND, I., 1991. *Végétation lichénique corticole et caractéristiques physico-chimiques des écorces: relation avec la symptomatologie du dépérissement des forêts dans les Alpes du Nord*. Thèse doctorat, université de Grenoble I, 202 p.
- LITTLE P.E., 1978. Deposition of exhaust lead and its impact on plants, Symposium “The impact of road traffic on plants”, 11-13 September, TRRL Supplementary report 513, pp. 49-54.
- LISKA, J., 1978. Epiphytic lichens and air pollution in the Tabor area, South Bohemia. *Proc. Crypt. Symp. SAS*, 221-230 p .
- LODENIUS, M., 1981. Regional distribution of mercury in *Hypogymnia physodes* in Finland. *Ambio* 10, 183-184.
- LOPPI, S. ET BONINI, I., 2000. Lichens and mosses as biomonitors of trace elements in areas with thermal springs and fumarole activity (Mt. Amiata, central Italy). *Chemosphere* 41, 1333-1336.
- LOPPI, S., NELLI, L., ANCORA, S. ET BARGAGLI, R., 1997. Accumulation of trace elements in the peripheral and central parts of a foliose lichen thallus. *Biologist* 100, 251-3.
- LOPPI, S., PIRINTSOS, S.A., 2003. Epiphytic lichens as essential for heavy metal pollution at forest ecosystems (Central Italy). *Environ. Pollu.* 121, 327-332.
- LOUDJANI, F., 1989. *Rôle des espèces vertes (cas de l'espèce Ligustrum vulgare) dans la fixation des poussières d'origines diverses dans l'agglomération de Annaba*. Thèse d'Ing. D'Etat., Université de Annaba.
- LOUDJANI, F., 1991. Environnement / S.O.S, Annaba étouffé. *Article du journal El_Watan* du 21/11/1991.
- LOUNAMAA, K.J., 1956. Trace element in plants growing wild on different rocks in Finland: A semi- quantitative spectrographic survey. *Ann. Bot. Soc.*, 29 : 1 - 196 .



- MADANY, I.M., ALI, S.M. ET AKHTER, M.S., 1990. Assessment of lead in roadside vegetation in Bahrain. *Environment International* (16): 123-126.
- MAIZI, N., 2006. *Jumelage des bio indicateurs végétaux : (Xanthoria parietina) et (Funaria hygrometrica) aux réseaux de surveillance et de contrôle de la qualité de l'air Sama Safia dans la région de Annaba*. Mémoire de Magister, Université de Annaba. (2006) 176 p.
- MARKERT, B., 1993. *Plants as biomonitors. Indicators of heavy metal in the terrestrial environment*. VHC. Weinheim, New york, Basel, Cambridge, 644p.
- MARTIN, L., 1976. *Detalbnoe likhenindikatsionnoe kartirovanie zagryazneniya vozdukha v parke kadriorg, Tallinn.* (cartographie détaillée de la pollution de l' air du parc kadriorg avec les lichens comme biondicateurs, Tallin). In Indikatsiya pripodnykh prostsessov i Sredy, Materialy Respublikanskoi konferentsii, 7-8 et 61-62 .
- MARTIN, L., 1978. Likenoindication mapping of Tallinn. In Likenoindikatsiya sostoyaniya okruzhaynschei sredy. Tallin. Botanical Garden, Academy of Sciences of the Estonian. S. S. R. pp:134 -139 .
- MARTIN, L., 1981. *Lichen indication studies in the Estonian S.S.R. In Anthropogenous changes in the plant cover of Estonia, Tartu*. pp: 108 –125 .
- MARTIN, L. ET MAYSTRE, L.Y., 1988. *Santé et pollution de l'air. Collection gérer l'environnement*, Presses Polytechniques Romandes, 250p.
- MASER , Z., MASER , C. ET TRAPPE, J. M., 1985. Food habits of the northern flying squirrel (*Glaucomys sabrinus*) in Oregon. *Canadian Journal of Zoology*. 63:1084-1088.
- MC CUNE, B. ET LESICA, P., 1992. The trade-off between species capture an quantitative accuracy in ecological inventory of lichen and bryophytes in forests in Montana. *The bryologist*, 95 (3): 296-304.
- MC KEEVER, S., 1960. Food of the northern flying squirrel in northeastern california. *Journal of mammology*, 41: 270 - 271.
- MEENKS, J.L.D et Tuba, Z., 1992. *Bryophytes. Biological indicators in environmental protection*. Budapest : Akadémiai Kiadó, 65-75.
- MIET, K., 2008. *Etude expérimentale de la dégradation hétérogène des Composés Aromatiques Polycycliques (CAP) d'intérêt Troposphérique*. Thèse de Doctorat. Université Bordeaux I, 257p.
- MILES, C. D., BRANDLE, J. R., DANIEL, D. J., CHU-DER, O., SCHNARE, P.O. AND UHLICK, D. J., 1972. Inhibition of photosystem II in isolated chloroplasts by lead. *Plant physiol.*, 49 : 820 p.

MITSUGI, H. NAKAGAWA, Y. ET TAKATA, N., 1978. Epiphytic bryophytes and lichens as the indicator of air pollution. Correlation between some air pollutants and I.A.P. values. *Jap. Soc. Air Poll.* 13, 26 -32 p.

MONNEVEUX PH., NEMMAR M., 1986. *Contribution à l'étude de la résistance à la sécheresse chez le blé tendre et le blé dur ; étude de l'accumulation de la proline au cours de cycle de développement.* *Agronomie* 6. 583-590 pp.

MOUVET, C., 1983. *Bryophytes aquatiques et métaux lourds.* Rapport de contrat à l'agence Financière de bassin – Rhin - Meuse, 57160 Moulin - Metz, France. 38p.



NARDIN, D., 2000. *L'embranchement des bryophytes ou "mousses".* Caractéristiques, classification, cycle de vie, 5p.

NASH III, TH., 1989. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects.* Shaw. A. J., Ed., CRC. Press, Boca Raton, Florida, 119-131.

NIEBOER, E. ET RICHARDSON, D.H.S., 1981. Lichens as monitors of atmospheric deposition. MI: *Ann Arbor, Michigan*, 1981, 339-88.

NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., LAUDIE P. AND PADOVAN D., 1979 – The role of metal ion binding in modifying the toxic effect of sulphur dioxide on the lichen *Umbilicaria muklenbergii*, I. Potassium efflux studies *New. Phytol.* 82 : 621 – 632 p.

NULTSCH, W., 1998. *Botanique générale.* Lichens. Université de Boeck, 602p.



OKSANEN, J., TYNNYRINEN, S. ET KARENlamp, L.1990. Testing for increased abundance of epiphytic lichens on a local gradient. *Ann. Bot. Fennici*, 27, 301 – 307 p.

OSTIER, F., et Connet, J., 1992. *L'exposition au plomb par les peintures dans l'habitat ancien collectif en Seine - Saint Denis et Hauts de Seine.* Mouvement Pact Arim, Rapport d'étude.

OTVÖS, E., PAZMANDI, T. TUBA, Z., 2003. First national survey atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses. *The Science of the Total Environment* 309, 151-160.

OZENDA, P., 1990. *Les organismes végétaux 1.* Végétaux inférieurs, ED. Masson, Paris, pp 168 193.

OZENDA, P., 2000. *Les végétaux : organisation et diversité biologique.* Ed. Masson. 170-175.

OZENDA, P. ET CLAUZADE, G., 1970. *Les lichens, étude biologique et flore illustrée*. Ed. Masson (Paris). 808p.



PALMIERI R.M., LA PERA L., DI BELLA G. ET DUGO G., 2005. Simultaneous determination of Cd(II), Cu(II), Pb(II) and Zn(II) by derivative stripping chronopotentiometry in *Pittosporum tobira* leaves: a measurement of local atmospheric pollution in Messina (Sicily, Italy), *Chemosphere*, 59, p. 1161-1168.

PARAYRE, C., 1998. Le saturnisme. Actualité et dossier en santé publique n° 23 juin page 105, 106.

PARMENTIER, C. ET GARREC, J.P., 1994. *Impact de la pollution atmosphérique le long des routes et autoroute sur la végétation environnante*. L'utilisation de la bio indication végétale. Rapport de synthèse bibliographique, 61p.

PARSONS, P.J., 1992. Monitoring human exposure to lead: an assessment of current laboratory performance for the determination of blood lead. *Environmental research* 57, 149 - 162 p.

PESCH R. ET SCHRÖDER W., 2006. Integrative exposure assessment through classification and regression trees on bioaccumulation of metals, related sampling site characteristics and regions. *Ecological informatics*, 1, p. 55-65.

PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT, 2005. *L'Afrique subsaharienne fête l'élimination de l'essence au plomb*. Communiqué de presse à Nairobi.

PUCKETT, K.J., 1976. The effect of heavy metals on some aspects of lichen. Physiology. *Canal. J. Bot.* 54: 2695 – 2703.

PUCKETT, K.J., 1988. *Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition*. In: Nash, T.H., Wirth, V. (Eds.), *lichens, Bryophytes and Air quality*. Bibl. Lichenol., vol. 30. Cramer in der Gebruder borntraeger verlagsbuchhandlung., Berlin, pp. 231-267.

PUNZ, W. 1979 (b). The effect of single and combined pollutants on lichen water content. *Biol. Pl.* 21: 472 – 474.

PURVIS, W., PIRINTSOS, S., SCHEIDEGGER, C., VAN HALUWYN, C. AND WIRTH, V., 2002. *Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality*. In: Nimis, P.L., Scheidegger, C., Wolseley, P. (Eds.), *Monitoring with Lichens e Monitoring Lichens*. Kluwer, Dordrecht, pp. 273-279.

PYATT, F.B., PYATT, A.J., WALKER, C., SHEEN, T. ET GRATTAN, J.P., 2005. The heavy metal content of skeletons from an ancient metalliferous polluted area in southern Jordan with particular reference to bio accumulation and human health. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 60 (3): 295-300.



- RAHALI, M., ET SEMADI, A., 1998. Cartographie de la pollution Plombique du grand Alger *Rev. Synthèse*. Université de Annaba.
- RAMADE, F., 1982. *Eléments d'écologie, écologie appliquée, action de l'homme sur la biosphère*. Ed. Mc Graw et Hill. 452p.
- RAO, D. N. ET LE BLANC, B. F., 1965. Effects of sulfur dioxide on the lichen alga, with special reference to chlorophyll. *Bryologist* 69, 69-75.
- REEVES, R.D. ET BROOKS, R.R., 1983. Hyper accumulation of lead and zinc by two metallophyte from mining areas in central Europe. *Environ. Pollut. Ser. A* 31: 277 – 285.
- REVICH, B.L. 1994. Lead in hair and urine of children and adults from industrialized areas. *Arch. Environ. Health*. 49 (1): 59 – 62.
- RICHARDSON, D.H.S., NIEBOER, E., LAVOIE, P. AND PADOVAN, D. 1979. The role of metal ion binding in modifying the toxic effects of sulphur dioxide on the lichen *Umbilicaria muklenbergli*. C.fixation studies. *New physiol.* 82: 633 – 643 p.
- RIZZIO, E., BERGAMASCHI, L., VALCUVIA, M.G., PROFUMO, A. ET GALLORINI, M., 2001. Trace elements determination in lichens and in the airborne particulate matter for the evaluation of the atmospheric pollution in a region of northern Italy. *Environment International* 26, 543-549.
- ROBERT, D., DUMAS, C. ET BAJOU, C., 1998. *Biologie végétale : la reproduction*. Vol 3 (Paris) pp. 226.
- ROBINSON, E. AND LUDWIG, F.L. 1967. Particle size distribution of urban lead aerosols. *J. Air.Poll.Control. Assoc.* 17: 664 – 669.
- ROBINSON, A. L., VITT, D. H., ET TIOMONEY, K. P., 1989. Patterns of bryophyte and lichen distribution in relation to latitudinal and edphic gradients in the Canadian subarctic forest- tundra. *Nora Hedwigia*, 49:25-48.
- ROLFE, G. L. ET BAZZAZ , F.A., 1975. Effect of lead contamination on transpiration and photosynthesis of loblolly pine and autumn olive. *Forest Science*, 21, 1: 33- 35 p.
- ROMINGER, M. ET OLDEMEYER, J. L., 1989. Early winter habitat of woodland caribou, Selkirk Mountains, British Columbia. *Journal of Wildlife Management*, 53:238-243.
- RUHLING, A., 1994. *Atmospheric heavy metal deposition in Europe. Estimations based on moss analysis*, Vol. 9. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Nord, pp. 1-53.
- RUHLING, A., RASMUSSEN, L., PILEGAARD, K., MÄKEN, A. ET STEINNES, E., 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition. *Nord* 21, 1-44.



- SALEMAA, M., DEROME, J., HELMISAARI, H.S., NIEMINEN, T. ET VANHA-MAJAMAA, I., 2003. Element accumulation in boreal bryophytes, lichens and vascular plants exposed to heavy metal and sulfur deposition in Finland. *Sci. Total Environ.* 324, 141-160.
- SALT, D.E., BLAYLOCK, M., KUMAR, N., DUSHENKOV, V., ENSLEY, B.D. CHET, I. AND RASKIN, I., 1995. Phytoremediation - A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio-Technology* 13, no. 5: 468-474.
- SAYRE, J.W., CHARNEY, E., VOSTAL, J. AND PLESS, I.B. 1974. House and dust as a potential source of child hood lead exposure. *American journal of diseases of children*, Vol. 127.
- SEAWARD, M.R.D., 1973. Lichen ecology of the Scunthorpe Heathlands. I. Mineral accumulation. *Lichenologist* 5, 423-433.
- SEAWARD, M.R.D., 1974. Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens. *Lichenologist* 6: 158-164.
- SEAWARD, M.R.D., 1993. Lichens and sulfur dioxide air pollution: Field studies. *Environ. Rev.* 1, 73-91.
- SEMADI, A., 1983. *Incidence de la pollution fluorée d'origine industrielle sur la végétation de la région de Annaba (Algérie)*. Thèse de Doct. Ing., Université de Pris 7, 79p.
- SEMADI, A., 1989. *Effet de la pollution atmosphérique, pollution globale, fluorée, plombique sur la végétation dans la région de Annaba (Algérie)*. Thèse de Doctorat d'Etat en Science Nat. Université P. et M. Curie (Paris 6), 339p.
- SEMADI, A. ET DECORMIS, L., 1986. Influence de la pollution fluorée sur la végétation de la région de Annaba (Algérie). *Rev. Pollu. Atmos.* Avril-Juin 1993, 113-121.
- SEMADI, A. ET DERUELLE, S., 1993. Détection de la pollution plombique à l'aide de transplants lichéniques dans la région de Annaba (Algérie). *Pollution atmosphérique*, Octobre-Décembre, 86-102.
- SEMALY – TRANSURB / TECHNIRAIL. In 'étude de faisabilité de la première ligne du tramway d'Annaba' ; étapes 1-2-3 : enquêtes- diagnostic-, choix de tracés et modes''. p 34.
- SEN-SALERNO, M. ET BLAKEWAY, J., 1987. La mousse de chêne, une base de la parfumerie. *Revue pour la science*, n°115, pp : 82-92 in Bull. Inform. Ass. Fr. Lichénologie, Paris, 12 (1) : 12 - 14.
- SERRADJ, M., 1991. *Etude des bio indicateurs dans la détection de la pollution acide*. Thèse de Magister I.S.N. Annaba.
- SEUX, R. ET DAB, W. 1994. *Evaluation de l'exposition au plomb et stratégie de prévention*. T.S.M. n°2.

SHAPOSHNIKOVA, N. A., 1981. Likhenindikatsiya sostoya niya okryzhayushehei sredy v raione pos Dalnegorsk. (les lichens indicateurs de la pollution dans le région de Dalnegorsk. *Brio-likhenologicheskie Issledovaniya Vysokogornnykh Raionov i Severa S. S. R.* 119 - 120 p.

SILBERBERG, E.K., 1990. Toward the twenty- first century: lessons from lead and lessons yet to be learned. *Environmental Health Pespect.* 86, 191 - 196 p.

SLOOF, J.E. ET WOLTERBEEK, H.TH., 1991. National trace-element air pollution monitoring survey using epiphytic lichens. *Lichenologist* 23, 139-165.

SOCIETE FRANÇAISE DE SANTE PUBLIQUE, 1996. *La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique*. Collection Santé et Société n°4, mai 1996, 251p.



TABET-AOUL, M., 2003. La pollution de l'air et son impact en Algérie. Revue «Santé ET Société» INESM d'Oran –janvier-.

TAKALA, K., ET OLKKONEN, H., 1976. Lead content of lichens *Pseudovernia furfuracea* in the urbain area of Kuopo, central Finland. In proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution, Kuopio. Ed. Lauri Karanlampi, 64-67.

TERFAYA, M., 2005. *Distribution et évaluation de la pollution atmosphérique par les NOx dans la région de Annaba (Est-Algérie)*. Magister en Toxicologie Cellulaire, Université de Annaba, 135p.

TERHAAR, G.L. AND BAYARD, M.A. 1971. Composition of airborne lead particles. *Nature* (Lond), 232: 553 – 554.

TOLOT, F., PROST G. CONTASSOT, J-CL. DAVEZIES, PH. ET NELLAT, G., 1981. *Plomb* *Encycl. Med. Chir.* 16007, A10,10.

TRASS, H. 1973. Lichen sensitivity to the air pollution and index of poléo-tolérance (I.P). *Fol. Crypt. Est; tartu.* 3: 19 –22 p.

TRETIACH, M., ADAMO, P., BARGAGLI, R., BARUFFO, L., CARLETTI, L., CRISAFULLI, P., 2007. Lichen and moss bags as monitoring devices in urban areas. Part I. Influence of exposure on sample vitality. *Environmental Pollution*, 146(2), 380–391.

TROLL, W. ET LINDSLEY, G., 1955. A photometric method for determination of proline G. *Biol. Chem.* 215, 655-660.



USU, G., 2009. *Spéciation, transfert vers les végétaux et approche toxicologique des émissions atmosphériques d'une usine de recyclage de plomb*. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 214p.



VAN HALUWYN, C. ET LEROND, M., 1986. *Les lichens et la qualité de l'air: Evolution méthodologique et limites*. Rapport n° 2130. Ministère de l'environnement. (S.R.E.T.I.E.), 213 p.

VAN HALUWYN, C. ET LEROND, M., 1993. *Guide des lichens*. Ed. Lechevalier, Paris, 334p.

VASCONCELOS, M.T.S.D. ET TAVERS, H.M.C.F., 1998. Atmospheric metal pollution (Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) in Oporto city derived from results for low-volume aerosol samplers and for the moss *Sphagnum auriculatum* bioindicator. *The Science of the Total Environment*, 212, 11-20.

VICHI, M., 1981. *Lead uptake and release in an experimental trophic chain – Ecotoxicology and environmental safety*. 5,177 – 193 p.



WARD, N.I., 1990. Multielement contamination of british motorway environments. *Sci.Tot. Environ.*, 93, 393-401.

WADLEIGH, M.A. ET BLAKE, D.M., 1999. Tracing sources of atmospheric sulphur using epiphytic lichens. *Environmental Pollution* 106, 265 – 271.

WICKLANDS, D.E., 1990. *Vegetation of heavy metal contaminated soils in North America* In: Shaw AJ (ed) heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRS – Press. Florida: 39 – 51.

WILL-WOLF, S., 1988. Quantitative approaches to air quality studies. *Bibliotheca lichenologica*, 30: 109-140.

WOLF, J. H. D., 1993 (a). Epiphyte communities of tropical Montana forests in the northern Andes. I. Lower Montana communities. *Phycoecologia*, 22(1): 1-52.

WOLF, J. H. D., 1993 (b). Epiphyte communities of tropical Montana forests in the northern Andes. II. Upper Montana communities. *Phycoecologia*, 22(1): 53-103.



XIONG, Z.T., 1997. Lead Uptake and effects on seed germination and plant growth in a pb hyperaccumulation. *Brassica pekinensis* Rupr. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60: 285 – 291.



ZIRI, H., 1997. Alger empoisonnée par le plomb. *Journal Quotidien l'Authentique* du 21.12.1997.

ZAMBRANO, A.ET NASH III, TH., 2000. Lichen responses to short term transplantation in Desierto de Los Leon, Mexico City. *Environ. Pollut.* 107, 407-412.

ZUBER, R., MOERI, P., BOVAY, E. 1973. L'assobimeta del pionbo de parte della pianta tramite la radice. Con studio particolare sull'attivite enzimatica. *Schweizerische landwirts chaftliche forschung*, 12, (4): 291 – 306.



@¹ : http://www.leblogauto.com/?attachment_id=77697

@² : <http://www.oceanattitude.org/index.php?post/2010/11/10/Pollution-au-plomb-%2C-France>

@³ : http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Med_Cypress.jpg

@⁴ : http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Fraxinus_angustifolia_foliage.jpg

@⁵ : http://commons.wikimedia.org/wiki/File:700_yr_red_river_gum.jpg

@⁶ : http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Eriobotrya_japonica_JPG1b.jpg

@⁷ : http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Eriobotrya_japonica_flowers.jpg

AS.CO.P.A.R.G. : Association pour le Contrôle et la Prévention de l'Air dans la Région Grenobloise.

Bio accumulation : capacité d'absorber et de concentrer certaines substances présentes dans un milieu.

Bio indication : organisme, ou ensemble d'organismes qui référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques permet de façon pratique et sûre de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible les modifications naturelles ou provoquées.

Ecocomplexe : ensemble d'écosystèmes interdépendants modelés par une histoire écologique et humaine commune.

Ecosystème : unité écologique fonctionnelle constituée par un ensemble d'organismes vivants (biocénose) exploitant un milieu déterminé (biotope).

CO : monoxyde de carbone.

COV : composés organiques volatils.

D.R.A.G. : direction des affaires générales.

Héliophile : qui pousse dans des conditions bien éclairées.

IPA : indice de pureté de l'air.

Mésophile : qui pousse dans des conditions atmosphériques moyennes (du point de vue de l'humidité atmosphériques).

Mycobionte : partenaire fongique du lichen.

Neutrophile : qui pousse sur un milieu moyennement enrichi en substances nutritives dont le pH est neutre.

Nitrophile : qui pousse sur un milieu enrichi en substances nutritives dont le pH est plutôt basique.

NO : monoxyde d'azote.

NO₂ : dioxyde d'azote.

NO₃ : nitrates

NO_x : oxydes d'azote.

O₃ : ozone.

O.N.S. : office national des statistiques.

P.D.A.U. : plan directeur d'aménagement et d'urbanisme

Pb : plomb.

Phorophyte : arbre, substrat des lichens épiphytes.

Photobionte : partenaire algal (ou cyanobactérie) du lichen.

Polluant primaire : polluants émis directement par une source.

Polluant secondaire : polluant issu de la transformation physico-chimique d'un polluant primaire sous l'effet de l'humidité et du rayonnement solaire.

Pollution atmosphérique : présence de substances dans l'air ayant des conséquences sur la santé humaine, les écosystèmes, les changements climatiques, et les biens matériels.

PS : particules en suspension.

R.G.P.H. : recensement Général de la Population et de l'Habitat.

SO₂ : dioxyde de soufre.

Valeur guide : valeur de confort concernant les teneurs en polluants

Valeur limite : valeur de polluant ne devant pas être dépassée impérativement.

Xérophile : qui pousse dans des conditions atmosphériques sèches.

Table des illustrations

Figures :

Figure 1:	La circulation automobile en Algérie.....	24
Figure 2:	Pollution automobile	27
Figure 3:	Evolution du plomb absorbé dans l'organisme	37
Figure 4:	<i>Caloplaca flavescens</i>	48
Figure 5:	<i>Flavoparmelia caperata</i>	49
Figure 6:	<i>Usnea barbata</i>	49
Figure 7 :	Localisation géographique de la région d'étude (Annaba).....	66
Figure 8 :	Carte de localisation des axes routiers.....	73
Figure 9 :	La RN44 Ouest.....	76
Figure 10 :	Les déplacements à l'échelle intercommunale.....	80
Figure 11 :	Représentation des données thermiques de la région de Annaba sur une moyenne de 10 ans (1999 – 2008).....	82
Figure 12 :	Variation de la pluviométrie dans la région de Annaba (1999 – 2008).....	83
Figure 13 :	Transect pluvial saisonnier de la région de Annaba (1999 – 2008).....	83
Figure 14:	Variation de l'humidité moyenne dans la région da Annaba (1999 – 2008).....	84
Figure 15 :	Variation de l'évaporation moyenne dans la région de Annaba (1999-2008).....	85
Figure 16 :	Variation de la vitesse moyenne des vents dans la région de Annaba (1999-2008).....	85

Figure 17: La rose de pollution de Annaba établie sur une moyenne de 10 ans (1999-2008).....	86
Figure 18: Digramme ombrothermique de GAUSSEN de la région de Annaba (1999-2008).....	87
Figure 19: L'étage bio climatique de Annaba.....	88
Figure 20: Localisation géographique des sites d'étude : site 5, 6, 7 et 9	91
Figure 21: Localisation géographique des sites d'étude : site 1, 2, 3, 4 et 8	91
Figure 22: <i>Cupressus sempervirens</i>	92
Figure 23: Localisation géographique des sites d'étude sur les axes routiers	96
Figure 24: <i>Fraxinus angustifolia</i>	97
Figure 25: <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	99
Figure 26: Fruits du <i>Eryobotria japonica</i>).....	100
Figure 27 : Fleurs de <i>Eryobotria japonica</i>	100
Figure 28 : Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (8h – 9h)...	108
Figure 29: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (12h – 13h)...	109
Figure 30: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (16h – 17h)...	109
Figure 31 : Variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba	110
Figure 32 : Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Ramalina farinacea</i>	111
Figure 33: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Funaria hygrométrica</i>	112
Figure 34 : Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Cupressus sempervirens</i>	113
Figure 35: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Ramalina farinacea</i>	115
Figure 36 : Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Ramalina farinacea</i>	116
Figure 37: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Ramalina farinacea</i>	117
Figure 38: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Funaria hygrométrica</i>	118
Figure 39: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Funaria hygrométrica</i>	119
Figure 40: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Funaria hygrométrica</i>	120
Figure 41: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	121
Figure 42: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	122
Figure 43: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	123

Figure 44: Variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Ramalina farinacea</i>	124
Figure 45: Variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Funaria hygrométrica</i>	125
Figure 46: Variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	126
Figure 47: Variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Ramalina farinacea</i>	127
Figure 48: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Funaria hygrométrica</i>	128
Figure 49 : Variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	129
Figure 50 : Comparaison de l'intensité du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba (8h – 9h).....	130
Figure 51 : Comparaison de l'intensité du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba (12h – 13h).....	131
Figure 52 : Comparaison de l'intensité du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba (16h – 17h).....	131
Figure 53 : Variation de la moyenne mensuelle du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba durant les heures de pointes.....	132
Figure 54 : Variations spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Ramalina farinacea</i>	133
Figure 55 : Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Cupressus sempervirens</i>	134
Figure 56 : Variations spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Fraxinus angustifolia</i>	135
Figure 57 : Variations spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	136
Figure 58 : Variations spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Eriobotrya japonica</i>	137
Figure 59 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Ramalina farinacea</i>	137
Figure 60 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Ramalina farinacea</i>	138
Figure 61 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Ramalina farinacea</i>	139
Figure 62 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	140
Figure 63 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	141
Figure 64 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Cupressus sempervirens</i> ...	142
Figure 65 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	143
Figure 66 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	144
Figure 67 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	145

Figure 68 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i> ...	146
Figure 69 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i> ..	147
Figure 70 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	148
Figure 71 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Eriobotrya japonica</i>	149
Figure 72 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Eriobotrya japonica</i>	150
Figure 73 : Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Eriobotrya japonica</i>	150
Figure 74 : Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Ramalina farinacea</i>	151
Figure 75 : Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	152
Figure 76 : Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	153
Figure 77 : Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	154
Figure 78 : Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Eriobotrya japonica</i>	155
Figure 79 : Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Ramalina farinacea</i>	155
Figure 80 : Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	156
Figure 81 : Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	157
Figure 82 : Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	158
Figure 83 : Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Eriobotrya japonica</i>	159
Figure 84 : Le transport urbain et rural dans la ville de Annaba.....	198
Figure 85 : La maille routière de la ville de Annaba.....	199
Figure 86 : Agglomération de taille supérieure à 50000 Habitants (R.G.P.H., 2008).....	204

Tableaux :

Tableau 1: La pollution atmosphérique selon les différentes échelles	22
Tableau 2: Les principales propriétés physico-chimiques du plomb	29
Tableau 3: Accumulation temporelle du fluor par <i>Ramalina duriae</i> en fonction des différentes concentrations fluorées des solutions d'imbibition.....	43
Tableau 4: Analyse de la variance relative à l'accumulation du fluor par <i>Ramalina duriae</i> en fonction des différentes concentrations et du temps d'imbibition.....	43
Tableau 5: Accumulation temporelle du fluor par <i>Ramalina farinacea</i> en fonction des différentes concentrations fluorées des solutions d'imbibitions.....	44
Tableau 6: Analyse de la variance relative à l'accumulation du fluor par <i>Ramalina farinacea</i> en fonction des différentes concentrations et du temps d'imbibition.....	44
Tableau 7: Localisation des sites d'étude dans la région de Annaba	91
Tableau 8: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba.....	110
Tableau 9: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par <i>Ramalina farinacea</i>	111
Tableau 10: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par <i>Funaria hygrométrica</i>	113
Tableau 11: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la teneur en plomb accumulée par <i>Cupressus sempervirens</i>	114
Tableau 12: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Ramalina farinacea</i>	115
Tableau 13: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Ramalina farinacea</i>	116
Tableau 14: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Ramalina farinacea</i>	117
Tableau 15: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Funaria hygrométrica</i>	118
Tableau 16: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Funaria hygrométrica</i>	119
Tableau 17: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Funaria hygrométrica</i>	120

Tableau 18: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	121
Tableau 19: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	122
Tableau 20: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	123
Tableau 21: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Ramalina farinacea</i>	124
Tableau 22: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Funaria hygrométrica</i>	125
Tableau 23: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	126
Tableau 24: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Ramalina farinacea</i>	127
Tableau 25: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Funaria hygrométrica</i>	128
Tableau 26: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	129
Tableau 27: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation de la moyenne mensuelle du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba durant les heures de pointes.....	132
Tableau 28: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Ramalina farinacea</i>	133
Tableau 29: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Cupressus sempervirens</i>	134
Tableau 30: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Fraxinus angustifolia</i>	135
Tableau 31: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	136
Tableau 32: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Ramalina farinacea</i>	138
Tableau 33 : Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Ramalina farinacea</i>	139
Tableau 34: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative	

à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Ramalina farinacea</i>	140
Tableau 35: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	141
Tableau 36: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	142
Tableau 37: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Cupressus sempervirens</i>	143
Tableau 38: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	144
Tableau 39: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	145
Tableau 40: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	146
Tableau 41: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (a) chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	147
Tableau 42: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (b) chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	148
Tableau 43: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	149
Tableau 44: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Ramalina farinacea</i>	151
Tableau 45: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	152
Tableau 46: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	153
Tableau 47: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	154
Tableau 48: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Ramalina farinacea</i>	156
Tableau 49: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	157
Tableau 50: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	158
Tableau 51: Analyse de la variance à deux critères de classification modèle croisé fixe relative à la variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	159
Tableau 52: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (8h - 9h)....	187

Tableau 53: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (12h - 13h)...	187
Tableau 54: Variation spatio-temporelle du trafic routier dans la région de Annaba (16h - 17h)...	187
Tableau 55: Variation de la moyenne mensuelle du trafic routier durant les heures de pointes dans la région de Annaba.....	188
Tableau 56: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé en $\mu\text{g/g}$ par <i>Ramalina farinacea</i> ...	188
Tableau 57: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé en $\mu\text{g/g}$ par <i>Funaria hygrometrica</i>	188
Tableau 58: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé en $\mu\text{g/g}$ par <i>Cupressus sempervirens</i>	189
Tableau 59: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Ramalina farinacea</i>	189
Tableau 60: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Funaria hygrometrica</i> ...	189
Tableau 61: Variation spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Cupressus sempervirens</i> ..	190
Tableau 62: Variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Ramalina Farinacea</i>	190
Tableau 63: Variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Funaria hygrometrica</i>	190
Tableau 64: Variation spatio-temporelle de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	191
Tableau 65: Variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Ramalina Farinacea</i>	191
Tableau 66: Variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Funaria hygrometrica</i>	191
Tableau 67: Variation spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	192
Tableau 68: Comparaison de l'intensité du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba (8h - 9h).....	192
Tableau 69: Comparaison de l'intensité du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba (12h – 13h).....	192
Tableau 70: Comparaison de l'intensité du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba (16h – 17h).....	192
Tableau 71: Variation de la moyenne mensuelle du trafic routier au niveau des trois axes desservant l'agglomération de Annaba durant les heures de pointes.....	193
Tableau 72: Variations spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Ramalina farinacea</i>	193
Tableau 73: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Cupressus sempervirens</i>	193
Tableau 74: Variations spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Fraxinus angustifolia</i>	193
Tableau 75: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	193
Tableau 76: Variation spatio-temporelle du plomb accumulé par <i>Eriobotrya japonica</i>	194

Tableau 77: Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Ramalina farinacea</i>	194
Tableau 78: Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Cupressus sempervirens</i> ..	194
Tableau 79: Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	194
Tableau 80: Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	194
Tableau 81: Variations spatio-temporelle de la chlorophylle (ab) chez <i>Eriobotrya japonica</i>	195
Tableau 82: Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Ramalina farinacea</i>	195
Tableau 83: Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Cupressus sempervirens</i>	195
Tableau 84: Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	195
Tableau 85: Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	195
Tableau 86: Variations spatio-temporelle de la proline chez <i>Eriobotrya japonica</i>	196
Tableau 87: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Ramalina farinacea</i>	196
Tableau 88: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Cupressus sempervirens</i>	196
Tableau 89: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i>	196
Tableau 90: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	196
Tableau 91: Variations spatio-temporelle du rapport MF/MS chez <i>Eriobotrya japonica</i>	197
Tableau 92: Données climatiques de la région de Annaba de (1999-2008)	197
Tableau 93: Projection Démographique à Court, Moyen et long termes du 01/01/2005 au 01/01/2025 Selon les secteurs.....	200
Tableau 94 : Le réseau urbain.....	201
Tableau 95 : Le réseau suburbain.....	202
Tableau 96: Le réseau rural.....	203
Tableau 97: Répartition du parc national automobile selon le genre et les tranches d'âges des véhicules au 31/12/2009.....	205
Tableau 98 : Répartition du parc national automobile selon le genre et la wilaya	

au 31/12/2009.....**206**

Tableau 99 : répartition du parc national automobile selon le genre et la source d'énergie au 31/12/2009.....**210**

Tableau n° 100 : Population résidente des ménages ordinaires et collectifs (MOC) selon la commune de résidence et le sexe et le taux d'accroissement annuel moyen (1999 – 2008).....**211**

Tableau n° 101 : Normes selon la directive européenne.....**212**

Tableau n° 102 : Valeurs limites de quelques paramètres de rejets atmosphériques.....**214**

Résumé

La pollution atmosphérique notamment plombique a constamment évolué au cours des temps, du fait de l'augmentation considérable du nombre de véhicules sur le marché. Notre travail de recherche est basé essentiellement sur l'utilisation des espèces végétales comme bio indicatrices de cette pollution dans la région de Annaba.

La réalisation de suivis spatiaux et temporels de l'impact des sources d'émissions connues (routes) en milieu urbain, a été effectuée en mettant en place un réseau de prélèvement important et en choisissant des sites en nombre suffisant et correctement répartis. Les espèces utilisées dans cette partie sont : une espèce phanérogamique (*Cupressus sempervirens*), un lichen (*Ramalina farinacea*) et une espèce muscicole (*Funaria hygrometrica*).

Une évaluation des niveaux de cette pollution à proximité des axes de circulation a également été abordée. Pour ce faire, nous avons choisi trois sites localisés sur les trois principaux axes routiers desservant l'agglomération de Annaba ((R.N. 44) : Annaba- El Kala, (R.N. 16) : Annaba- EL Hadjar et (R.N. 44) : Annaba-Skikda), les végétaux utilisés sont des espèces phanérogamiques à savoir : (*Cupressus sempervirens*, *Fraxinus angustifolia*, *Eucalyptus camaldulensis* et *Eriobotrya japonica*) ainsi qu'une espèce cryptogamique (un lichen (*Ramalina farinacea*)).

Une stratégie d'échantillonnage pertinente, un suivi spatio-temporel, un comptage des véhicules au niveau de nos sites d'études et des mesures de certains paramètres physiologiques combinés au dosage du plomb nous ont permis d'évaluer non seulement l'état de la qualité de l'air mais également l'impact de cette pollution sur l'environnement engendré par un trafic routier intense dans cette région.

Mot clés : Pollution, plomb, bio indication, bio accumulation, trafic routier, Annaba, Algérie

Abstract

The particular plumbic air pollution has constantly evolved over time, due to the considerable increase in the number of vehicles on the market. Our research is based primarily on the use of plants as bioindicators of air pollution in the region of Annaba.

It is based on two chapters:

The first chapter is devoted to the realization of spatial and temporal monitoring of the impact of known emission sources (roads) in urban areas; this by setting up a large network of collection, and choosing sites in sufficient numbers and adequately spread. Bio- indicator species used in this section are: phanerogamic species (*Cupressus sempervirens*), a lichen (*Ramalina farinacea*) and muscicole species (*Funaria hygrométrica*).

A second chapter is to assess the levels of air pollution near roads. To do this, we chose three locations on three main roads Greater Annaba ((RN 44): Annaba El Kala (RN 16): EL - Hajar and Annaba (RN 44): Annaba Skikda). In this section, the plants used are : phanerogamic species (*Cupressus sempervirens*, *Fraxinus angustifolia*, *Eucalyptus camaldulensis* and *Eriobotrya japonica*) and a fungal specie (a lichen (*Ramalina farinacea*)).

An appropriate sampling strategy, a spatio - temporal counting vehicles at our study sites and a measure of some combination lead determination physiological parameters allowed us to evaluate not only the state of air quality but also the impact of the pollution caused by the heavy traffic in the area environment.

Keyword: Pollution, lead, organic indication, bioaccumulation, traffic, Annaba, Algeria.

ملخص

تلوث الهواء وخاصة الناجم عن الرصاص تطور بشكل متواصل على مر الزمن ويرجع ذلك إلى زيادة كبيرة في عدد من السيارات في السوق ويستند بحثنا في المقام الأول على استخدام النباتات كمؤشر حيوي عن تلوث الهواء في منطقة عنابة.

تم تحقيق الرصد المكاني والزمني لتأثير مصادر الانبعاثات المعروفة في المناطق الحضرية من خلال إنشاء شبكة من أخذ العينات المهمة، واختيار مواقع بأعداد كافية وموزعة بشكل صحيح . حيث كانت الفصيلات المستخدمة في هذا الجزء كالآتي: شجرة السرو، فصيلة من الأشنات (رملينا فاريناسي) و فصيلة من الحزازيات (فيناريا هيجرومترিকা).

كما تم أيضا تقييم مستويات تلوث الهواء بالقرب من الطريق السريع و للقيام بذلك، اخترنا ثلاثة مواقع على مستوى الثلاث الطرق الرئيسية : طريق -44 شرق- عنابة القالة، طريق -16- عنابة الحجار وطريق -44 غرب- عنابة سكيكدة. بالنسبة لهذا الجزء، استخدمنا النباتات التالية : شجرة السرو، شجرة سلالن، شجرة الكافور و شجرة زعرور اليابان و كذلك فصيلة من الأشنات (رملينا فاريناسي).

استراتيجية أخذ العينات ذات الصلة بالرصد الزمني و المكاني، عد المركبات في مواقع دراستنا، قياس بعض المعلومات الفيزيولوجية جنبا إلى جنب مع جرعات من الرصاص سمح لنا بتقييم ليس فقط حالة جودة الهواء بل حتي أثر التلوث على البيئة الناجمة عن حركة المرور الكثيفة في المنطقة المعنية.

الكلمات الدالة : التلوث، الرصاص، مؤشر حيوي، حركة المرور، عنابة.