

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLICUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
المعهد الوطني للعلوم الفلاحية - الحراش - (الجزائر)
INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE - EL-HARRACH (ALGER)

Thèse

En Vue de l'Obtention du Doctorat d'Etat
En Sciences Agronomiques

Par

Mohammed RAHALI

ETUDE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE ET GLOBALE DANS LA REGION D'ALGER, EN UTILISANT LES LICHENS COMME INDICATEURS BIOLOGIQUES

Soutenu le 24 / 06 / 2003

Devant le jury :

Président : Mr. Z. Bouznad (Professeur à l'Institut National Agronomique)
Rapporteur : Mr. A. Semadi (Professeur à l'Université d'Annaba)
Co rapporteur : Mr. S. Déruelle (Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie
(Paris 6))
Examineurs : M^{me}. C. Van Haluwyn (Professeur à la Faculté de Pharmacie –
Université de Lille II)
Mr. M. Saouthi (Professeur de Toxicologie)
Mr. R. Kerbach (Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique)
Invitée : M^{me}. M.A. Letrouit (Directeur de Recherche au C.N.R.S. et
Responsable de l'Equipe de Lichénologie - CNRS – URA 258 -
Institut d'Ecologie – Université Pierre et Marie Curie (Paris 6))

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

المعهد الوطني للعلوم الفلاحية - الحراش - (الجزائر)

INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE - EL-HARRACH (ALGER)

Thèse

En Vue de l'Obtention du Doctorat d'Etat

En Sciences Agronomiques

Par

Mohammed RAHALI

**ETUDE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE
ET GLOBALE DANS LA REGION
D'ALGER, EN UTILISANT LES LICHENS
COMME INDICATEURS BIOLOGIQUES**

Soutenue le 24 / 06 / 2003

Devant le jury :

- Président :** Mr. Z. Bouznad (Professeur à l'Institut National Agronomique)
Rapporteur : Mr. A. Semadi (Professeur à l'Université d'Annaba)
Co rapporteur : Mr. S. Déruelle (Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie
(Paris 6))
Examineurs : M^{me}. C. Van Haluwyn (Professeur à la Faculté de Pharmacie –
Université de Lille II)
Mr. M. Saouthi (Professeur de Toxicologie)
Mr. R. Kerbachi (Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique)
- Invitée :** M^{me}. M.A. Letrouit (Directeur de Recherche au C.N.R.S. et
Responsable de l'Equipe de Lichénologie - CNRS – URA 258 -
Institut d'Ecologie – Université Pierre et Marie Curie (Paris 6))

A

*La mémoire du regretté Ammar Semadi
Professeur à la faculté des Sciences et
Directeur du Laboratoire de biologie végétale
et de l'environnement à l'université de Annaba*

1983 - 2002

SOMMAIRE

AVANT-PROPOS	p. 11
INTRODUCTION GENERALE	p. 13

1^{ère} PARTIE

PRESENTATION DE LA REGION D'ALGER

CHAPITRE 1 : PRESENTATION DE LA REGION ETUDIEE	p. 16
1-Situation géographique.....	p. 16
2-Géologie	p. 16
3-La végétation naturelle de la région d'Alger	p. 19
3-1-Maquis à Oleo Lentisque.....	p. 19
3-2-Matoral à <i>Pinus halepensis</i>	p. 19
3-3- <i>Quercus suber</i>	p. 20
3-4- <i>Pinus pinaster</i>	p. 20
4-La végétation exotique.....	p. 20
5-Climat de la région d'Alger.....	p. 22
5-1-Les précipitations	p. 23
5-2-Les températures	p. 23
5-2-1-Les températures maximales.....	p. 23
5-2-2-Les températures minimales	p. 23
5-2-3-Les températures moyennes.....	p. 23
5-3-L'humidité relative.....	p. 26
5-4-Les vents	p. 26
5-5-Synthèse climatique.....	p. 26
6-Urbanisation et trafic routier	p. 29
6-1-Urbanisation.....	p. 29
6-2-Trafic routier	p. 29

2^{ème} PARTIE

GENERALITES SUR LA POLLUTION PLOMBIQUE ET LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE GLOBALE

CHAPITRE 2 : LA POLLUTION PLOMBIQUE	p. 32
1-Le plomb dans l'environnement	p. 32
1-1-Chronologie des diverses utilisations du plomb	p. 32
1-2-Le cycle du plomb	p. 34
1-3-Principales sources de la pollution par le plomb.....	p. 36
1-3-1-Pollution d'origine naturelle.....	p. 36
1-3-1-1-Variation des concentrations de plomb dans les glaces anciennes au cours du dernier cycle climatique.....	p. 36
1-3-1-2-Variation des concentrations de plomb dans les glaces pendant la période gréco-romaine et l'époque médiévale.....	p. 37
1-3-1-3-Variation des concentrations de plomb depuis la révolution industrielle à nos jours.....	p. 37
1-3-2-Pollution par le plomb d'origine anthropique.....	p. 40
1-3-2-1-Pollution par le plomb due aux industries et aux mines	p. 41
1-3-2-2-Pollution par le plomb d'origine automobile.....	p. 42
1-3-2-3-Modèles de dispersion des particules de plomb atmosphérique.....	p. 47
1-3-2-4-Teneur en plomb des poussières urbaines	p. 48
2-Le plomb et les lichens	p. 48
2-1-Historique.....	p. 48
2-2-Accumulation du plomb d'origine industrielle par les lichens	p. 50
2-3-Accumulation du plomb d'origine automobile par les lichens.....	p. 51
2-3-1-Lichens et plomb des zones urbaines	p. 51
2-3-2-Lichens et plomb des routes et des autoroutes.....	p. 57
2-3-3-Lichens et plomb à l'échelle régionale.....	p. 58
3-Accumulation du plomb par les mousses	p. 60
3-1-Historique.....	p. 60
3-2-Accumulation du plomb par les mousses indigènes.....	p. 61

3-2-1-Etudes anciennes de la pollution plombique régionale avec les mousses	p. 61
3-2-2-Etude de la Pollution plombique régionale pendant les dernières décennies en utilisant les mousses comme bioindicateurs	p. 62
3-2-3-Accumulation du plomb chez les mousses autour des industries et des mines.p.	64
3-3-Transplantation des mousses pour estimer la pollution en plomb.....	p. 65
3-3-1-Techniques de transplantation des mousses	p. 65
3-3-2-Aperçu des résultats obtenus par cette méthode.....	p. 65
4-Le plomb et les végétaux supérieurs	p. 66
4-1-Absorption du plomb par les racines	p. 66
4-2-Accumulation du plomb chez les plantes supérieures	p. 69
4-2-1-Interception des particules de plomb par les plantes	p. 70
4-2-2-Accumulation du plomb chez les plantes herbacées	p. 70
4-2-3-Accumulation du plomb chez les arbres.....	p. 71
4-2-4-Accumulation du plomb dans les fruits et les légumes.	p. 73
5-Le plomb et les animaux	p. 76
5-1-Accumulation du plomb chez les vertébrés	p. 76
5-2-Accumulation du plomb chez les invertébrés	p. 78
5-3-Les effets du plomb sur les animaux	p. 79
5-3-1-Les sites de fixation du plomb dans les tissus et les cellules.....	p. 79
5-3-2-Tolérance et sensibilité au plomb chez les animaux	p. 79
5-3-3-Les effets du plomb sur les organites cellulaires.....	p. 80
5-3-3-1-Les membranes cellulaires	p. 81
5-3-3-2-Les mitochondries	p. 81
5-3-3-3-Les lysosomes	p. 81
5-3-3-4-Le réticulum endoplasmique	p. 81
5-3-3-5-Le noyau	p. 82
5-3-4-Le plomb et les protéines.....	p. 82
5-3-5-Les effets du plomb sur les acides nucléiques.....	p. 83
6-Le plomb et l'homme	p. 83
6-1-Les sources d'exposition au plomb.....	p. 83
6-1-1-Les sources d'exposition professionnelle	p. 84
6-1-2-Les sources d'exposition non professionnelle.....	p. 84
6-1-2-1-L'air.....	p. 84
6-1-2-2-L'eau	p. 85

6-1-2-3-Les aliments	p. 85
6-2-Les voies de pénétration du plomb	p. 86
6-2-1-Voie digestive	p. 86
6-2-2-Voie respiratoire	p. 86
6-3-Distribution du plomb dans l'organisme	p. 88
6-3-1-Le sang et la plombémie.....	p. 88
6-3-2-Les tissus mous	p. 89
6-3-3-Les tissus osseux.....	p. 89
6-4-Elimination du plomb	p. 90
6-5-Effets du plomb sur l'homme	p. 90
6-6-Les normes : valeurs limites dans l'environnement.....	p. 91
6-6-1-L'air	p. 91
6-6-2-L'eau.....	p. 92
6-6-3-Les aliments.....	p. 92
7-Le plomb et le sol	p. 92
7-1-Plomb d'origine naturel	p. 92
7-2-Pollution du sol par le plomb.....	p. 93
7-2-1-Pollution du sol par le trafic automobile au niveau des routes	p. 93
7-2-2-Pollution du sol par les mines et les usines	p. 94
7-2-3-Migration du plomb dans le sol	p. 95
7-2-4-Les effets du plomb sur le sol.....	p. 97
8-Facteurs écologiques et écophysiologiques en relation avec	
la pollution plombique chez les lichens.....	p. 97
8-1-Facteurs internes	p. 97
8-1-1-L'âge du thalle.....	p. 97
8-1-2-Variations individuelles.....	p. 97
8-1-3-Variations interspécifiques	p. 98
8-2-Facteurs climatiques	p. 98
8-2-1-Les précipitations.....	p. 99
8-2-2-L'humidité	p. 99
8-2-3-La température.....	p. 99
8-2-4-Le vent	p. 99
8-3-Facteurs topographiques	p. 100
8-4-Les mécanismes de la bioaccumulation du plomb.....	p. 100

8-4-1-Les effets du plomb sur le développement des lichens	p. 101
8-4-2-Les effets du plomb sur la photosynthèse des lichens	p. 102
8-4-3-Les effets du plomb sur la respiration des lichens.....	p. 103
8-4-4-Localisation cellulaire du plomb	p. 103
8-4-5-Tolérance des lichens au plomb	p. 104

CHAPITRE 3 : LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE GLOBALE

.....	p. 106
1-Les effets de la pollution atmosphérique sur les lichens	p. 106
1-1-Historique.....	p. 106
1-2-Pollution urbaine et lichens.....	p. 107
1-2-1-L'effet du SO ₂	p. 108
1-2-2-Les effets des oxydes d'azote (NO _x).....	p. 108
1-2-3-Les effets d'autres polluants urbains (ozone et PAN).....	p. 109
1-3-Les différentes méthodes permettant l'estimation de la pollution atmosphérique par les lichens.....	p. 109
1-3-1- Méthode des transects.....	p. 109
1-3-2-Cartes de répartitions des espèces	p. 110
1-3-3-Méthodes qualitatives et échelles de pollution.....	p. 110
2-Etude de la pollution atmosphérique globale	p. 111
2-1-Le concept de l'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.)	p. 111
2-2-Etude de la couverture des épiphytes.....	p. 115
2-3-Cartographie des zones d'isopollution.....	p. 115
2-4-Modification et introduction de certains paramètres de l'I.P.A.....	p. 116
2-4-1-Appréciation du coefficient (f)	p. 116
2-4-2-L'influence du substrat	p. 117
2-5-Analyse critique du problème d'échantillonnage	p. 118
2-5-1-Choix des arbres	p. 118
2-5-2-Les limites du relevé lichénique	p. 118
2-6-Critique et limite de l'utilisation de la méthode de l'I.P.A.....	p. 119
2-7-Relation entre de la méthode de l'I.P.A. et la pollution acide mesurée par les capteurs	p. 121
2-8-Les applications de la méthode de l'I.P.A.	p. 121
2-9-Résistance et sensibilité des espèces lichéniques à la pollution	p. 123

3^{ème} PARTIE

LA POLLUTION PLOMBIQUE DANS LA REGION D'ALGER

CHAPITRE 4 : ACCUMULATION DU PLOMB PAR LES

TRANSPLANTS LICHENIQUES	p. 126
1-Matériel et méthodes	p. 126
1-1-La technique des transplantations de lichens	p. 126
1-1-1-Méthodologie de la transplantation lichénique	p. 126
1-1-2-Intérêts de la transplantation lichénique	p. 127
1-1-3-Technique utilisée dans la région d'Alger	p. 129
1-1-3-1-Prélèvement des échantillons	p. 129
1-1-3-2-Sites de prélèvement	p. 129
1-1-3-3-Lieux de transplantation	p. 131
1-1-3-4-Date et durée des transplantations	p. 132
1-1-3-5-Récolte des échantillons	p. 132
1-2-Détermination de la teneur en plomb des lichens	p. 135
1-2-1-Préparation des échantillons	p. 135
1-2-2-Minéralisation des échantillons	p. 135
1-2-3-Dosage du plomb	p. 136
2-Teneur en plomb des échantillons lichéniques témoins	p. 137
3-Teneur en plomb des lichens transplantés <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i> au niveau des mailles	p. 137
3-1-Présentation des résultats	p. 137
3-2-Accumulation du plomb dans l'espace	p. 137
3-2-1-Chez <i>Ramalina duriaei</i>	p. 137
3-2-2-Chez <i>Parmelia scortea</i>	p. 137
3-2-3-Relation entre l'accumulation du plomb et la circulation automobile	p. 137
3-3-Accumulation du plomb au cours du temps	p. 140
3-3-1-Analyse de l'accumulation du plomb au niveau de quelques sites particuliers	p. 140
3-3-2-Analyse statistique des résultats obtenus	p. 140
3-3-3-Rapport d'accumulation temporelle des thalles	p. 144

3-3-4-Variation de la vitesse d'accumulation du plomb	p. 144
3-3-5-Accumulation et exsorption	p. 148
3-3-5-1-Accumulation positive	p. 147
3-3-5-2-Périodes d'accumulation négative ou exsorption.....	p. 153
3-3-5-3-Explication du phénomène d'exsorption.....	p. 157
4-Accumulation du plomb au niveau des transects des autoroutes	p. 158
4-1-Accumulation du plomb chez les transplants lichéniques de <i>Parmelia scortea</i> et de <i>Ramalina duriaei</i> au niveau de l'autoroute de l'Est	p. 158
4-1-1-Accumulation du plomb chez <i>Parmelia scortea</i>	p. 159
4-1-2-Accumulation du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i>	p. 159
4-2-Accumulation du plomb chez les transplants lichéniques de <i>Parmelia scortea</i> et de <i>Ramalina duriaei</i> au niveau de l'autoroute du Sud	p. 161
4-2-1-Accumulation du plomb chez <i>Parmelia scortea</i>	p. 163
4-2-2-Accumulation du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i>	p. 163
4-3-Accumulation du plomb chez les transplants lichéniques de <i>Ramalina duriaei</i> et de <i>Parmelia scortea</i> au niveau de la rocade des Annassers	p. 165
4-3-1-Accumulation du plomb chez <i>Parmelia scortea</i>	p. 165
4-3-2-Accumulation du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i>	p. 167
4-4-Comparaison des résultats avec ceux des autres auteurs	p. 167
4-4-1-Chez <i>Parmelia scortea</i>	p. 167
4-4-2-Chez <i>Ramalina duriaei</i>	p. 169

CHAPITRE 5 : ACCUMULATION DU PLOMB PAR LES LICHENS *IN SITU*

.....	p. 171
1-Chez <i>Ramalina duriaei</i>	p. 171
1-1-Présentation des résultats	p. 171
1-2-Comparaison avec les transplants	p. 171
2-Chez <i>Xanthoria parietina</i>	p. 172
2-1-Accumulation du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> au niveau des mailles	p. 174
2-2-Accumulation du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> en fonction de la distance de la route au niveau du Jardin du Hamma	p. 175
2-3-Variation de l'accumulation du plomb chez <i>Xanthoria parietina</i> au cours du temps.....	p. 176

CHAPITRE 6 : ACCUMULATION DU PLOMB PAR LES ECORCES D'OLIVIER	p. 179
1-Mesure de l'accumulation du plomb des écorces	p. 179
1-1-Prélèvement des écorces.....	p. 180
1-2-Dosage du plomb accumulé.....	p. 180
2-Résultats obtenus	p. 180
3-Analyse des résultats et discussion	p. 180
3-1-Accumulation du plomb sur les sites étudiés.....	p. 180
3-1-1-Accumulation du plomb dans les différentes mailles.....	p. 179
3-1-2-Accumulation du plomb sur le transect de l'autoroute de l'Est.....	p. 183
3-2-Comparaison de l'accumulation du plomb par les écorces d'olivier et par les lichens.....	p. 183
3-2-1-Cas des transplants lichéniques (<i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i>).....	p. 187
3-2-2-Cas des lichens <i>in situ</i> (<i>Xanthoria parietina</i>).....	p. 188
3-3-Influence des facteurs environnementaux.....	p. 188
3-3-1-Analyse multidimensionnelle de l'accumulation du plomb en relation avec les conditions écologiques du site.....	p. 189
3-3-1-1-Problématique.....	p. 189
3-3-1-2-Résultats des analyses factorielles des correspondances (A.F.C.M.).....	p. 191
3-3-2-Relation entre l'accumulation du plomb et l'altitude.....	p. 209
3-3-3-Relation entre l'accumulation du plomb et l'I.P.A.....	p. 210
3-3-4-Relation entre l'accumulation du plomb et la distance à la voie de circulation.....	p. 212
3-3-4-1-Cas des autoroutes et des routes à grande circulation.....	p. 212
3-3-4-2-Cas des routes principales et secondaires.....	p. 213
3-3-5-Relation entre l'accumulation du plomb et l'urbanisation.....	p. 215
3-3-6-Relation entre l'accumulation du plomb et la couverture végétale.....	p. 216

CHAPITRE 7 : CARTOGRAPHIE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE DANS LA REGION D'ALGER	p. 218
---	--------

1-Technique utilisée	p. 218
2-Analyse et commentaires	p. 220

4^{ème} PARTIE

ETUDE DE LA POLLUTION GLOBALE DANS LA REGION D'ALGER

CHAPITRE 8 : INVENTAIRE DE LA FLORE LICHENIQUE DE LA REGION D'ALGER	p. 225
1-Cartes utilisées pour l'inventaire des espèces	p. 225
2-Méthode d'échantillonnage	p. 225
3-Détermination des échantillons lichéniques	p. 226
4-Liste des espèces rencontrées	p. 226
5-Etablissement des cartes de répartition des espèces	p. 228
6-Analyse des résultats et discussion	p. 228
CHAPITRE 9 : CARTE DE LA POLLUTION GLOBALE DE LA REGION D'ALGER ETABLIE PAR LA METHODE DE L'I.P.A.	p.237
1-Choix des stations et des phorophytes	p. 237
2-Technique des relevés de la végétation lichénique.....	p. 238
3-Calcul de l'I.P.A. et présentation des résultats.....	p. 240
4-Détermination des zones d'isopollution	p. 240
4-1-Etablissement de la zonation.....	p. 241
4-2-Réalisation de la carte.....	p. 241
5-Analyse des résultats et discussion	p. 247
5-1-Commentaire de la carte de pollution.....	p. 247
5-2-Mise en évidence d'un désert lichénique à Alger	p. 249
5-3-Corrélation entre l'I.P.A. et les paramètres écologiques	p. 249
5-4-Sensibilité et résistance à la pollution des espèces lichéniques de la région d'Alger.....	p. 252
CONCLUSION GENERALE	p. 255
Liste des figures	p. 257
Liste des tableaux	p. 260
Liste des abréviations.....	p. 263
BIBLIOGRAPHIE	p. 265

AVANT-PROPOS

Les recherches qui sont exposées dans cette thèse ont été effectuées sous la direction d'une part de Monsieur Ammar SEMADI, Professeur à l'Université de Annaba et de Monsieur Serge DÉRUELLE, Professeur à l'Université Pierre et Marie Curie (Paris VI). C'est avec beaucoup de tristesse que j'évoquerai la disparition tragique du regretté A. SEMADI juste quelques mois avant la soutenance de cette thèse, disparition qui m'a fait beaucoup de peine. Le Professeur SEMADI a orienté mes recherches sur les lichens et la pollution dans la région d'Alger et a suivi le déroulement du travail avec compétence, disponibilité et gentillesse jusqu'à la fin. Que Dieu lui soit miséricordieux.

J'aimerais particulièrement remercier Mme M.A. LETROUIT, Directeur de Recherches au C.N.R.S et responsable du Laboratoire de Lichénologie au sein de l'Institut d'Écologie (CNRS - URA 258) à l'Université Pierre et Marie Curie (Paris VI) et M. S. DÉRUELLE, professeur et chercheur dans le même laboratoire, qui m'ont invité dans leur laboratoire à plusieurs reprises au cours de stages de courte durée. Avec Mlle M. AVNAIM, technicienne au laboratoire, ils m'ont toujours accueilli avec cordialité et amabilité. Ils ont mis à ma disposition tous les moyens nécessaires pour mener à bien ce travail, et m'ont prodigué de nombreux conseils avec toujours autant d'attention que d'affabilité. En effet, ce travail n'est arrivé à terme que grâce à la disponibilité, à l'insistance et aux encouragements de Monsieur le Professeur Serge DÉRUELLE, qui m'a soutenu dans les moments les plus difficiles de ma vie. Qu'il trouve ici ma profonde gratitude.

Mes remerciements vont également à Mme le Professeur Chantal VAN HALUWYN, responsable du Laboratoire de Cryptogamie de la Faculté de Pharmacie à l'Université de Lille II. Elle a suivi de près mon travail et j'ai bénéficié de sa longue expérience. Dès le début de mes recherches, elle m'a invité dans son laboratoire, dans les années quatre vingt dix, et s'est toujours intéressée à mes travaux. Elle a tout d'abord mis à ma disposition toute sa documentation (flores, articles de bibliographie, etc.) portant sur le sujet, puis elle a consacré un temps énorme à m'initier aux techniques de détermination des espèces lichéniques récoltées à Alger. Au début, c'était un monde méconnu pour moi et elle m'a appris une nouvelle science avant que cela ne devienne une véritable passion, ces dernières années. C'est un grand honneur pour moi que le Professeur VAN HALUWYN ait accepté de participer au jury de cette thèse.

En réalité, ce travail n'a pu voir le jour sans le concours de plusieurs laboratoires universitaires où ont été minéralisés puis analysées des centaines d'échantillons de lichens et d'écorces. J'exprime mes plus vifs remerciements à mes collègues et amis qui ont contribué à la réalisation de ce travail et notamment à Messieurs les Professeurs N. SABAOU, A. BAAZ, A. SAADALLAH, A. NEDJMI, A. LOUNIS (Laboratoires de Recherches de l'E.N.S.), à M. le Professeur DAOUD et au Technicien REDOUANE (Laboratoire de pédologie de l'I.N.A.), ainsi qu'à M le Professeur R. SEMROUD et au Technicien A. MEKKI (Laboratoire d'analyse de l'I.S.M.A.L.). Je remercie M. B. de FOUCAULT (Université de Lille), M. TAHAR ALI (Université de Annaba) et M. TOUATI (Ecole Supérieure de Commerce) de m'avoir effectué les analyses statistiques des données Je voudrais aussi exprimer mes gratitudes aux Professeurs J. M. et F. GEHU, Directeurs du Centre de Phytosociologie de Bailleul (France), à M SAHNOUN (U.R.Z.A.) et aux responsables des bibliothèques de l'I.N.A. et de l'Université d'Alger qui m'ont facilité l'accès à la documentation.

Mes remerciements s'adressent également à M le Professeur Z. BOUZNAD, qui a accepté de présider le Jury de ma thèse et à M les Professeurs M. SAOUTIII et R. KERBACHI qui ont bien voulu faire partie de ce Jury.

Je me dois enfin d'exprimer toute ma reconnaissance à mes amis professeurs qui m'ont encouragé durant toute la période de recherche, et en particulier à Messieurs. T. SADANI et A. MERAGHINI, respectivement ancien et actuel Directeur de l'Ecole Normale Supérieure de Kouba – Alger- et à Messieurs T. HADJAR, Recteur de l'Université d'Alger et A. DJEKOUN, Recteur de l'Université de Constantine et Mme N. MIMOUN, Recteur de l'Université de Blida.

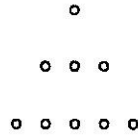
INTRODUCTION GENERALE

La pollution atmosphérique est un problème planétaire qui préoccupe la communauté internationale depuis plusieurs années. Effectivement, la pollution de l'air constitue à la fois une atteinte à notre qualité de vie et à notre santé. Elle est aussi néfaste sur l'environnement et le climat (pluies acides, pollution photochimique, trou d'ozone, effet de serre, etc...). Avant d'envisager une diminution du niveau de la pollution, il est indispensable pour chaque pays de pouvoir quantifier les différents types de pollution et d'étudier leurs effets sur les différentes composantes de l'environnement.

Le monde minéral, le monde animal et le monde végétal réagissent différemment aux divers types de polluants. Cependant, les végétaux et plus particulièrement les lichens présentent des réactions variées bien avant que n'apparaissent les moindres symptômes sur les autres composantes de l'environnement. Depuis le Premier Congrès International d'Exeter (Angleterre) en 1971, la lichénologie a pris un essor considérable dans le monde entier avec des recherches fondamentales et des recherches appliquées à la détection et à l'estimation de la pollution atmosphérique.

En Algérie, depuis une vingtaine d'années, plusieurs travaux ont contribué à rechercher les effets de la pollution atmosphérique sur les végétaux. Parmi ces recherches, nous pouvons citer Semadi (1989) qui a étudié, dans la région de Annaba, les effets de la pollution atmosphérique globale, fluorée et plombique (et celle-ci pour la première fois en Algérie) en utilisant notamment les lichens comme indicateurs biologiques. Nous avons entrepris dans ce travail, toujours à l'aide des lichens comme indicateurs biologiques, une étude de la pollution globale et de la pollution plombique dans la région d'Alger, jamais étudiée par ailleurs. En effet, la pollution due au plomb dans la région d'Alger est préoccupante. Selon Azzouz (1987), la teneur en plomb dans l'air de la ville dépasse $3\mu\text{g}/\text{m}^3$ au centre d'Alger. De même, les estimations en 1996 du Centre d'Etude et de Recherche sur les Hydrocarbures (CERYD), publiées dans un rapport du Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire en 2001 indiquent que près de 250 tonnes de plomb sont rejetées dans l'atmosphère de la région d'Alger, chaque année.

Certains indices comme l'augmentation de la circulation automobile (parc de 400000 véhicules en 1990 et de 650000 en 1999, d'après l'Office National des Statistiques) et essence contenant de 0,4 à 0,6g de plomb par litre, nous permettent de dire avec certitude que la pollution plombique a tendance à augmenter de plus en plus au cours du temps et dans l'espace, durant la dernière décennie, dans l'agglomération d'Alger.



Dans une première partie, nous présentons une courte synthèse géographique et climatique sur la région d'Alger.

La deuxième partie est un récapitulatif des différentes connaissances concernant la pollution plombique et la pollution atmosphérique globale avec plus particulièrement les effets de ces polluants sur les lichens.

La troisième partie est consacrée à la pollution plombique, d'origine automobile, importante dans la région d'Alger. Des dosages du plomb sur des lichens récoltés *in situ* (transects et maillage systématique) et sur des lichens transplantés ont permis d'établir une cartographie avec quatre niveaux de pollution par le plomb.

La quatrième et dernière partie traite de la pollution globale, avec la réalisation d'une carte de la pollution atmosphérique de la même région d'Alger. La méthode de l'I.P.A. (Indice de Pureté de Atmosphérique) déjà utilisée dans quelques centaines de villes dans le monde a été retenue pour établir cette carte avec cinq zones d'isopollution.

1^{ère} PARTIE

PRESENTATION DE LA REGION D'ALGER

CHAPITRE 1 : PRESENTATION DE LA REGION ETUDIEE

1-Situation géographique

La zone étudiée est située au centre du littoral de l'Algérie (Fig.1). Elle est délimitée entre les latitudes 2° 58' et 3° 12' Est, et les longitudes 36° 43' et 36° 49' Nord, sur une surface estimée à 120 km² environ.

Du point de vue topographique, la région d'Alger est caractérisée par un relief hétérogène (Fig.2). La partie Est qui comprend Fort de l'eau, El-Harrach, Hussein dey, jusqu'à la place du 1^{er} mai est plane et l'altitude varie entre 0 à 100 m. Par contre, le massif paléozoïque de Bouzaréa constitue un sommet atteignant 400 m d'altitude, et les versants Est et Nord de ce massif sont très accidentés. La partie centrale de la région d'étude correspond à un plateau dont l'altitude varie entre 100 et 200 m, plateau recoupé par un réseau de talwegs profonds, visibles à Hydra, Birmouradrais et à Ruisseau. Enfin la grande partie du centre de la région est représentée par des plans plus au moins horizontaux (plateaux, piémont) dont l'altitude varie entre 200 et 300 m.

2-Géologie

D'après la carte géologique de Ayme (1964) et les recueils des notes de Benallal et Ouarbia (1988), la région d'Alger peut être présentée comme un dôme métamorphique primaire bordé par des assises sédimentaires tertiaires et quaternaires. Le primaire est formé d'un socle métamorphique constitué par des schistes, des micaschistes, du gneiss granitique et du calcaire. Il affleure à Bouzaréa et au port d'Alger.

Le tertiaire recouvre en discordance le substratum métamorphique. Le miocène inférieur est formé de grès et de poudingue qui affleure à El Biar, au ravin de Oued Kouriche, au Frais Vallon, à Béni Messous et à Télémly. Le miocène supérieur est aussi conglomérateux et gréseux. Il est en contact avec le socle métamorphique. Le pliocène inférieur est essentiellement argileux marneux. Il affleure au Sud-Ouest d'Alger et il est recouvert par des sédiments astiens (Hydra, Birmouradrais, Kouba, El Mouradia, El Biar, et Ben Aknoun) où il est constitué par des formations plus récentes (littoral oriental Algérois). Le pliocène supérieur est représenté par la mollasse astienne, assise très épaisse à dominance sableuse et gréso-carbonatée. Le quaternaire est caractérisé par des dépôts épais, suite à l'érosion du relief. Il englobe de nombreux termes lithologiques : sables, grès dunaires, alluvions, éboulis et argiles. La formation typique d'Alger est celle des sables

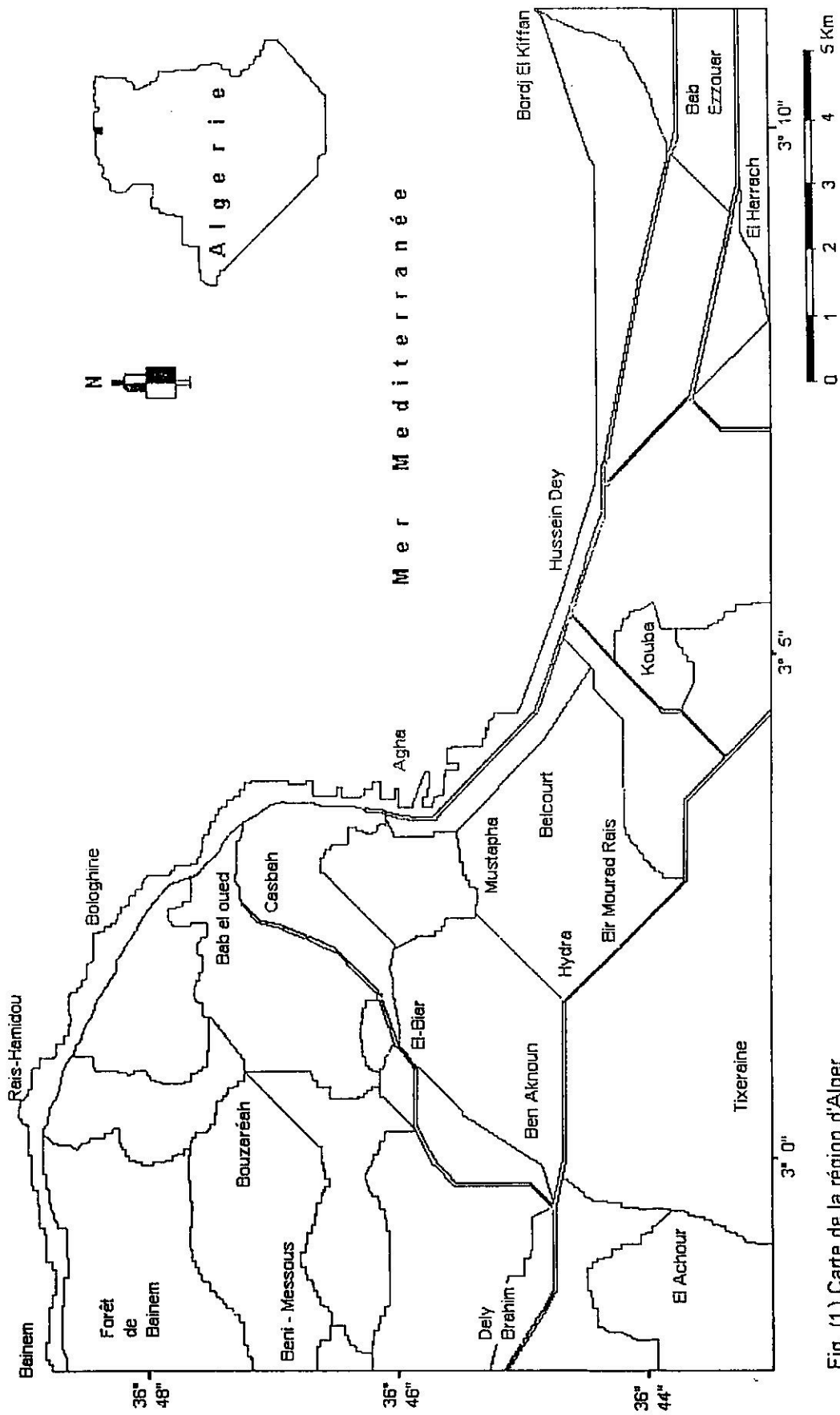


Fig. (1) Carte de la région d'Algier

- ==== : Autoroute
- : Route à grande circulation

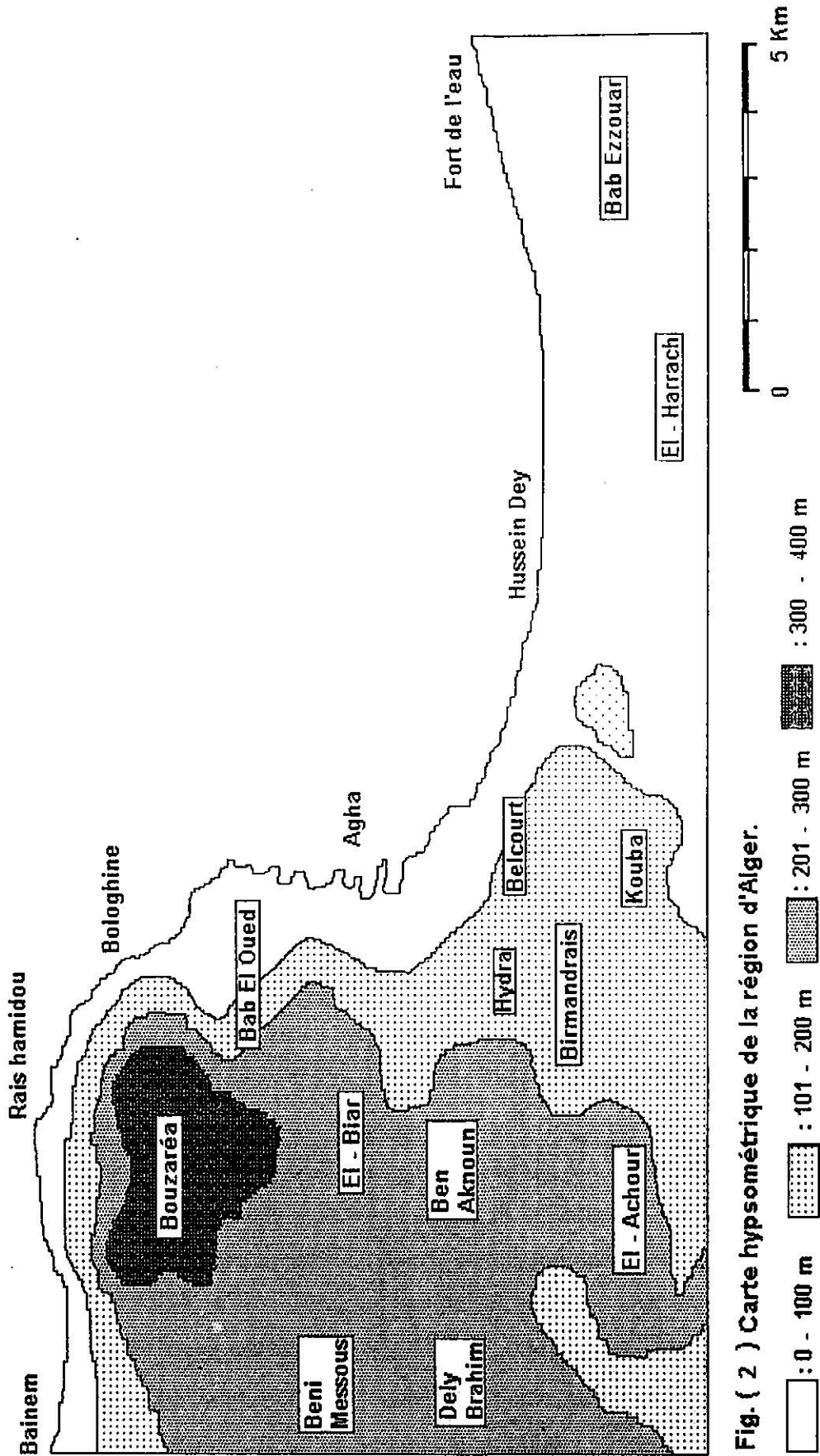


Fig. (2) Carte hypsométrique de la région d'Algier.

rouges du Villafranchien. Le faciès sableux a été subdivisé en grès de Bir-Khadem, en grès de Oued Ouchaïh et en grès dunaires littoraux.

3-La végétation naturelle de la région d'Alger

La végétation naturelle de la région d'Alger est très dégradée. Les principaux facteurs de régression de cette végétation sont : les défrichements des marges en vue de l'utilisation agricole et l'extension de l'urbanisation de la ville. En effet ces pratiques utilisées depuis des siècles sont responsables du grignotage permanent des formations arborescentes et arbustives, qui forment aujourd'hui des îlots reliques dispersés sur les hauteurs et la côte algéroise. Les principales formations végétales observées sont décrites ci-après.

3-1-Maquis à *Oleo Lentisque*

C'est une formation arbustive caractéristique des côtes méditerranéennes. Au niveau de la région d'Alger, elle est très répandue, depuis les dunes côtières jusqu'au sommet de Bouzaréa. Elle se développe essentiellement sur les sols sableux et argileux profonds. Du point de vue phytosociologique, plusieurs associations ont été décrites dans la région méditerranéenne, encore appelée «brousse thermophile» par Quezel (1976). L'association typique est le *Pistacietum lentisci*, Br.Bl. (1964). Les espèces qui constituent cette association ont été rangées dans l'*Oleo ceratonion*. Les éléments les plus représentatifs ont été retrouvés sur les versants Nord de la forêt de Bainem, qui comprend : *Pistacia lentiscus*, *Olea europaea*, *Ceratonia siliqua*, *Phyllyrea angustifolia*, *Calycotome spinosa*, *Lonicera implexa*, *Climatis cirrhoza*, *Asparagus acutifolius*, *Rhamnus alaternus*, *Cistus monspeliensis*, *Chamaerops humilis*.

3-2-Matorral à *Pinus halepensis*

Il occupe les versants méridionaux et septentrionaux de la forêt de Bainem. On le retrouve aussi au parc zoologique et au centre familial de Ben Aknoun et sur les versants Nord du plateau des Annassers, au-dessous du palais de la culture où il est mélangé avec *Tetraclinis articulata*. Il se développe sur les substrats meubles ou fissurés comme les schistes ou les micaschistes à Bainem, les calcaires gréseux de Ben Aknoun et sur les falaises du plateau des Annassers.

3-3-*Quercus suber*

Cette formation subsiste au niveau de certains sites de la forêt de Bainem. Elle forme des peuplements naturels dégradés exigus ou mélangés avec le pin d'Alep. Elle se développe essentiellement sur les sols épais et perméables. Le sous bois est généralement très dense. Du point de vue phytosociologique, les espèces qui constituent l'association sont rangées dans le *Quertion suberis*. Les éléments les plus représentatifs sont : *Arbutus unedo*, *Lavandula stoechas*, *Erica arborea*, *Myrtus communis*, *Daphne gnidium*, *Virburnum tinus*, *Cystus triflorus*, *Cystus salviaefolius*, *Phyllirea angustifolia*, *Smilax aspera* et *Calycotome spinosum*.

3-4-*Pinus pinaster*

Le pin maritime forme des peuplements épars sur la côte Est-Ouest algéroise et sur les hauteurs d'Alger où il est conservé généralement sous le terme de « bois » sur la carte topographique. Plus d'une vingtaine de bois de pins maritimes reliques ont été dénombrés. Les plus importants se trouvent à Bordj Polignac (Bouzaréa), Ben Aknoun (centre familial, Poirson), au Bois de Boulogne, à Voïrol, à Hydra, au Bois des Arcades à l'Est d'El Madania, au panorama de Kouba et à l'Est de Cinq Maisons.

4 - La végétation exotique

La végétation exotique est représentée par de nombreuses espèces d'arbres et d'arbustes ornementaux d'origine diverse, introduites et plantées au bord des routes, dans les jardins publics, les parcs et les bois algérois (Fig.3). Les espèces les plus communes sont énumérées dans la liste suivante :

- 1-*Aelanthus altissim*
- 2-*Aesculus hyppocastrum*
- 3-*Albizzia juliprissin*
- 4-*Alnus glutinosa*
- 5-*Amorpha fruticosa*
- 6-*Brachychiton populneum*
- 7-*Broussonetia papyrifera*
- 8-*Casuarina equisetifolia*
- 9-*Celtis australis*
- 10-*Cupressus semperverens*
- 11-*Eleagnus angustifolius*
- 12-*Eugenia jambolana*
- 13-*Ficus macrophylla*
- 14-*Ficus retusa*
- 15-*Ficus rubigenosa*
- 16-*Fraxinus excelsior*
- 17-*Gleditschia triancathos*

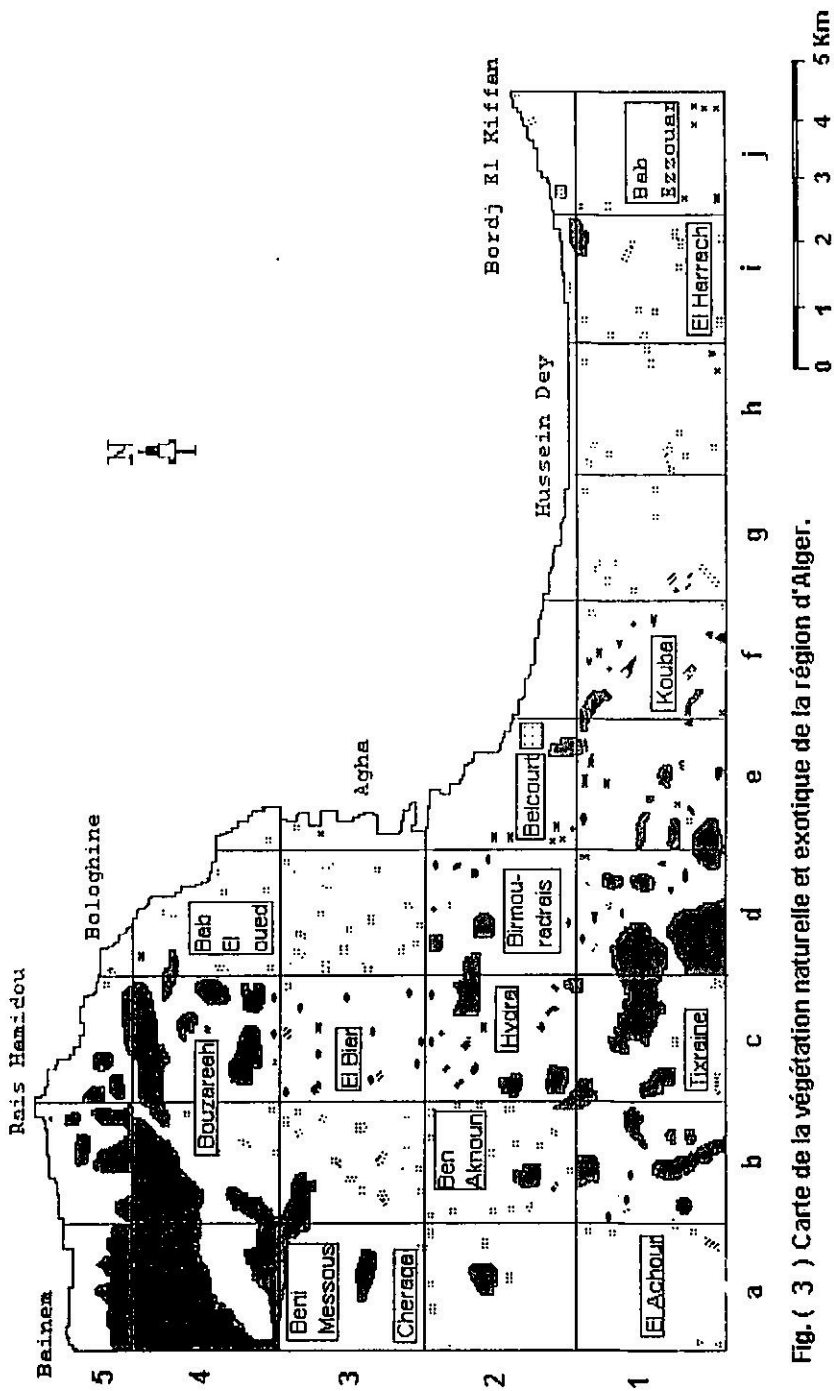


Fig. (3) Carte de la végétation naturelle et exotique de la région d'Alger.

■ : Forêts , bois ; ▤ : Végétation mixte (plantations d'arbres , jardins publics)

- 18-*Grevillea robusta*
- 19-*Jacaranda ovalifolia*
- 20-*Leucena glauca*
- 21-*Ligustrum japonicum*
- 22-*Machaerium tipu*
- 23-*Magnolia grandiflora*
- 24-*Melia azedarah*
- 25-*Meryta exotica*
- 26-*Morus alba*
- 27-*Morus nigra*
- 28-*Parkinsonia aculeata*
- 29-*Persea gratissima*
- 30-*Phytolacca dioica*
- 31-*Pinus canariensis*
- 32-*Pinus pinea*
- 33-*Oreopanax nymphaeifolius*
- 34-*Platanus orientalis*
- 35-*Phoenix canariensis*
- 36-*Phoenix dactylifera*
- 37-*Populus alba*
- 38-*Populus nigra*
- 39-*Robinia pseudoacacia*
- 40-*Salix pedicellata*
- 41-*Sapindus utilis*
- 42-*Schinus molle*
- 43-*Schinus trebenthifolius*
- 44-*Ulmus campestris*
- 45-*Washingtonia finifera*

5-Climat de la région d'Alger

Le climat d'Alger, comme tous les climats méditerranéens, est caractérisé par une grande variabilité interannuelle des précipitations et des températures.

Les premiers enregistrements des précipitations remontent à notre connaissance au milieu du siècle dernier (vers 1850) au niveau de la station de Bouzaréa, tandis que les températures, sont relevées à la même station dès 1894. Nous avons choisi les données de 8 stations anciennes (Alger université, Alger port, Bouzaréa observatoire, Bouzaréa sémaphore, El Biar, Bologhine, Chéraga et El Harrach) dont les mesures présentent une série continue (de 1913 à 1938) disponible dans les travaux de Seltzer (1946). En plus on a ajouté les données de la station de Dar El Beida, qui est plus récente, données qui nous ont été communiquées par l'Office National de la Météorologie d'Alger. Les caractéristiques de ces stations sont résumées dans le tableau 1, tandis que les données des précipitations, de la température et de l'humidité sont consignées dans les tableaux (2, 3, 4, 5 et 6). Enfin, les données climatiques pour la période des transplants lichéniques sont regroupées dans les tableaux 7a, 7b, 7c et 7d.

5-1-Les précipitations

D'après les données du tableau (2) des 9 stations de la région d'Alger, les moyennes des précipitations annuelles varient de 647 à 683 mm au niveau des stations Alger port, El Harrach et Dar El Beida, situées à basse altitude et atteignent 787 mm sur les hauteurs d'El Biar et 787 mm à Bouzaréa.

Tableau (1)-Caractéristiques géographiques des stations de la région d'Alger

Stations	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Années
1-Alger université	36°46'	03° 03'	59	1913-1938
2-Alger port	36°47'	03° 04'	13	1913-1938
3- Bouzaréa observatoire	36°48'	03° 1'	344	1913-1938
4- Bouzaréa sémaphore	36°48'	03° 2'	302	1913-1938
5- El biar	36°46'	03° 2'	245	1923-1938
6- Bologhine	36°48'	03° 2'	50	1913-1938
7- Chéraga	36°46'	03° 58'	195	1913-1938
8- El Harrach	36°43'	03° 8'	48	1913-1938
9- Dar El beida	36°43'	03° 15'	24	1935-1989

5-2-Les températures

5-2-1-Les températures maximales

Les températures mensuelles maximales sont enregistrées au mois d'août avec 28°C sur les hauteurs et elles atteignent 31,2°C à Dar El beida. De même les températures maximales annuelles diminuent sur les hauteurs. Elles sont de l'ordre de 19,5°C à Bouzaréa, et atteignent 23,2°C au port d'Alger.

5-2-2-Les températures minimales

Les plus basses températures mensuelles sont observées au mois de janvier, avec une différence significative entre les stations. Les moyennes minimales de Dar El beida sont de l'ordre de 6,4°C tandis qu'au port d'Alger elles sont de 9,3°C. Les moyennes des températures minimales annuelles sont de 11,7°C à Dar El beida et de 15,2°C au port d'Alger.

5-2-3-Les températures moyennes

Les moyennes des températures mensuelles sont relativement basses au mois de janvier au niveau des stations situées sur les hauteurs (10,0°C à Bouzaréa), et atteignent leur maximum au port d'Alger (13,1°C). Le mois d'août enregistre les températures moyennes les plus élevées des mois de l'année (26,3°C au port d'Alger). Les mêmes tendances de baisse des températures moyennes annuelles son observées aussi au niveau des stations situées sur les hauteurs (16,5°C à Bouzaréa), avec un maximum au port d'Alger (19,2°C).

Tableau (2)-Données des précipitations des stations (en mm)

Stations	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy.
1-Alger université	113	84	74	41	46	15	2	4	40	78	129	136	762
2-Alger port	91	68	63	35	37	14	2	5	39	69	109	115	647
3-Bouzaréa observatoire	103	82	75	43	49	16	2	5	42	82	139	138	776
4-Bouzaréa sémaphore	103	83	74	45	50	17	3	2	40	77	141	142	777
5-El biar	118	83	80	44	47	17	3	4	44	85	131	131	787
6-Bologhine	97	73	65	36	42	14	1	4	38	72	118	121	681
7-Chéraga	107	75	70	37	41	15	1	1	35	82	119	134	717
8-El Harrach	99	70	68	40	42	17	1	5	39	72	105	114	672
9-Dar El beida	32,2	76,6	66,1	69,2	37,8	16,2	2,9	4,4	30,2	82,9	97,9	116	683

Tableau (3)-Données des températures maximales des stations (en °C)

Stations	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy.
1-Alger université	14,9	15,9	17,5	19,8	22,5	25,7	28,5	29,2	27,2	23,2	19,0	15,7	21,6
2-Alger port	16,4	17,4	18,9	21,2	23,9	27,2	30,2	30,9	29,0	25,2	20,7	17,5	23,2
3-Bouzaréa observatoire	12,3	13,3	14,9	17,4	20,5	23,8	27,3	28,0	25,6	21,2	16,6	13,2	19,5
4-Bouzaréa sémaphore	13,9	14,7	16,4	18,8	22,4	25,4	29,0	29,9	27,4	22,9	17,9	14,7	21,1
5-El biar	15,8	17,1	18,7	21,0	23,9	27,0	30,1	30,9	28,9	24,8	20,3	16,8	22,9
8-El Harrach	15,8	17,1	18,7	21,0	23,9	27,0	30,1	30,9	28,9	24,8	20,3	16,8	22,9
9-Dar El beida	16,2	16,9	18,6	20,3	23,5	26,9	30,3	31,2	29,0	24,8	20,5	17,1	22,9

Tableau (4)-Données des températures minimales des stations (en °C)

Stations	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy.
1-Alger université	9,3	9,7	10,9	12,6	15,2	18,4	21,0	21,9	20,4	17,0	13,2	10,3	15,0
2-Alger port	9,8	10,1	11,2	12,9	15,5	18,5	20,8	21,7	20,4	17,3	13,7	10,8	15,2
3-Bouzaréa observatoire	7,8	8,0	9,0	10,8	13,6	16,9	19,8	20,6	18,9	15,4	11,5	8,6	13,4
4-Bouzaréa sémaphore	7,9	8,3	9,4	11,1	13,7	16,7	19,3	20,5	19,1	15,7	11,8	8,8	13,5
8-El Harrach	6,4	7,2	8,3	9,4	12,4	16,0	18,3	19,1	17,5	13,8	9,7	7,4	12,1
9-Dar El beida	6,4	6,1	7,2	9,2	11,8	15,6	18,3	19,0	17,1	13,6	9,7	7,1	11,7

Tableau (5)-Données des températures moyennes des stations (en °C)

Stations	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy.
1-Alger université	12,1	12,8	14,2	16,2	18,9	20,1	24,8	25,6	23,8	20,1	16,1	13,0	18,3
2-Alger port	13,1	17,7	15,1	17,1	19,7	22,9	25,5	26,3	24,7	21,3	17,2	14,2	19,2
3-Bouzaréa observatoire	10,0	10,6	12,0	14,1	17,1	20,4	23,6	24,3	22,3	18,3	14,1	10,9	16,5
4-Bouzaréa sémaphore	10,1	11,5	12,9	15,0	18,1	21,1	24,2	25,2	23,3	19,3	14,9	11,8	17,3
8-El Harrach	11,1	12,1	13,5	15,2	18,2	21,5	24,2	25,0	23,2	19,3	15,0	12,1	17,5
9-Dar El beida	11,3	11,5	12,9	14,7	17,6	21,2	24,3	25,1	23,0	19,2	15,1	12,1	17,3

Tableau (6)-Données de l'humidité relative des stations (en %)

Stations	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moy. Ann.
1-Alger université	76	75	71	69	73	79	72	74	75	74	75	75	74
3-Bouzaréa observatoire	80	73	76	73	75	75	74	73	77	77	77	77	76
4-Bouzaréa sémaphore	79	76	78	74	76	74	77	75	78	75	74	80	76
8-El Harrach	78	77	74	70	73	72	72	75	77	78	78	80	75
9-Dar El beida	79	77	77	77	74	74	71	71	71	74	74	80	75

Tableaux (7a, 7b, 7c et 7d)-Données climatiques mensuelles des deux stations (Dar El beida et Bouzaréa).

* Source : Office National de la Météorologie, Centre Climatologique National de Dar El beida

[1]= Période des transplants lichéniques au niveau des mailles (novembre 1991 à octobre 1992)

[2]=Période des transplants lichéniques au niveau des autoroutes (transects)

de juin 1992 à mai 1993

Tableau (7a)

Dar El beida [1]	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
Précipitations (en mm)	51,2	117	155	410	101	80,7	60,9	19,0	7,7	0	15,3	68,4
Nombre de jours de pluie	8	7	8	7	13	12	5	7	4	0	5	11
Température moyenne (en °C)	13,7	10,1	5,2	7,1	7,3	10,7	15,6	16,1	22,6	25,4	22,2	13,8
Température max. (en °C)	20,5	16,6	8,2	10,6	10,5	14,2	19,8	20,7	27,7	31,4	27,3	17,5
Température minimale (en °C)	8,1	4,5	3,0	4,7	4,8	7,4	12,6	12,6	18,8	21,2	18,5	10,7
Humidité relative (en %)	78	76	78	77	83	82	81	74	75	68	73	75
Direction des vents dominants	WW	W	N	W	ENE	NW	NW	ESE	ENE	NW	NW	NW

Tableau (7b)

Dar El beida [2]	J	Jt	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M
Précipitations (en mm)	19	7,7	0	15,3	68,4	140	70,6	178	85,7	36,2	68,6	37,9
Nombre de jours de pluie	7	4	0	5	11	8	12	4	15	10	15	6
Température moyenne (en °C)	16,1	22,6	25,4	22,2	13,8	11,7	7,4	9,0	10,2	12,2	11,9	19
Température max. (en °C)	20,7	27,7	31,4	27,3	17,5	14,6	9,9	16,9	15,6	18,8	21,1	24,7
Température minimale (en °C)	12,6	18,8	21,2	18,5	10,7	9,4	5,5	2,7	5,5	6,2	9,0	13,3
Humidité relative (en %)	74	75	68	73	75	85	77	81	84	80	77	77
Direction des vents dominants	ESE	ENE	WN	N	NW	W	NW	NW	NW	W	W	W

Tableau (7c)

Bouzaréa [1]	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
Précipitations (en mm)	82,8	16,7	109	39,2	78,7	58,0	65,7	30,7	25	0	0	94,6
Temp. moy. (en °C)	15,5	11,8	11,1	11,7	12,5	14,9	18,1	19,0	22,9	25,3	23,1	18,3
Humidité relative (en %)	-	-	73	68	75	72	70	69	74	63	74	71

Tableau (7d)

Bouzaréa [2]	J	Jt	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M
Précipitations (en mm)	30,7	2,5	0	0	94,6	78,9	147	137	66,1	43,3	73,2	17,2
Température moyenne (en °C)	19	22,	25,3	23,1	18,3	16,4	13,6	11,9	11,1	13,3	15,5	18,8
Humidité relative (en %)	69	74	63	74	71	70	66	63	72	68	65	67

Comme pour la plupart des grandes villes, les températures de la ville d'Alger ont tendance à augmenter. Ainsi d'après Butzer (1961), la température moyenne de janvier a augmenté de 0,5°C à Alger entre les deux périodes (1894-1923) et (1923-1951). Cet auteur a remarqué aussi une légère augmentation des températures moyennes annuelles pendant la dernière période. Cette élévation de la température à Alger a été confirmée récemment par Djellouli et Dajet (1990) qui ont constaté que la température moyenne a augmenté de 1,0°C pendant les quatre dernières décennies (1942-1987) en comparaison avec la période précédente (1894-1941).

5-3-L'humidité relative

Les variations mensuelles de l'humidité relative entre les stations sont relativement faibles. Cependant les valeurs les plus basses sont observées au mois de juillet et août où elles varient entre 71 à 75% au niveau de la plupart des stations. Ces valeurs atteignent leur maximum au mois de décembre (80%), valeur enregistrée à Bouzaréa, El Harrach et Dar El beida. Par contre les moyennes annuelles varient de 74 à 76 %.

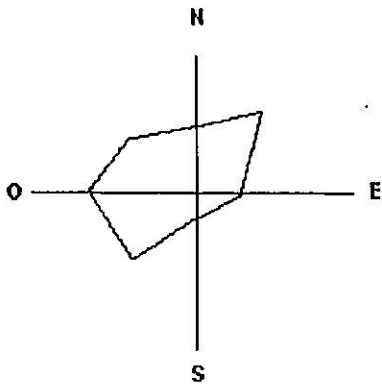
5-4-Les Vents

Le régime des vents de la région d'Alger est très variable dans le temps et dans l'espace. L'analyse du régime des vents des quatre stations (Université d'Alger, Bouzaréa, El Harrach et Dar El beida) montre qu'au mois de janvier, on observe une prépondérance des vents de secteur Ouest, suite aux pressions élevées sur le littoral algérois. Par contre au mois de juillet, le relief barométrique est moins accusé et le régime des vents d'Ouest disparaît pour faire place à des vents variables. On observe au niveau des quatre stations une dominance des vents du Nord et du Nord-Est, et en une fréquence des vents de l'Ouest et du Sud-Ouest. La figure (4) représente les roses des vents des stations Bouzaréa, Université d'Alger, El Harrach et Dar El beida.

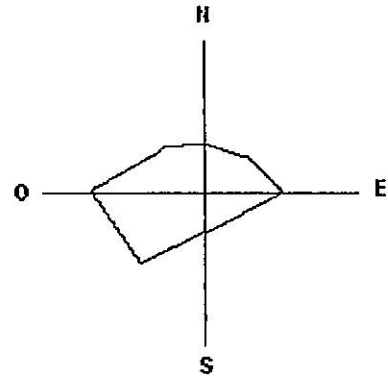
5-5-Synthèse climatique

Les stations de la région d'Alger se situent à l'étage bioclimatique sub-humide (Fig. 5) selon la classification des bioclimats définis par Emberger (1955). Toutefois on peut distinguer les variantes sub-humide supérieure à hiver chaud pour Alger université et Bouzaréa observatoire, sub-humide inférieure à hiver chaud pour Alger port et El Harrach et sub-humide inférieure à hiver tempéré pour Dar El beida. La saison sèche de Gaussen et Bagnouls (1955) s'étend du début du mois de mai jusqu'à la fin du mois de septembre.

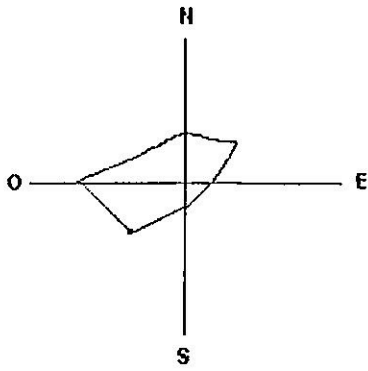
**Fig. (4) Représentation des roses des vents annuelles
des quatre stations de la région d'Alger**



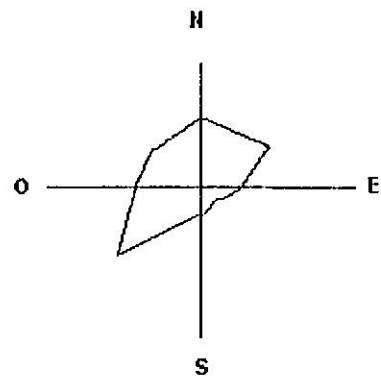
Université d'Alger



Bouzaréah observatoire

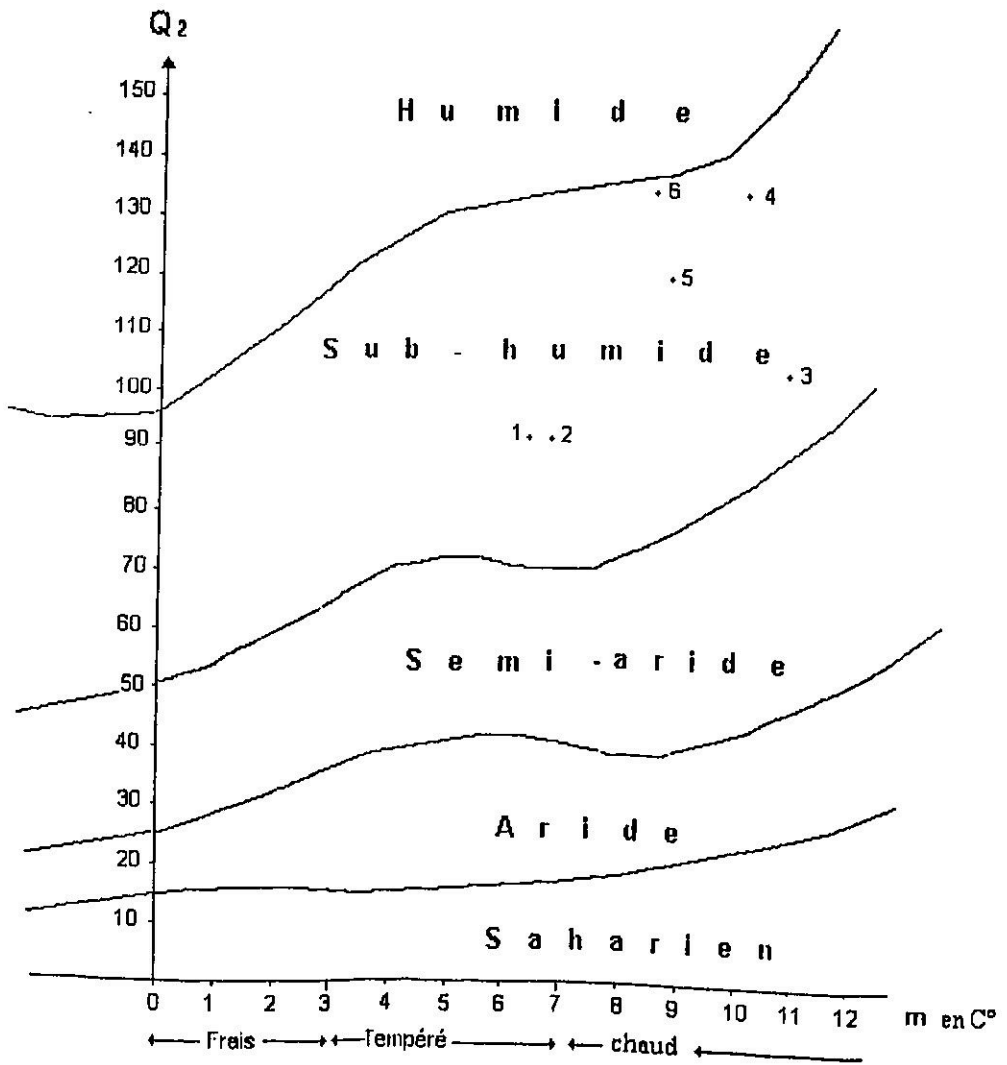


Dar El Beida



El-Harrach

Fig . (5) Représentation des stations de la région d'Alger sur le climagramme d'Emberger [1 - Dar El Beida, 2 - El - Harrach, 3 - Alger port, 4 - Alger université, 5 - Bouzaréa sémaphore , 6 - Bouzaréa observatoire .



6-Urbanisation et trafic routier

6-1-Urbanisation

La population de la région d'Alger a été estimée à 2 562 428 habitants en 1998 selon les données de l'Office National des Statistiques (O.N.S. 1999). La densité moyenne de la population est de l'ordre de 3500 habitants au km². La capitale est considérée comme un grand pôle d'attraction pour les populations rurales de tout le pays. Depuis les trois dernières décennies, la croissance urbaine est spectaculaire, sous l'effet d'un exode rural intense et d'une forte croissance naturelle de la population.

La ville déborde de son site initial autour de la baie d'Alger et étend ses tentacules loin sur les collines du Sahel et surtout dans les riches terroirs de la Mitidja. Ainsi de nouvelles cités parfois gigantesques ont été créées par l'Etat, d'abord à Bab Ezzouar dès le début des années soixante-dix, puis à Ain Naâdja, Badjarah, El Annassers, Saïd Hamdine, Garidi et les Sources. De même certaines villes ou certains villages, jadis isolés de l'agglomération d'Alger, sont reliés à la ville par des bâtisses, des immeubles et des maisons individuelles, durant les dernières années; c'est le cas de Bordj El Kiffan, Beni Messous, Cheraga, Dely Brahim, Birkhadem, Dar El Beïda et Bab Ezzour.

6-2-Trafic routier

La ville d'Alger est reliée aux villes voisines par des routes nationales suivantes:

- la R.N. 24 du littoral à l'Est vers Bordj El Bahri;
- la R.N. 5 vers les villes à l'Est du pays qui devient une autoroute à partir de Boudouaou
- la R.N. 8 vers les villes au Sud du pays
- la R.N. 1 vers Blida et les villes à l'Ouest qui devient une autoroute à partir de Bir Mourad Rais jusqu'à Blida
- la R.N. 11 du littoral à l'Ouest vers Chercheïl et Oran

Depuis les 20 dernières années, un certain nombre d'autoroutes ont été construites pour faciliter la circulation à la périphérie d'Alger. Parmi les plus importantes d'entre elles on peut citer l'autoroute de l'Est qui débute au port d'Alger vers Thénia et Tizi Ouzou et l'autoroute du Sud qui est reliée à la première au niveau de Dar El Beida et traverse tout le Sud de la capitale pour passer à proximité de la zone industrielle de Oued Samar puis à Gué de Constantine, Caridi, Bir Mourad Rais, Ben Aknoun et Dely Brahim. Entre les deux autoroutes, des pénétrantes à deux voies de circulation permettent les jonctions indispensables à la fluidité de la circulation. Les plus importantes sont la pénétrante de la Glacière et celle des Annassers. Une autre pénétrante qui est reliée seulement à l'autoroute du Sud près du Stade du 5 juillet facilite la circulation depuis cette zone vers Chevalet, El Biar et Bab El Oued.

Les données du parc automobile de la région d'Alger (estimation de l'O.N.S.) montrent une tendance à l'augmentation spectaculaire du nombre de véhicules durant la dernière décennie. Ainsi au début des années 90, le parc automobile de la Wilaya d'Alger n'est que de 275 000 véhicules environ. Ce chiffre a doublé en seulement sept ans soit 566 000 véhicules en 1997, pour ensuite atteindre 679 000 véhicules en 2001.

Cette augmentation du parc automobile de la Wilaya d'Alger se traduit par des émissions croissantes des polluants dégagés par les pots d'échappement notamment des hydrocarbures, des oxydes d'azotes et des dérivés du plomb. Cette pollution est accentuée par les vieilles voitures, puisque les données statistiques montrent que plus de 70% des véhicules du parc national sont âgés de plus de 10 ans.

2^{ème} PARTIE

**GENERALITES SUR LA POLLUTION PLOMBIQUE ET LA
POLLUTION ATMOSPHERIQUE GLOBALE**

CHAPITRE 2 : LA POLLUTION PLOMBIQUE

1-Le plomb dans l'environnement

1-1-Chronologie des diverses utilisations du plomb

Le plomb fut l'un des premiers métaux utilisés par l'homme. Les propriétés physiques et chimiques du plomb, sa malléabilité et sa résistance à la corrosion étaient déjà connues et utilisées dans les civilisations les plus anciennes. On relève l'emploi de pigments plombifères dans les émaux des poteries fabriquées en Egypte vers 7000 ans avant J.C.

On admet aujourd'hui que c'est vers le V^e ou le VI^e millénaire avant J.C. que les peuples orientaux puis méditerranéens apprirent des Elamites et des Sumériens, qui le tenaient eux-mêmes des Chinois, la technique du traitement des minerais : grillage et fusion réductrice avec du charbon (Lhéraud, 1974)

Le plus vieux spécimen de plomb travaillé qui nous soit connu à ce jour est une statuette datant de 3850 ans avant notre ère, et qui fût découverte sur l'emplacement de l'ancienne Abylos (Haute-Egypte). Lorsque l'âge de fer commence dans le Proche Orient, le plomb intervient dans la construction et sert à sceller les crampons de fer qui relient entre elles les pierres des édifices importants (Lhéraud, 1974).

Cependant le développement des usages du plomb et l'intensification de sa production sont surtout dus aux Romains qui ont généralisé son emploi dans les canalisations d'eau, les citernes, les toits et les ustensiles ménagers. On estime qu'au temps de l'Empire, les Romains auraient produit quelques 60000 tonnes par an d'après Caplun *et al.* (1984) et 3,75 millions par an selon Lhéraud (1974).

A la chute de l'empire romain, la production de plomb diminue, et ne reviendra à un niveau comparable que pendant la révolution industrielle. Toutefois le plomb a été largement utilisé en Europe au Moyen Age : toits, gouttières, tuyauterie et canalisations d'eau.

Au 19^e siècle le plomb a surtout été utilisé dans la fabrication des tuyaux des canalisations d'eau, mais cette utilisation a été abandonnée depuis quelques décennies dans les pays développés suite à l'augmentation du taux de plomb dans l'eau de boisson.

Le plomb pur ou faiblement allié est utilisé principalement pour ses propriétés de tenue à la corrosion et à l'attaque de certains produits chimiques. Sa grande plasticité à température ambiante, son bon amortissement des vibrations, sa facilité de coulée avec un bas point de fusion sont des caractéristiques souvent recherchées dans l'industrie.

A l'heure actuelle le plomb a beaucoup d'usages. Certaines canalisations d'eau et certains tuyaux du gaz naturel dans les centres urbains restent encore utilisés dans plusieurs pays. La fabrication d'accumulateurs de batterie constitue environ 40% du plomb raffiné. Le plomb blanc ou carbonate de plomb est utilisé largement comme un pigment dans l'industrie de la peinture. Le plomb rouge ou tétra-oxyde de plomb, le plombate de calcium et le chromate de plomb demeurent largement utilisés. Sa malléabilité, sa flexibilité et sa faible élasticité trouvent leurs applications dans les techniques de formatage (laminage, extrusion, filage) : câbles électriques, feuilles et tuyaux pour l'industrie chimique et le bâtiment. Sa forte densité le recommande pour les projectiles et la protection contre les rayonnements ionisants.

Le plomb est très rare à l'état de métal pur natif, mais il est très répandu à l'état de sels de plomb. Les principaux sels de plomb qui existent à l'état naturel sont des sulfites, des arseniosulfures, des antimoniosulfures, des halogénures, des oxydes, des carbonates et des silicates. Les principaux minerais de plomb dont les gisements sont exploités sont la galène ou sulfure de plomb (PbS) et deux de ses produits d'altération : la cérusite ou carbonate de plomb ($PbCO_3$) et l'anglésite ou sulfate de plomb ($PbSO_4$), d'après Rauzy et Danjou (1996).

Cependant des gisements plombifères sont associés aux minerais de plomb cités comme la pyrite (sulfure de fer), la pyromorphite (chlorophosphate de plomb) et la blende (sulfure de zinc).

La possibilité de l'allier à la plupart des métaux non ferreux permet de modifier ou de corriger certaines de ses propriétés pour former des alliages très particuliers : caractères d'imprimerie, soudures, antifriction. Plusieurs composés de plomb sont utilisés dans l'industrie : le bisilicate de plomb sert pour les vitres céramiques, la fabrication du verre et d'œuvres d'art en cristal et le sulfate de plomb tribasique est utilisé comme stabilisateur de P.C.V plastique.

Enfin, le plomb tétraéthyle ajouté à l'essence comme additif pour relever son «indice d'octane» demeure encore utilisé dans plusieurs pays malgré sa restriction dans les pays développés.

La production du plomb à l'échelle mondiale diffère selon les auteurs. Purves (1977) l'estime à 4 millions de tonnes par an (1970) en conformité avec la valeur donnée par Nriagu (1979). Par contre Caplun *et al.* (1984) donnent un chiffre inférieur à 3 millions de tonnes en 1981. Inversement Léonard (1990) estime que la production du plomb est de

l'ordre de 6 millions de tonnes comme Ramade (1982). Les réserves mondiales en plomb ont été estimées à 100 millions de tonnes (U.K.D.E., 1974).

1-2-Le cycle du plomb

Le plomb d'origine naturelle entre dans le cycle géochimique des éléments constitutifs de la croûte terrestre (O.M.S., 1978) par des processus de désagrégation très lents.

Le plomb contenu dans les minerais et les sols est libéré sous forme de poussières dans la biosphère, puis repasse dans les océans et les eaux superficielles (Rauzy et Danjou, 1996).

Les aérosols issus des volcans, les aérosols marins, les feux de forêts contribuent aussi aux apports naturels du plomb dans l'environnement, et plus particulièrement à ceux des eaux douces superficielles (O.M.S. 1978).

Le plomb d'origine industrielle et automobile rejeté dans les écosystèmes terrestres ou dans l'atmosphère s'inclut dans le cycle général de transfert des polluants vers le sol et dans l'eau. Toutes les poussières chargées de plomb qui sont rejetées dans l'atmosphère sont rabattues par le vent, la pluie ou la simple pesanteur, sur le sol, les eaux de surfaces et les océans.

Dans les écosystèmes terrestres, les particules du plomb qui se déposent à la surface du sol se mélangent aux couches superficielles et contaminent le sol. Le ruissellement des précipitations à la surface du sol entraîne une partie du plomb sous forme particulaire ou sous forme dissoute vers les rivières et les océans.

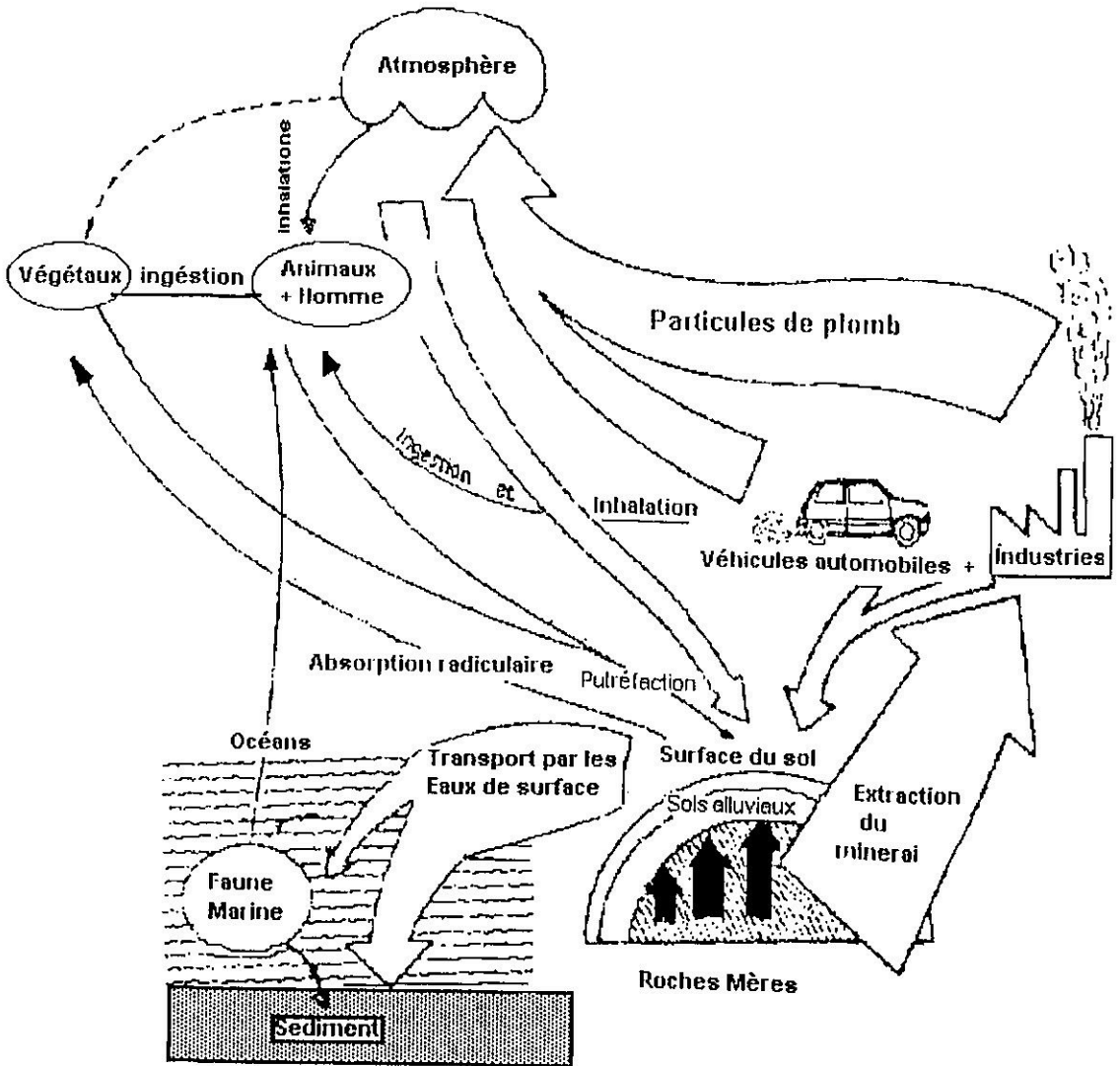
Dans les eaux douces, le plomb est associé aux matières organiques, pour passer ensuite dans les réseaux trophiques.

Les microorganismes et les plantes ont tendance à accumuler le plomb (Evernard et Denny, 1985).

En milieu océanique, le plomb sera incorporé dans les réseaux trophiques océaniques. Bien qu'en milieu océanique la majorité du plomb soit sous forme dissoute, la fixation de ce métal sur des particules organiques, ainsi que leur incorporation à la biomasse qui se sédimente également quand les organismes meurent, que l'océan constitue un puits pour le plomb qu'il soit d'origine naturelle ou anthropogène (Ramade, 1992). (Fig. 6).

Le cycle biogéochimique du plomb est donc ouvert puisque l'étude de la teneur en plomb des eaux abyssales montre qu'il n'existe aucune remobilisation de cet élément à partir des sédiments profonds.

Fig. (6) Cycle biogéochimique du plomb (in Ramade, 1992)



1-3-Principales sources de pollution par le plomb

1-3-1-Pollution d'origine naturelle

Le plomb constitue 2.10^{-4} % de la lithosphère. Sa concentration dans les sols et les roches des milieux naturels varie de 10 à 20 ppm (Purves, 1977) et 13 à 16pg/g. selon l'O.M.S. (1978). Sa concentration dans l'air est de l'ordre de $0,0002\text{pg}/\text{m}^3$ à $0,005\text{pg}/\text{m}^3$ (Chovin et Roussel, 1973 et U.K.D.E, 1974). Dans les eaux douces on a 0,5 ppb et dans les océans 0,002 à 0,004ppb (U.K.D.E, 1974).

L'érosion éolienne des roches et des sols constitue une des principales sources de plomb d'origine naturelle dans les basses couches de l'atmosphère (Boutron, 1988). D'autres sources naturelles contribuent aussi à la contamination de l'atmosphère comme l'activité volcanique, le pétilllement des océans et les feux de forêts. Les flux issus des sources naturelles de plomb à l'échelle planétaire ont été évalués annuellement par différents auteurs: 24500 tonnes d'après Nriagu (1979), 22000 tonnes pour Zoller (1984) et 20000 tonnes selon Bouchereau (1992). Ils résultent principalement du volcanisme 16000 tonnes/an, de l'érosion éolienne (5000 tonnes/an), et du flux de végétation et embruns marins (moins de 1000 tonnes/an) d'après Bouchereau (1992).

1-3-1-1-Variation des concentrations de plomb dans les glaces anciennes au cours du dernier cycle climatique

Les variations des concentrations de plomb au cours des 155000 dernières années jusqu'à -26000 ans ont été étudiées dans les carottes glaciaires de l'antarctique par Boutron et Patterson (1986) et Boutron *et al.* (1987). Selon ces auteurs, les concentrations du plomb étaient extrêmement faibles, de l'ordre de 0,4pg/g pendant les interglaciaires chauds (Fig. 7), notamment pendant l'Holocène. Le plomb provenait pour partie des poussières et des sols et pour partie des émissions volcaniques. Elles étaient par contre beaucoup plus élevées (jusqu'à 40pg/g) pendant les périodes les plus froides des âges glaciaires notamment pendant la dernière période glaciaire, il y a 15000 à 20000 ans et pendant la fin de l'avant dernière glaciation il y a 155000 ans environ. Le plomb provenait alors en quasi-totalité des poussières de roches et de sol qui étaient présentes en grande quantité dans l'atmosphère de notre planète (Boutron, 1996).

1-3-1-2-Variation des concentrations de plomb dans les glaces pendant la période gréco-romaine et l'époque médiévale

Les variations de la concentration du plomb dans les carottes glaciaires du Groenland et de l'Antarctique ont été étudiées par Boutron (1988) et Hong *et al.* (1994). Les résultats de ces derniers auteurs sont représentés dans la Fig. (8) qui montre qu'il y a 3000 ans la concentration du plomb était encore de l'ordre de 0,5pg/g, c'est-à-dire la valeur (naturelle). Les concentrations s'élèvent ensuite jusque vers -2000 ans, atteignant des valeurs de 2 à 3pg/g correspondant à un facteur d'accroissement de 4 à 6 par rapport au niveau actuel. Cette augmentation est attribuée aux émissions de plomb vers l'atmosphère de l'ordre de 400 tonnes /ans, liées aux activités d'extraction minières de plomb des Grecs puis des Romains (Settle et Patterson, 1980). Il est bien connu à cette époque que ces activités avaient provoqué de sévères pollutions locales, avec notamment la mort de nombreux esclaves travaillant à l'extraction et au traitement des minerais de plomb (Nriagu, 1983a et 1983b). Les données du Groenland montrent que les émissions de plomb vers l'atmosphère étaient si fortes qu'elles ont atteint même les régions arctiques. Il s'agit de la plus ancienne pollution hémisphérique à grande échelle. Vers -1500 ans, les concentrations de plomb chutent, et deviennent proches des concentrations naturelles, en parallèle avec le déclin de la production du plomb par l'empire romain au cours de la décadence. Elles augmentent ensuite au cours du Moyen Age pour atteindre 4pg/g au moment de la Renaissance (Boutron, 1996).

1-3-1-3-Variations des concentrations de plomb depuis la révolution industrielle à nos jours

Les variations des concentrations de plomb depuis la révolution industrielle à nos jours ont été étudiées par de nombreux auteurs. On peut citer les travaux de Murozumi *et al.* (1969), Patterson (1971) et plus récemment ceux de Candelone *et al.* (1995). Les tendances des concentrations de plomb dans l'atmosphère sont représentées dans les figures (9 et 10).

D'après Candelone *et al.* (1995), les concentrations de plomb étaient de l'ordre de 10pg/g dans les glaces à la fin du 18^{ème} siècle. Elles continuent ensuite à augmenter jusqu'à la fin du 19^{ème} siècle, atteignant des valeurs de l'ordre de 50pg/g, ce qui représente près de 100 fois le niveau naturel de 0,5pg/g. Cette augmentation est principalement attribuée aux émissions de plomb vers l'atmosphère provoquées par la métallurgie des métaux non

Fig.(7) Variations des concentrations de plomb dans les glaces de l'Antarctique de l'Est au cours des 155 000 dernières années (d'après Boutron et Patterson, 1986).

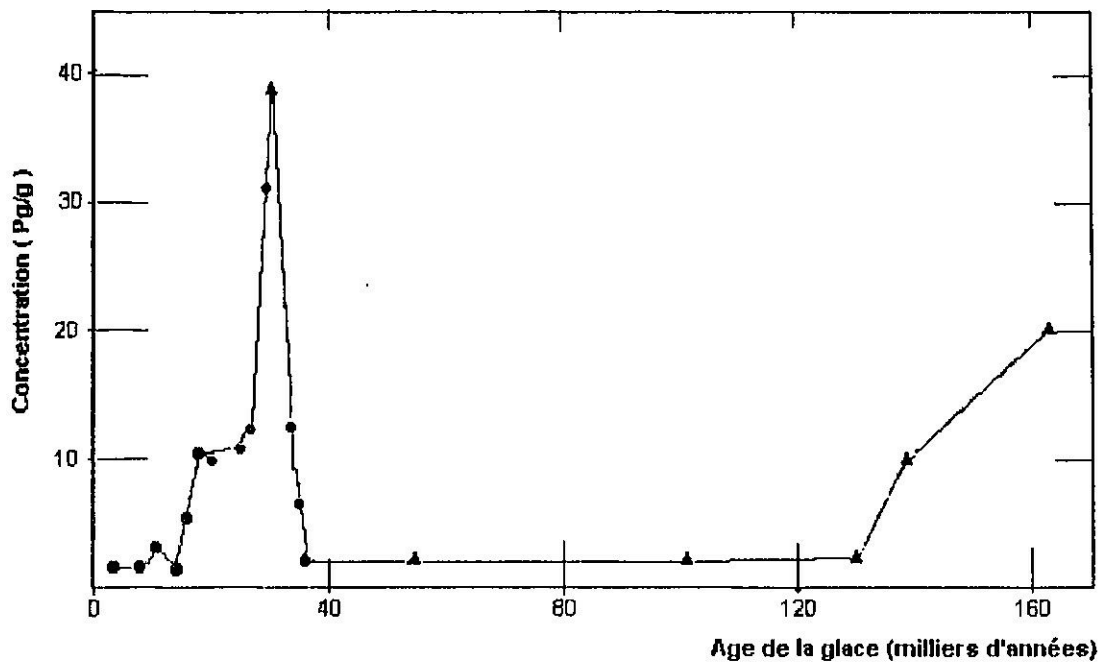


Fig. (8) Variations des concentrations de plomb dans les glaces du Groenland central pendant l'époque gréco-romaine, l'époque médiévale et la renaissance (D'après Hong *et al.*, 1994)

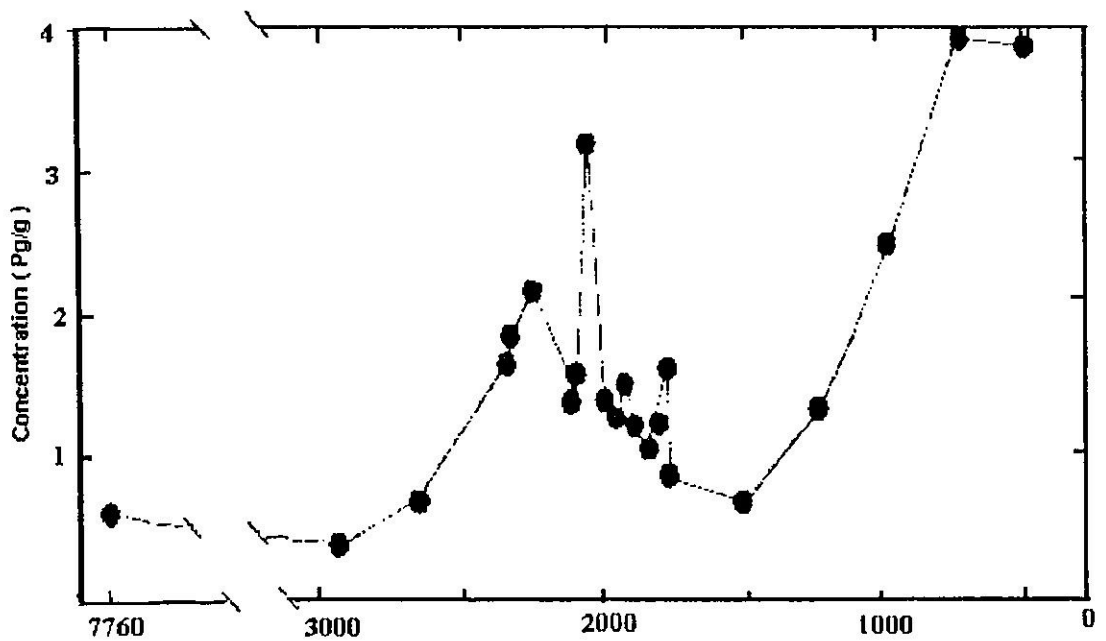


Fig.(9) Variations des concentrations de plomb dans les glaces et neiges du Groenland central depuis la révolution industrielle

(D'après Candelone *et al.*, 1995)

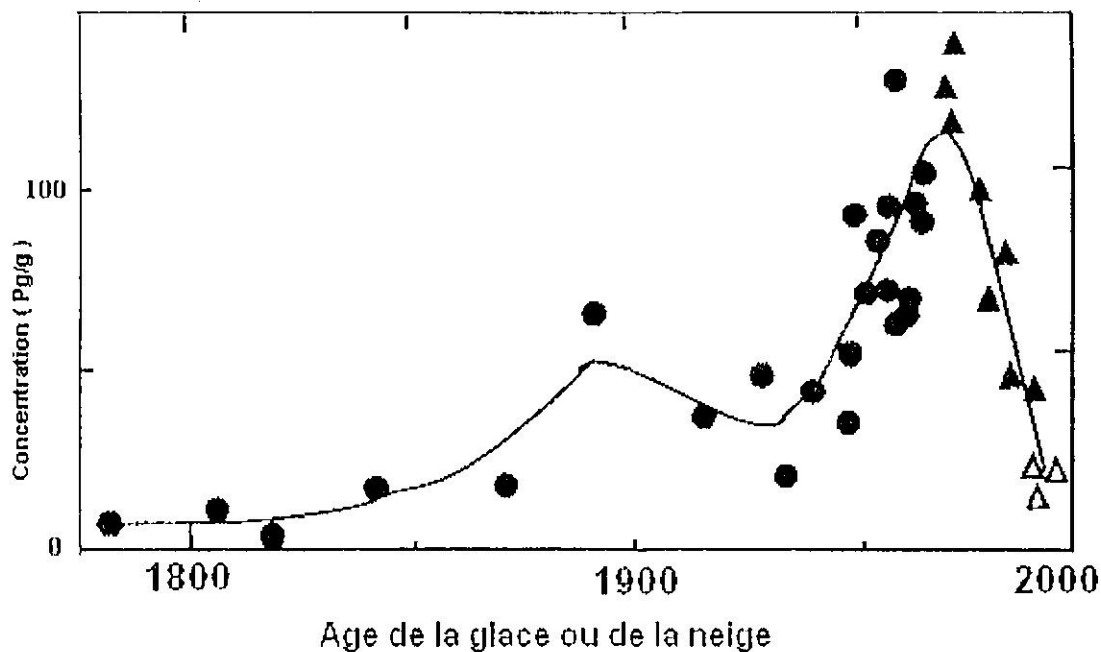
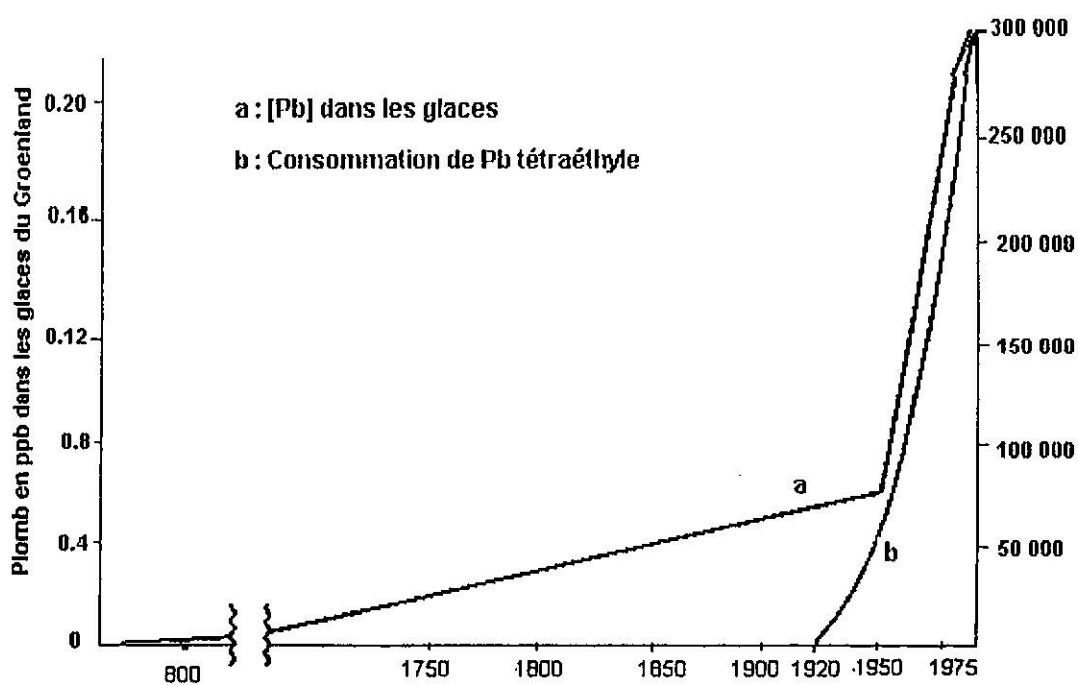


Fig.(10) Corrélation entre l'accroissement du taux de plomb dans les glaces de l'Islandis Groenlandais en fonction du temps et celui de la consommation de plomb tétraéthyle dans l'hémisphère Nord depuis le début de sa fabrication industrielle en 1923 [D'après *Bull. Field. Nat. History*, 41, 1970, p.10 in Ramade, 1982]



ferreux, la sidérurgie, la combustion du charbon et du bois. Elles paraissent ensuite redescendre quelque peu pendant les années 1920-1930, peut-être par suite de la grande dépression économique. A partir des années 1940, elles augmentent ensuite vigoureusement pour culminer à la fin des années 1960 à des valeurs proches de 100pg/g. Cette dernière augmentation est due à l'accroissement massif de l'utilisation des additifs au plomb dans l'essence. On a pu estimer que plus de 300000 tonnes de plomb par an sont émises vers l'atmosphère vers la fin des années 1960, dont 2/3 sont imputés aux États unis d'après Boutron, (1996). Les mesures isotopiques dans les glaces du Groenland central réalisé par Rosman *et al.* (1993) et Rosman *et al.* (1994) confirment cette hypothèse. A partir des années 1970, les concentrations de plomb chutent rapidement dans les neiges du Groenland pour retomber à des valeurs de l'ordre de 15 pg/g au début des années 1990. Cette décroissance est en grande partie due à la forte diminution de l'utilisation des additifs au plomb dans l'essence par suite des réglementations d'abord au États Unis puis en Europe.

1-3-2-Pollution par le plomb d'origine anthropique

On admet aujourd'hui que l'activité humaine, que se soit l'exploitation des mines, l'industrie ou le secteur du transport sont les principales sources de l'augmentation du plomb dans l'atmosphère (Jaworowski, 1968 ; Murozumi *et al.*, 1969 ; Patterson et Salvia, 1968 et Peel, 1986).

A l'échelle locale comme aux États-Unis, Dunhan (1972) a estimé que ce pays a rejeté 184 000 tonnes de plomb dans l'atmosphère en 1968. Les émissions considérables de plomb par ce pays sont signalées aussi par Rosman *et al.* (1993), qui pense que parmi les 300 000 tonnes rejetées dans l'air à la fin des années 80, les deux tiers sont imputables aux États-Unis.

Les émissions mondiales de plomb attribuées à l'activité humaine sont énormes, mais les chiffres rapportés par différents auteurs sont un peu divergents. Ils étaient de 490000 tonnes par an en 1975 selon Nriagu (1979) et 450000 tonnes pour la même année d'après Person (1996). Par contre les estimations de Jaworski *et al.* (1987) ne dépassent pas 413300 tonnes par an, qui se répartissent selon les activités suivantes :

- production de combustions de carburant : 176000 tonnes.
- incinération des déchets : 4000 tonnes.
- combustion du charbon : 4000 tonnes.
- métallurgie des métaux non ferreux : 145200 tonnes.

-sidérurgie : 73000 tonnes.

-applications industrielles : 45000 tonnes.

-divers : 66000 tonnes.

1-3-2-1-La pollution par le plomb due aux industries et aux mines

Pendant plusieurs siècles, l'homme a utilisé le plomb dans différents usages, depuis l'époque romaine jusqu'à ce jour. En Angleterre l'exploitation des mines de plomb est connue depuis très longtemps et cette exploitation n'a décliné que depuis quelques décennies (Purves, 1977).

On admet actuellement que le 19^{ème} siècle est la première période principale de l'augmentation de la concentration du plomb dans la partie de l'hémisphère Nord, suite au développement de l'industrie.

En effet les fonderies de minerais de plomb constituent les principaux polluants de l'environnement par le plomb et posent de sérieux problèmes de pollutions locales dans l'air, le sol et les eaux superficielles. Kerin *et al.* (1972) ont démontré que la zone d'influence d'une pollution par une fonderie de minerai de plomb s'étend sur un rayon de 5 km autour de la cheminée d'émission pour la pollution atmosphérique et jusqu'à 10 km de rayon pour la pollution du sol et des eaux superficielles.

Les principales mines et industries génératrices de la pollution de l'environnement par le plomb citées par l'O.M.S. en 1978 et l'U.S.E.P.A. (1984) sont nombreuses. On peut citer les mines de plomb, la production primaire du cuivre et du zinc, les additifs de carburant, la production des accumulateurs de batteries, les alliages divers, les couvertures des câbles, les produits chimiques, les pigments de peinture, les adjuvants de matière plastiques, de la verrerie ou de la cristallerie, les munitions, les revêtements pour l'insonorisation, la radioprotection ou la lutte contre la vibration, les soudures, la production d'acier et les fonderies de fer gris.

Tous les incinérateurs qui brûlent du charbon, du pétrole, des déchets ménagers ou industriels rejettent également du plomb dans l'atmosphère.

Parmi ces différentes sources de plomb, le raffinage du plomb en première fusion à partir des minerais et le raffinage en seconde fusion à partir des produits récupérés (batteries, déchets industriels) sont avec la production d'alkyles de plomb de plomb les principaux émetteurs du secteur industriel du 1^{er} type. Par contre la sidérurgie et les fonderies, les incinérateurs d'ordures ménagers, les centrales thermiques et les chaufferies qui brûlent du fuel lourd ou du charbon appartiennent au secteur industriel du 2^{ème} type (Person 1996).

Les émissions de plomb d'origine industrielle ont été estimées par plusieurs auteurs. Au Canada, les émissions de plomb en 1978 ont été estimées à 478 tonnes au Nord Ouest et 8119 tonnes à l'Est du pays (E.P.S.1983). En France le bilan établi par Bouchereau (1992), indique que les activités industrielles utilisant spécifiquement le plomb dans les processus industriels sont responsables de 5% de la pollution par le plomb, tandis que les activités industrielles ou assimilées n'utilisant pas le plomb rejettent aussi le même taux de plomb dans l'atmosphère.

En Europe, sur la base d'un inventaire effectué en 1979 les émissions de sources anthropogéniques étaient de 123000 tonnes par an, et 40% provenaient de l'industrie en relation avec la production des métaux ferreux et non ferreux (Biggins et Harrison, 1980).

A l'échelle mondiale, Nriagu (1979) souligne que près de 176000 tonnes de plomb sont rejetées par les usines, chaque année, dans l'atmosphère soit 44% des émissions anthropogéniques. Inversement Jaworski *et al.* (1987) soulignent que l'activité industrielle contribue à 66% des émissions totales de plomb dans l'atmosphère évaluées à 413,3 millions de tonnes par an.

1-3-2-La pollution par le plomb d'origine automobile

Depuis plus de 70 ans, on a ajouté du plomb à l'essence afin d'augmenter son «indice d'octane». Les plus importants composés du plomb ajoutés à l'essence sont :

-le plomb tétraéthyle $Pb(C_2H_5)_4$

-le plomb tétraméthyle $Pb(CH_3)_4$

Le premier composé a été utilisé depuis 1923 après la découverte de l'action antidétonante du plomb tétraéthyle des moteurs à combustion par Migley et Boyol (*in* Lhéraud, 1974) et André *et al.* (1994), tandis que le plomb tétraméthyle a été ajouté à l'essence depuis 1960 (Shapiro et Frey, 1968).

En effet ces deux composés chimiques du plomb sont utilisés comme additif dans l'industrie pétrolière pour améliorer la valeur antidétonante des carburants, valeur qui est couramment caractérisée par son indice d'octane, afin de permettre au moteur de fonctionner avec des taux de compression élevés sans risque de détonation anticipée du mélange air essence.

Cependant, le fait d'ajouter des additifs du plomb à l'essence comporte certains inconvénients. D'abord, tout le plomb ajouté est finalement rejeté avec les gaz d'échappement dans l'environnement et contamine l'air, le sol, l'eau, les êtres vivants y compris l'homme. On ne connaît pas encore à fond les effets sur la santé de l'ingestion de quantités faibles de composés de plomb pendant de longues périodes, mais on sait depuis

longtemps que le plomb peut gravement compromettre la santé des enfants et des adultes. De plus on a montré que des charges corporelles élevées de plomb peuvent altérer les fonctions biologiques avant même l'apparition des signes et des symptômes manifestes.

Par contre, depuis quelques années on a assisté à une diminution de la quantité de plomb dans l'essence des pays de l'O.C.D.E., avec l'introduction récente en Europe de carburant sans plomb. Cependant la totalité des pays en voie de développement continuent à utiliser des alkyls de plomb dans leur essence. On estimait au milieu des années 80 à 170000 t par an les apports de plomb à l'atmosphère liée à son usage dans les carburants (Pacyna, 1986).

L'industrie des alkyls de plomb utilisés comme additif à l'essence consomme des quantités énormes de plomb. En 1968, les Etats-Unis seuls, ont consommé 230000 tonnes de plomb dans la production des additifs de plomb (Show et Earl, 1970), valeur proche de celle donnée par Stubbs (1972) estimée à 245000 tonnes au début des années 1970. La quantité du plomb ajouté à l'essence à l'échelle mondiale selon ce dernier auteur est de 350 000 tonnes. Cependant, les teneurs en plomb dans l'essence étaient élevées dans la plupart des pays de l'Europe de l'Ouest et les Etats-Unis avant 1976, et ne cessent de diminuer ces dernières années comme le montre le tableau (8) ci-après.

Depuis l'apparition des additifs de plomb ajoutés à l'essence comme antidétonant, les secteurs du transport sont devenus la source de pollution par le plomb la plus importante dans les villes, aux abords des routes, des autoroutes, et localement des aéroports. L'augmentation des concentrations du plomb dans l'air, le sol, l'eau, le sang de l'homme dans les milieux récepteurs a fait l'objet de plusieurs travaux.

Au niveau des grandes villes européennes, les concentrations de plomb dans l'air étaient très importantes dans les années soixante dix. En effet, les données de différents auteurs (tableau 9) montrent que les teneurs en plomb à cette époque varient entre 0,2 à $8,0\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cela représente 1000 à 40000 fois la teneur naturelle qui est de l'ordre de $0,0002\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'après Chovin et Roussel (1973).

Dans les écosystèmes terrestres, les dépôts de plomb contaminent principalement le sol et la végétation. C'est ainsi que plusieurs auteurs ont évalué les retombées de plomb au niveau de la surface du sol. Au Etats-Unis, Strumpler (1976) a estimé que près de 19 g par hectare et par an sont déposés à Nebraska en 1973. Au Nord-Est de ce pays, les dépôts de plomb ont atteint $28,8\text{ mg par m}^2$ et par an (Groet, 1976). Ce chiffre est proche de la valeur rapportée par Schlesinger *et al.* (1974) qui est de l'ordre de $19,6\text{ mg par m}^2$ et par an.

Tableau (8)-Evolution de la teneur en plomb de l'essence dans certains pays

Pays	Teneur limite en plomb au passé (g/l)	Teneur limite en plomb (g/l) (année d'entrée en vigueur)	Source
C.E.E.	0,15 à 0,4	0,013 (volontaire 1986, obligatoire depuis 1/10/1989)	O.C.D.E. (1988)
Etats Unis	0.4 (1950) 0.6 (1970)	0.026 (1986)	Elseinreich (1986) <i>in</i> Boughedaoui (1993)
Australie	0.4 à 0.8	0.013 (1985)	O.C.D.E. (1988)
Autriche	0.15	0.013	O.C.D.E. (1988)
Canada	0.77	0.29	O.C.D.E. (1988)
Finlande	0.4 à 0.45	0.15	O.C.D.E. (1988)
Japon	0.004	-	O.C.D.E. (1988)
Espagne	0.48 à 0.65	0.4 (1986)	O.C.D.E. (1988)
Suède	0.15	0.0 (1987)	O.C.D.E. (1988)
Suisse	0.15	0.013 (1986)	O.C.D.E. (1988)
Algérie	0,4 à 0,6		Journal officiel : N° 54 du 22/08/1993

En examinant la pollution par le plomb au niveau des routes, Smith (1976) estime que la moyenne de plomb rejeté dans l'atmosphère par chaque voiture est de l'ordre de 80 mg par kilomètre.

Au Danemark, Andersen *et al.* (1978) donnent les valeurs suivantes : 22 mg par m² et par an pour les zones rurales, 48 mg par m² et par an pour la zone suburbaine et 80 mg dans la ville de Copenhague. Dans la ville de Budapest, en Hongrie, les dépôts de plomb sont très élevés, de l'ordre de 76 à 556 mg par m² et par an (Kovacs *et al.*, 1982).

Enfin en France, la moyenne de plomb rejeté par voiture est estimée à 1 kg par an (Déruelle, 1984 et Leonard, 1990) et selon Déruelle (1984), la quantité de plomb rejeté par les voitures en bordure des autoroutes ou dans les grandes villes est de l'ordre de 100 à 300 kg par km et par an, et la ville de Paris reçoit une tonne de plomb par jour.

A l'échelle régionale Ward *et al.* (1975) ont estimé que les rejets de plomb par le secteur routier en Nouvelle Zélande atteint 700 tonnes en 1970. En Allemagne et en France, Neurohr, (1991) donne des valeurs de 3500 et 8000 tonnes par an respectivement.

Tableau (9) - Données des concentrations du plomb dans l'air

Année	Auteur (s)	Régions, Villes	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Observations
1968	Bullock et Lewis	Warwick (G.B)	0,8	1,5 au maximum
1970	Chow et Earl	San Diego -Californie	1,0 - 7,0	Avec des pics élevés en janvier et février
1972	C.E.E	Villes européennes résidentielles	1,0	Moyenne mensuelle
		Zones urbaines	8,0	Moyenne journalière
		Zones rurales	0,5	Moyenne mensuelle
1972	Blokker	Villes européennes	0,4 - 7,4	
1973	Rondia et De Graeve	Liège, Bruxelles (Belgique)	4,0	Données de 1971-1972
1973	Chovin et Roussel		0,0002	Concentration normale dans l'air
1974	Impens <i>et al.</i>	Villes américaines	1 - 4	En zones urbaines et 0,21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en zones non urbaines (1967)
1974	Harrison <i>et al.</i>	Routes de Londres	3,2 - 8,8	32,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans un tunnel
1976	Dorn <i>et al.</i>	Fonderie de plomb (Missouri. (E.U)	1,03 - 1,11	1,75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver
1977	Ball et Hume	Contry hall- Londres	0,78	0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en été; 1,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver et 9,35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ max
1977	Kretzschmar <i>et al.</i>	Villes en Belgique	0,2 - 1,0	Moyennes de 15 sites (données de 1975 - 1976)
1978	O'connor <i>et al.</i>	Villes australiennes	0,35 - 1,3	Données de 1974 à 1977
1980	Rohbock <i>et al.</i>	Ville de Francfort Allemagne	0,28 - 0,6	1,25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en autoroute; 0,35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en zone résidentiel
1981b	Goyal et Seaward	Scunthorpe (G.B)	0,22 - 0,23	Pollution d'une aciérie
1984	Caplun <i>et al.</i>	Zones urbaines européennes	0,5 - 10	0,1 - 1,0 en zones rurales
1985	Unsworth et Harrison	Zones urbaines européennes	1,0	
1987	Azzouz	Alger	0,22 - 3,8	Moyenne annuelle
1990	Olier <i>et al.</i>	Paris (Champs Elysées)	3,9	7,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à la place Victor Basch (Données de 1978)
1992	Kral <i>et al.</i>	Zones urbaines en Tchecoslovaquie	0,5 - 10	Maximum 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au centre de Prague

La contribution du secteur du transport dans les émissions du plomb dans l'atmosphère est controversée. Mc Cormac (1971) indique que la combustion de l'essence représente 40% des particules du plomb atmosphérique. Le même taux a été estimé par Miller *et al.* (1972) pour la ville de Chicago. Par contre Fishbein (1974) pense que près de 98% du plomb rejeté dans l'atmosphère est d'origine automobile, si l'on excepte les émissions dues aux fonderies de plomb.

D'autres estimations ont été proposées par Nriagu (1979), avec des émissions de plomb d'origine automobile de l'ordre de 273000 tonnes par an en 1975, ce qui représente près de 56% des émissions totales du plomb dans l'air. Au milieu des années 1980, on estimait à 170000 tonnes par an les apports du plomb lié à son usage dans les carburants (Pacyna, 1986), chiffre qui se rapproche de celui de 176000 tonnes mentionné par Jaworski *et al.* (1987), ce qui représente 44% des émissions totales du plomb dans l'atmosphère.

La majeure partie du plomb rejeté par les pots d'échappement des automobiles sont dans la gamme du submicron de diamètre et sous forme inorganique en grande partie. Le volume de ces particules de plomb a été étudié par plusieurs auteurs, que ce soit près des routes ou en zone urbaine. Le diamètre de ces particules diffère selon les auteurs. Ter Haar et Bayard (1971) et Ter Haar *et al.* (1972) ont constaté que plus de 55% des particules émises par les pots d'échappement étaient supérieures à 5 μm . Par contre Lee (1972), Moran *et al.* (1972) puis Little et Wiffen (1977) qui ont fait des mesures sur les autoroutes ont trouvé que 90% des particules de plomb sont inférieures à 4 μm . D'autres travaux ont montré l'existence de particules de plomb plus fines. C'est le cas de Lee et Goranson (1972) qui ont fait des mesures des particules de plomb de l'atmosphère de six régions aux Etats-Unis. D'après ces auteurs, plus de 50% des particules en suspension sont inférieures à 1 μm . Des résultats comparables ont été obtenus par Whitby *et al.* (1975) qui ont constaté un pic dans une dimension de 0,02 μm . Enfin l'expérience de Miller *et al.* (1972) réalisée sur mass media aérodynamique confirme l'hypothèse de rejet des particules de l'ordre de 0,1 μm .

Selon Ramade (1992), les particules de plomb inférieures à 1 μm sont produites généralement à haute température, sont plus nocives et peuvent être transportées à grande distance. En revanche, les particules d'origine naturelle de plus grand diamètre sont transportées à faible distance. Enfin, un rapport de l'E.P.A. (1986) indique que la granulométrie des particules émises par les échappements des véhicules se répartissent équitablement entre une fraction d'aérosols fin (< 0,25 μm) et une fraction de particules

grossières ($> 10\mu\text{m}$) qui se déposent presque immédiatement sur les voies de circulation et leurs abords.

1-3-2-3-Modèles de dispersion des particules de plomb atmosphérique

La dispersion du plomb émis par les gaz d'échappement automobile est un phénomène très complexe car c'est une pollution diffuse, que se soit dans les agglomérations urbaines, en zone rurale ou près des autoroutes.

Une partie des particules présentes dans l'air se déposera plus ou moins vite, selon leur masse sur le sol. Une autre partie des particules plombiques circule dans l'air comme un tourbillon et reste plus au moins longtemps avant de se déposer sur le sol. On estime que 40% du plomb émis dans l'atmosphère est transporté dans les régions lointaines (Wheeler *et al.*, 1978). Ce phénomène a été confirmé par les travaux de Ruhling et Tyler (1968 et 1969) qui ont analysé le taux de plomb dans les lichens du Sud de la Suède.

Parmi les modèles de dispersion des particules de plomb dans l'atmosphère autour de la source de pollution on peut citer celui de Jokinen *et al.* (1982) qui ont combiné les indicateurs biologiques (plantes supérieures) et les modalités de dispersion des polluants dans l'air.

En milieu industriel, Nash et Sommerfield (1981) ont constaté autour d'une centrale électrique que les teneurs les plus élevées en métaux dans les lichens se situent au niveau des sites adjacents, et que la teneur des métaux dans les lichens en fonction de la distance de la cheminée correspond à la courbe de Gauss.

En milieu urbain, la dissémination des particules émises par les pots d'échappement des véhicules automobiles est très complexe et peu connue. La présence d'écrans, l'encaissement de certaines rues étroites bordées d'immeubles élevés et les caractéristiques du trafic et de la circulation modifient les schémas de dispersion (Hameed, 1974).

La relation linéaire inverse entre la concentration de l'élément chez les lichens et la végétation et la distance de la source de la pollution est un phénomène bien connu et qui se présente en un simple modèle de diffusion des particules de poussières (Nieboer *et al.*, 1972 ; Campbell, 1976). Toutefois, Campbell (1976) a constaté qu'un modèle différent peut se présenter dans certains cas locaux en relation avec la vitesse et la direction des vents dominants, vents qui transportent les particules, et qui sont à l'origine des variations du coefficient de diffusion du tourbillon. En plus, les variations de la topographie du terrain affectent le modèle de diffusion de la pollution autour du foyer d'émission.

C'est ainsi qu'on a observé des concentrations élevées des polluants au niveau des dépressions par rapport aux pentes et monticules (Hesketh, 1972 et Strom, 1976).

Cependant, le rôle des d'arbres de protection qui piègent et filtrent les particules de poussières rejetées par les différentes sources de pollution a été démontré par Bernatsky (1969). Cela confirme l'intérêt des plantations d'arbres qui peuvent considérablement affecter et stopper une grande partie des retombées de poussières.

1-3-2-4-Teneurs en plomb des poussières urbaines

La mesure de la quantité de plomb dans les poussières urbaines ou industrielles est un indice de la pollution de l'air.

Selon un rapport de l'O.C.D.E. (1988), les émissions du secteur du transport représentent un taux de l'ordre de 8% à 14% des poussières urbaines.

Le taux de plomb dans ces poussières a été estimé par plusieurs auteurs. Il varie de 2,85 à 7,2% dans la ville de San Diego en Californie d'après Chow et Earl (1970), tandis qu'à Chicago, Gatz (1975) a constaté une baisse continue du taux de plomb dans l'aérosol urbain de cette ville, de telle sorte que le plomb représente 2% en 1964, 1,3% en 1966 et seulement 1,1% en 1971. Cependant, Purves (1977) donne une gamme de 2 à 4% pour les zones urbaines. Cet auteur a constaté que le plomb représente l'élément le plus concentré dans les villes.

On admet généralement que la source du plomb urbain est d'origine automobile. Miller *et al.* (1972) ont estimé que 40% environ du plomb de la ville provient du secteur du transport.

La teneur en plomb des poussières des zones urbaines estimée par plusieurs auteurs est signalée dans le (Tableau (10)).

2-Le plomb et les lichens

2-1-Historique

Les lichens se développant sur les roches riches en plomb, ont suscité un certain nombre de travaux. Lounamaa (1956) a montré que *Umbilicaria* qui se développe sur les roches siliceuses accumule 300 à 3000 µg/g de plomb, et que *Stereocaulon* récolté sur les roches ultrabasiqes de la mine Orijarvi en Finlande peut accumuler une quantité énorme de plomb de l'ordre de 3000 à 6000 µg/g.

L'affinité de certains lichens saxicoles à absorber le plomb a été confirmé par Leroy et Koksov (1962), qui ont analysé le plomb et d'autres métaux lourds chez plusieurs espèces lichéniques prélevées sur les roches du crétacé inférieur à Dakota près de

Tableau (10)-Teneurs en plomb (en % ou en µg/g) des poussières urbaines

Source	Ville	Teneur en Pb (%) ou (µg/g)	Observations
Gatz (1975)	Chicago (USA)	2% (1964) 1,1% (Moy.)	0,51% (1966), 1,3% (1967), 1,2% (1971)
Day <i>et al.</i> (1975)	Birmingham (G. B)	1000-2500	(µg/g)
	Rio de Janeiro	700	(µg/g)
	77 villes américaines	1500-2400	(µg/g) (Moyenne)
	Manchester (G. B)	970 85	(µg/g) zone urbaine (µg/g) zone rurale
Ayling et Bloom (1976)	Tasmanie (Australie)	120-3010	(µg/g)
Kreuschmar <i>et al.</i> (1977)	Milan (Italie)	6258	µg/g)
Wilber et Hunter (1979)*	New Jersey (USA)	200-2500	(µg/g)
Hopke <i>et al.</i> (1980) *	Urbana, Illinois, (USA)	100	(µg/g)
Khan (1981)*	Bangkok	150-650	(µg/g)
Millar <i>et al.</i> (1982)*	Londres	300-3000	(µg/g)
Fergusson et Simmond (1983)*	Christchurch (Nouvelle Zélande)	6340	(µg/g)
Nasrallah (1984) *	Jeddah (Arabie Saoudite)	496-925	(µg/g) zone urbaine
		125	(µg/g) zone rurale
Brown (1986)*	Saint Thomas virgin (Islande)	803	(µg/g) zone urbaine
		40	(µg/g) zone rurale
Boughedaoui (1993)	Alger	139-302	(µg/g) zone urbaine
	Blida	119-294	(µg/g) zone urbaine
		66-76	(µg/g) zone rurale

* : in Boughedaoui (1993)

Colorado aux Etats-Unis. Les travaux de ces auteurs ont abouti à la conclusion que les lichens saxicoles sont de bons indicateurs et sont utiles pour l'exploration des minéraux.

Plusieurs travaux apparus plus tard et qui ont abouti à la même conclusion, à savoir que les lichens saxicoles accumulent naturellement des quantités importantes de plomb et d'autres métaux lourds. Parmi ces travaux, notons ceux de Lange et Ziegler (1963), de Noeske *et al.* (1970) en Belgique.

L'absorption du plomb par les lichens terricoles a été révélée au début par Shimwell et Laurie (1972) dans un complexe minier à Grassington (Grande Bretagne). Ces auteurs ont trouvé des teneurs considérables de plomb chez *Cornicularia muricata* (12045µg/g) et 9943 µg/g chez *Peltigera canina*. Par contre le sol sur lequel se développent ces lichens ne contient que 2570µg/g. On a aussi signalé l'accumulation plus ou moins importante du plomb par les lichens terricoles près des mines ou milieux riches en plomb (Brown, 1973; Leblanc *et al.*, 1974; Seaward *et al.*, 1978; Goyal, 1980; Goyal et

Seaward, 1981a), et d'après Seaward *et al.* (1978), on sait que le taux d'accumulation varie en fonction de l'espèce et qu'il n'y a pas de corrélation entre la teneur en plomb des lichens et celle du sol local.

2-2-Accumulation du plomb d'origine industrielle par les lichens

Les premières études qui ont révélé que les lichens accumulent le plomb atmosphérique d'origine industrielle ont été réalisées par Burkitt *et al.* (1972) et Nieboer *et al.* (1972). Burkitt *et al.* (1972) qui ont analysé un *Parmelia sp.* prélevé à différentes distances d'une fonderie de zinc à Bristol (Grande Bretagne) ont constaté que ce lichen accumulait 3271 µg/g à 4,5 km de l'usine et 386 µg/g seulement à 9,6 km de la fonderie. Le même phénomène a été observé par Nieboer *et al.* (1972) qui ont mesuré la teneur en plomb de quatre *Cladonia* récoltés à des distances différentes d'une fonderie de nickel à Sudbury près d'Ontario au Canada.

Depuis, plusieurs travaux ont été effectués en utilisant différentes espèces lichéniques pour la détection de la pollution plombique, que ce soit autour des aciéries (Pilegaard, 1978 puis Goyal et Seaward, 1981b), des fonderies de bronze (Folkesson, 1979), des centrales électriques (Nash et Sommerfield, 1981; Garty et Fuchs, 1982; Halonen *et al.*, 1993) ou de complexes industriels non définis (Andersen *et al.*, 1978 et Bargagli *et al.*, 1985). Bien que la plupart des auteurs aient remarqué la diminution du plomb en s'éloignant de la source de la pollution, les potentialités d'accumulation du plomb chez différentes espèces ont été observées.

En plus, Andersen *et al.* (1978) traduisent le gradient de pollution autour de la zone industrielle de Copenhague au moyen d'une carte du taux de plomb contenu dans le thalle de *Lecanora conizaeoides*. Ils distinguent trois zones (76µg/g, 109µg/g et 232µg/g) et établissent en outre une corrélation linéaire entre les retombées atmosphériques et l'accumulation du plomb dans les thalles.

Les tableaux (11 et 12) résument les principaux travaux réalisés par différents auteurs pour estimer les teneurs en plomb des lichens dans les milieux naturels et pollués.

2-3-Accumulation du plomb d'origine automobile par les lichens

On admet aujourd'hui que le secteur du transport constitue la source la plus importante de la pollution par le plomb dans agglomérations urbaines ou près des routes et des autoroutes.

2-3-1-Lichens et plomb des zones urbaines

Les lichens des régions urbaines sont considérés comme des accumulateurs des polluants atmosphériques, particulièrement du plomb qui peut être accumulé dans leurs thalles à des concentrations très élevées, qui dépassent largement leurs besoins physiologiques (Seaward, 1973; Garty *et al.*, 1977; Pilegaard, 1978).

Les premiers travaux publiés concernant le plomb atmosphérique urbain et les lichens furent réalisés par Seaward (1973 et 1974). Cet auteur a trouvé que *Lecanora muralis* a accumulé une quantité de plomb qui atteint 3124 $\mu\text{g/g}$ à l'intérieur de la ville de Leeds (Grande Bretagne), tandis qu'en zone rurale la teneur en plomb est de l'ordre de 102 à 132 $\mu\text{g/g}$. Saeki *et al.* (1975) ont trouvé que la teneur en plomb du lichen *Parmelia conspersa* dans la cité de Sindai (Japon) est de l'ordre de 20 à 200 ppm. Ils ont constaté que le taux de plomb augmente près des routes et au centre très urbanisé de la ville.

L'augmentation du taux de plomb près des routes en zones urbaines a été démontré par Takala et Olkkonen (1976) chez *Pseudevernia furfuracea* et *Hypogymnia physodes* prélevés à différentes distances de la route de Kuopio en Finlande. Ces auteurs ont constaté qu'il existe une forte corrélation entre le taux de plomb et la distance de la route.

La comparaison des teneurs en plomb des lichens en zone urbaine et rurale a montré que les lichens des zones urbaines accumulent plus de plomb que ceux qui se développent dans les zones rurales. C'est le cas de *Calomelas aurantiaca* étudié par Garty *et al.* (1977), Galun *et al.* (1984) et Garty *et al.* (1986) qui accumule 4 à 5 fois plus de plomb en zones urbaines d'Israël, ou d'*Hypogymnia physodes* qui accumule plus de 20 fois de plomb dans la ville de Kuopio par rapport au témoin vivant dans les zones rurales (Takala et Olkkonen, 1981). Inversement dans d'autres pays comme l'ex URSS, les études de Blyum et Tyutyunnik (1985) montrent que la teneur en plomb de *Hypogymnia physodes*, *Ramalina baltica* et *Xanthoria parietina* récoltés à Kiev et ses environs a augmenté de 2,5 fois seulement entre 1919 à 1984.

Enfin, les teneurs en plomb des lichens en zones urbaines peuvent être exploités pour établir des cartes de pollution plombiques. Parmi les cartes de ce type réalisées à l'aide des lichens, on trouve d'abord les travaux de Takala et Olkkonen (1976, 1981) qui ont estimé les teneurs du plomb de *Pseudevernia furfuracea* et *Hypogymnia physodes* pour dresser la carte de la pollution par le plomb de la ville de Kuopio en Finlande. Takala et Olkkonen, (1981) ont défini deux zones de pollution par le plomb, selon les teneurs de cet élément chez *Hypogymnia physodes*. La première a un taux de plomb inférieur à 90 $\mu\text{g/g}$, la

deuxième a un taux de plomb supérieur à 90µg/g. Cette méthode a été aussi utilisée par Andersen *et al.* (1978) qui ont traduit, le gradient de la pollution autour de la ville de Copenhague au Danemark, au moyen d'une carte du taux de plomb contenu dans le thalle de *Lecanora conizaeoides*. Ils reconnaissent ainsi trois zones (A, B et C) avec des teneurs en plomb de (76µg/g en zone rurale, 109µg/g en zone suburbaine et enfin 232µg/g au niveau de la zone urbaine). En plus, ces auteurs ont dressé une carte de pollution plombique à l'aide des teneurs en plomb des Bryophytes dans laquelle ils ont tracé des courbes d'isopollutions de différents niveaux : 5 µg/g, 100µg/g, 150µg/g, 200µg/g, 500µg/g et 1000µg/g.

Tableau (11) Teneurs en plomb de quelques espèces lichéniques dans les milieux naturels

Année	Auteurs	Espèce (s)	(µg/g)	Milieux, régions, observations.
-1976	Tomassini <i>et al.</i>	Lichens des zones arctiques	5	Zones rurales 20 -100 (Canada)
-1975	Seaward	<i>Hypogymnia physodes</i>	15	Grande Bretagne
-1978	Puckett	Lichens des régions arctiques	0,4 - 9,2	Canada
-1979	Pilegaard	<i>Hypogymnia physodes</i>	76,9	Danemark
-1979	Folkesson	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	20	Suède
-1980	Puckett et Finegan	<i>Cetraria cucullata</i>	4,2	Territoires Nord Ouest, Canada
		<i>Cetraria nivalis</i>	5,6	
		<i>Cladonia stellaris</i>	4,3	
-1983	Déruelle (a)	<i>Hypogymnia physodes</i>	78	Forêt de Fontainebleau, France
-1985	Gailey <i>et al.</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	5,2	Armode, Scotland
-1986	Vestergard <i>et al.</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	44	Frederiks voork, Danemark
-1984	Déruelle	<i>Parmelia physodes</i>	10 - 12	Forêt de Fontainebleau, France
		Autres espèces	5,3 - 22,4	
-1985	Garty	<i>Squamarina crassa</i>	43 - 71	Désert de Néguev, Israël
		<i>Diploschiste steppicus</i>	63	
		<i>Ramalina maciformis</i>	39,6	
-1982	Garty et Fuchs	<i>Ramalina duriaei</i>	12	Israël
-1987	Bargagli <i>et al.</i> (b)	<i>Parmelia caperata</i>	13,2	Tuscanie - Italie
		<i>Parmelia sulcata</i>	15,9-40,5	Près de Siena - Italie
		<i>Parmelia saxatilis</i>	13,5-15,2	Près de Siena - Italie
-1974	Kauranen et Miettinen	<i>Cladonia stellaris</i>	20	Finlande
-1974	Person <i>et al.</i>	<i>Cladonia stellaris</i>	8 - 17	Centre de la Suède

Tableau (12) Teneur en plomb des espèces lichéniques dans différents milieux pollués ou riches en plomb

Année	Auteur (s)	Espèce (s)	($\mu\text{g/g}$)	Région - Observations
-1956	Lounamaa	<i>Umbilicaria</i> <i>Stereocaulon</i>	300 -3000 3000-6000	Roches siliceuses Roches ultrabasiques de la mine Orijarvi (Finlande)
-1962	Leroy et Koksov	<i>Umbilicaria hyperborea</i> <i>Parmelia conspersa</i> <i>Lecanora rubina</i> <i>Xanthoria elegans</i>	30 -1000 500-1500 30 - 500 100	Teneur des roches 10-50 $\mu\text{g/g}$ Roches du créacé inférieur à Dakota, Denver près de Colorado (Etats Unis)
-1963	Lange et Ziegler	<i>Acarospora smaragdula</i> <i>Coleocaulon aculeatum</i> <i>Lecanora hercynica</i> <i>Porpidia macrocarpa</i> <i>Stereocaulon denatum</i> <i>Stereocaulon nanodes</i>	416 1740 125 388 274 2747	Sur des sols ou roches à la montagne Harz (Allemagne)
-1972	Nieboer <i>et al.</i>	Quatre espèces de <i>Cladonia</i>	30 - 49,5	Fonderie de nickel, Sudbury, Canada
-1972	Burkitt <i>et al.</i>	<i>Parmelia sp.</i> (corticole)	386 - 3271	Fonderie de zinc, Bristol, (G.B)
-1972	Shimwell et Laurie	<i>Peltigera canina</i> <i>Cornicularia muricata</i>	9943 12045	Complexe minier, Grassington.(G. B) Sol :2570 $\mu\text{g/g}$
-1973	Seaward	<i>Lecanora muralis</i> <i>Peltigera rufescens</i> <i>Cladonia furcata</i>	285-3124 46 - 454 79 - 180	Près de Leeds (G. B) Rigsby Warren (G. B)
-1974	Seaward	<i>Lecanora muralis</i> <i>Hypogymnia physodes</i>	375 - 440 36 - 58	Nord de Yorshire, près de Leeds. (G. B)
-1975	Saeki <i>et al.</i>	<i>Parmelia conspersa</i>	50 - 200	Cité Sindai, Japon
-1976	Laaksovirta <i>et al.</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	110 - 270	Autoroute, Sud de la Finlande
-1976	Takala et Olkkonen	<i>Pseudevernia furfuracea</i> <i>Hypogymnia physodes</i>	26 - 49 28 - 63	Zone urbaine, Kuopio, Finlande teneur en Pb, en fonction de la distance de la route
-1977	Garty <i>et al.</i>	<i>Caloplaca aurantiaca</i> <i>Caloplaca aurantiaca</i>	40 - 55 132 - 174	Zones rurales - Israël Zones urbaines - Israël
-1977	Erdman et Gough	<i>Parmelia chlorochroa</i>	30 - 200	Power River – Etats Unis
-1977	Gough et Erdman	<i>Parmelia chlorochroa</i>	11 - 25	Centrale électrique, utilisant le charbon (U.S.A.)
-1977	Nieboer <i>et al.</i>	Donnés de bases (5 - 100)	100 - 12000	Dans les écosystèmes pollués Canada
-1978	Andersen <i>et al.</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>	85 - 232	Zones rurales et urbaines (Copenhague)
-1978	Pakarinen <i>et al.</i>	<i>Cladonia arbusculata</i>	3,4 -30	23 sites en Finlande et Nord de la Norvège

Suite tableau (12) Teneur en plomb des espèces lichéniques dans différents milieux pollués ou riches en plomb.

Année	Auteur (s)	Espèce (s)	(µg/g)	Région - Observations
-1978	Pilegaard	<i>Lecanora conizaeoides</i>	52 - 1930	Aciérie, Frederik Svaerk, Danemark
-1978	Seaward <i>et al.</i>	<i>Peltigera canina</i> <i>Peltigera rufescens</i> <i>Cladonia impexa</i>	2077 1147 626	Mine de plomb abandonnée Yorkshire (G.B) teneur du sol 1591 µg/g et maximum 11860 µg/g.
-1979	Connor	<i>Cladonia skottsbergii</i>	28 - 80	Site géothermique volcanique (Hawaï)
-1979	Folkesson	<i>Hypogymnia physodes</i> <i>Cladonia rangiferina</i> <i>Pseudevernia furfuracea</i> <i>Usnea filipendula</i>	14 - 33 11 - 36 20 - 53 15 - 40	1,6 à 7 km d'une fonderie de bronze, Gusum, Sud Est de la Suède
-1979	Lawrey et Hale	<i>Pseudoparmelia baltimorensis</i> <i>Pseudoparmelia baltimorensis</i>	1131 273	Plumer Island près de l'autoroute Bear - Island, témoin 7,0 µg/g. (Etats Unis)
-1979	Pilegaard <i>et al.</i>	<i>Hypogymnia physodes</i> <i>Lecanora conizaeoides</i>	28 - 67 18 - 63	(21 sites), pollution régionale, Danemark
-1980	Puckelt et Finegan	14 espèces	53,7- 327	pollution régionale, de sources diverses, Canada
-1980	Goyal	<i>Peltigera</i> <i>Peltigera rufescens</i>	1200 1560	près d'une mine en Irlande Bristol (G.B.)
-1980	Hale (<i>in</i> Seaward 1980)	<i>Parmelia baltimorensis</i> <i>Xanthoparmelia conspersa</i>	150	En 1930, 250 en 1958, 1200 en 1973 (USA)
-1980	Lawrey	<i>Xanthoparmelia conspersa</i> <i>Xanthoparmelia conspersa</i>	95,2 1647,5	Bear Island, 6 km de la route Plummers Island, autoroutes (U.S.A.)
-1980	Seaward et Bylinska	<i>Cetraria islandica</i> <i>Cornicularia aculeata</i>	73,9 66,6	Sols riches en éléments minéraux, Karkonosze, Sud de la Pologne
-1981	Bosserman et Hagner	<i>Usnea</i> <i>Parmelia</i>	29 31	Okefenokée Swamp, milieux naturel, U.S.A.
-1981	Lawrey et Hale	<i>Pseudoparmelia baltimorensis</i> <i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1893 1647	En 1978, 1907 : 82 µg/g, près d'une autoroute En 1978, 1907 : 83 µg/g (Iles Plumers), USA
-1981	Pakarinen	<i>Cladonia arbuscula</i> <i>Cladonia mitis</i> <i>Cladonia stellaris</i>	6,4 - 10,7 2,7 6,1 - 13,4	Tourbière, pollution régionale - Finlande
-1981	Seaward <i>et al.</i>	<i>Umbilicaria</i>	9,3 - 96,5	Pollution régionale, Sud Est de la Pologne, 15 sites
-1981	Takala et Olkkonen	<i>Hypogymnia physodes</i>	14 - 308	Zone urbaine de Kuopio, Finlande, témoin : 14µg/g.

Suite tableau (12) Teneur en plomb des espèces lichéniques dans différents milieux pollués ou riches en plomb.

Année	Auteur (s)	Espèce (s)	($\mu\text{g/g}$)	Région - Observations
-1981	Nash et Sommerfield	<i>Caloplaca</i> <i>Dermatocarpon</i> <i>Lecanora</i>	25,1 28,6 39,5	Centrale électrique utilisant le charbon, Nouveau Mexique, Etats - Unis
-1981	Goyal et Seaward (a)	<i>Peltigera rufescens</i>	363	Sol: 16390 $\mu\text{g/g}$. et 25480 $\mu\text{g/g}$
-1981	Goyal et Seaward (b)	<i>Peltigera membranacea</i> <i>Cladonia furcata</i> <i>Coelocaulon aculeatum</i>	28 à 54 37 67 à 117	Près d'une aciérie à Twigmoor et Risbywarren en Grande Bretagne
-1982	Garty et Fuchs	<i>Ramalina duriaei</i>	12 - 246	Près d'une centrale électrique utilisant le charbon
-1982	Jones <i>et al.</i>	<i>Stereocaulon vesuvianum</i>	> 3000	Près des routes
-1982	Boileau <i>et al.</i>	<i>Cladonia rangiferina</i> <i>Cladonia mitis</i> <i>Stereocaulon sp.</i> <i>Umbilicaria sp.</i>	20 - 88 19 - 29 25 - 48 33 - 172	Près d'une mine d'uranium, région d'Ontario - Canada
-1983	Déruelle (a)	<i>Parmelia caperata</i>	90 - 960	à 15 m de la chaussée
-1984	Déruelle	<i>Lecanora conizaeoides</i> <i>Evernia prunastri</i> <i>Parmelia physodes</i> <i>Parmelia conspersa</i> <i>Ramalina farinacea</i> <i>Parmelia caperata</i> (sax.) <i>Parmelia fuliginosa</i> <i>Cladonia impexa</i> <i>Parmelia caperata</i> (cort.) <i>Umbilicaria polyphylla</i> <i>Umbilicaria grisea</i> <i>Umbilicaria pustulata</i> <i>Cladonia chlorophaea</i> <i>Parmelia borrieri</i>	224 528 1012 741 482 958 656 288 552 326 409 350 273 285	à 15 m de la chaussée autoroute, France, à 15 m de la chaussée
-1984	Galun <i>et al.</i>	<i>Caloplaca aurantiaca</i>	40 - 59 132 - 174	Zones rurales, Israël Zones urbaines
-1985	Pakarinen	<i>Hypogymnia physodes</i> <i>Cladonia stellaris</i>	37,7-94,5 9,8 - 18,4	Marais en Finlande dans les tourbières
-1985	Hale et Lawrey	<i>Pseudoparmelia baltimorensis</i>	736 174	En 1980, 670 en 1981, 770 en 1982, îles Plumers (USA) En 1980, 147 en 1981, 18 en 1982, îles Bear (USA)
-1985	Bargagli <i>et al.</i>	<i>Xanthoria parietina</i>	13,7- 82,3	Près d'un complexe industriel, Rosigno-solva, Italie
-1985	Garty	<i>Squamarina crassa</i>	25 - 71,6	Désert de Néguev, Israël
-1986	Zakshek et Puckett	<i>Cladonia rangiferina</i>	3 - 21	Pollution régionale, Nord Ouest et Est - Canada
-1986	Garty <i>et al.</i>	<i>Caloplaca aurantiaca</i>	203	Sur tuiles à Tel-Aviv, substrat : 21-76 $\mu\text{g/g}$.

Fin tableau (12) Teneur en plomb des espèces lichéniques dans différents milieux pollué ou riches en plomb.

Année	Auteur (s)	Espèces	(µg/g)	Région - Observations
-1987	Bargagli <i>et al.</i> (a)	<i>Parmelia caperata</i>	5 - 60	Moyenne 23,5, Parc San Rossore - Italie
-1987	Bargagli <i>et al.</i> (b)	<i>Parmelia caperata</i>	13,2	Tuscanie, Italie
		<i>Parmelia saxatilis</i>	54 - 80	à 300 m d'une autoroute, 16 à 15 µg en zones rurales
		<i>Parmelia sulcata</i>	76 - 134	à 300 m d'une autoroute, 16 à 40 µg en zones rurales
		<i>Parmelia caperata</i>	82 - 151	à 300 m d'une autoroute, 10 à 15 µg en zones rurales
-1987	Garty et Ammann	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	35-246	Zones urbaines, sud urbaines et rurales en Suisse
		<i>Usnea sp., Cetraria islandica</i>	23- 268 40 -134	Zones rurales près des routes Zones rurales
-1987	Schwartzman <i>et al.</i>	<i>Pseudoparmelia baltimorensis</i>	85 - 594	Parc rock greek, pollution automobile
			102 - 549	Plumers Islande (USA)
-1988	Folkeson <i>et al.</i>	<i>Cladonia rangiferina</i>	124	Près d'une fonderie de zinc, Suède
		<i>Hypogymnia physodes</i>	160	
-1989	Bargagli	<i>Parmelia sulcata</i>	8,8 - 26,9	Régions lointaines à Tuscanie, Italie
-1990	Kubin	<i>Hypogymnia physodes</i>	1 - 62	Pollution régionale en Finlande
-1990	Liska et Vezda	<i>Hypogymnia physodes</i>	26,9	Parc à 15 km de Prague
		<i>Lecanora conizaeoides</i>	31,1	
		<i>Parmelia conspersa</i>	41,6	
		<i>Parmelia samloensis</i>	39,5	
		<i>Parmelia pulla</i>	43,8	
		<i>Cladonia rangiformis</i>	15,8	
-1993	Lawrey	<i>Flavoparmelia baltimorensis</i>	136,8	En 1988 à Plumer Islande, États-Unis, 82.3 µg/g. en 1907, 127,8 en 1938, 328 en 1958, 1160 en 1970 1131 en 1979, 787 en 1982
-1993	Halonen <i>et al.</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	5,8-67,9	Près d'une centrale électrique et une usine de papier région côtière, Ouest de la Finlande
-1994	Déruelle et Guilloux	<i>Xanthoria parietina</i>	520-2170	Usine qui produit le plomb tétraéthyle, Paimbœuf, France

2-3-2-Lichens et plomb des routes et des autoroutes

Le plomb dégagé par les pots d'échappement des véhicules automobiles près des routes et des autoroutes a été étudié par plusieurs auteurs, en utilisant différentes espèces lichéniques.

D'abord la concentration du plomb augmente à proximité des voies de circulation et diminue lors qu'on s'éloigne de la route (Takala et Olkkonen, 1976; Laaksovirta *et al.*, 1976; Lawrey et Hale, 1979; Lawrey, 1980; Takala et Olkkonen, 1981; Jones *et al.*, 1982; Déruelle, 1984; Bargagli *et al.*, 1987a ; Semadi et Déruelle, 1993).

Dans la ville de Kuopio en Finlande, Takala et Olkkonen (1976) ont mis en évidence l'existence d'une corrélation entre la quantité de plomb accumulé par *Pseudevernia furfuracea* et *Parmelia physodes* et la proximité d'une route principale. L'accumulation du plomb est doublée chez les deux lichens prélevés entre 0 et 10 m par rapport à ceux récoltés à plus de 100 m de la route.

Au niveau d'une autoroute près de Helsinki en Finlande Laaksovirta *et al.* (1976) ont relevé le même gradient de la pollution en prélevant les échantillons de *Parmelia physodes* à 20 m, 100 m et 200 m de la chaussée.

L'effet des autoroutes sur l'augmentation du plomb chez certains espèces lichéniques a été aussi mis en évidence par les travaux de Lawrey et Hale (1979), Lawrey (1980), Lawrey et Hale, (1981) et Lawrey (1993) à l'île Plummers près de Maryland (Etats-Unis) après la construction d'un pont qui l'a reliée à la ville en 1965. En effet les échantillons de *Pseudoparmelia baltimorensis* prélevés en 1938 contiennent 106µg/g, tandis que ceux qui ont été récoltés entre 1974 et 1978 en contiennent 1131µg/g. Les thalles de la même espèce des îles voisines (île Bear) restées isolées ont, à la même époque, un taux de plomb de 273µg/g. En outre les études de Lawrey (1980) dans la même région ont révélé que la teneur en plomb chez *Xanthoparmelia conspersa* a atteint 1647,5µg/g au-dessous de l'autoroute à l'île Plummers, tandis qu'à l'île Bear isolé le taux de plomb chez la même espèce ne dépasse pas 95,2 µg/g. Par ailleurs, les travaux de Lawrey et Hale (1981) portant sur les teneurs en plomb de *Pseudoparmelia baltimorensis* à l'île Plummers, montrent que le taux de plomb chez cette espèce était de 82µg/g en 1907 et celle de *Xanthoparmelia conspersa* de 83µg/g, tandis qu'en 1978, elles atteignent respectivement 1893µg/g et 1647µg/g, soit un rapport d'accumulation de plus de 20 fois. Enfin les analyses de Lawrey (1993) sur la teneur en plomb d'un autre lichen (*Flavoparmelia baltimorensis*) démontre la tendance de la pollution dans cette région. En effet la teneur en plomb de ce lichen à l'île Plummers (près d'une intersection

d'autoroutes) était respectivement de 82µg/g en 1938, de 127,8µg/g en 1958, de 1160,5µg/g en 1970, de 1131 µg/g en 1979, de 787 µg /g en 1988 et de 136,8µg/g en 1992. L'île Bear (moins polluée), les teneurs en plomb du même lichen étaient respectivement de 273µg/g en 1979, de 174µg/g en 1982, de 123µg/g en 1988 et de 49,3µg/g seulement en 1992. L'augmentation du taux du plomb après 1958 est attribuée à la construction d'un grand pont en 1965 précédemment cité à l'île Plummers, tandis que la diminution du plomb dans les deux sites à partir de 1979 est due à la baisse du taux de plomb dans l'essence. D'ailleurs cette baisse du plomb dans l'essence depuis les années 80 à été confirmé par une diminution simultanée du plomb de l'ordre de 1,2 à 4.6 fois dans les thalles de *Flavoparmelia haitimorensis* récoltées dans différents sites au parc national Shenandoah (Virginie) en 1985-1986

En plus, de nombreux travaux réalisés dans plusieurs pays ont montré que la teneur en plomb chez les lichens dépend de la densité de la circulation automobile : Laaksovirta *et al.*(1976), Takala et Olkkonen (1981) en Finlande, Pilegaard *et al.*(1979) au Danemark, Hopp et Tolz (1979) en Allemagne, Lawrey (1980) au Etats-Unis, Déruelle (1983a) en France, Garty (1988) en Israël, Maguas *et al.*(1990) au Portugal et Semadi et Déruelle (1993) en Algérie.

Après avoir dressé une carte de l'intensité de la circulation à Kuopio (Finlande), Takala et Olkkonen (1981) ont défini une zone de trafic élevé au centre de la ville avec la présence de plus de 90µg/g de plomb dans les thalles de *Parmelia physodes* et une seconde zone a trafic modéré délimité par une teneur en plomb des thalles comprise entre 40 à 90µg/g.

La comparaison de l'accumulation du plomb chez plusieurs espèces (*Lecanora varia*, *Parmelia physodes*, *Evernia prunastri*, *Parmelia acetabulum*) se développant à l'intérieur et à l'extérieur de la ville de Würzburg (Allemagne) conduit à la même conclusion (Hopp et Tolz, 1979).

Dans tous les cas examinés ici, on observe donc que l'accumulation du plomb par les lichens est liée à la densité du trafic.

2-3-3-Lichens et plomb à l'échelle régionale

Les lichens qui colonisent les tourbières et les lichens épiphytes souvent prélevés dans des zones éloignées des villes et des routes, ont été utilisés pour caractériser la pollution à l'échelle d'une région entière.

La détection de la pollution régionale a débuté en Scandinavie avec les travaux de Rubling et Tyler (1968, 1969, 1971 et 1973) sur les mousses, puis à l'aide des lichens (Pakarinen *et al.*, 1978; Pilegaard *et al.*, 1979; Gydesen *et al.*, 1981; Pakarinen, 1981).

Une baisse significative du plomb contenu dans deux lichens (*Cladonia arbuscula* et *Cladonia mitis*) prélevés à plus de 200 m des routes a été observée du Sud au Nord à l'Est de la Scandinavie (Finlande et Norvège) par Pakarinen *et al.* (1978). Pilegaard *et al.* (1979) ont effectué un travail du même type au Danemark en estimant la teneur en plomb de deux lichens (*Parmelia physodes* et *Lecanora conizaeoides*) récoltées à plus de 500 m de la route. Les retombés atmosphériques de plomb, plus abondantes à l'Est et au Sud-Est du Danemark, qu'à l'Est et au Nord, souligne l'importance des pollutions urbaines et industrielles locales qui modifient le gradient Nord-Sud mis en évidence précédemment. Les travaux de Gydesen *et al.* (1981) sur la teneur en plomb de *Lecanora conizaeoides* prélevé dans différentes zones au Danemark montrent que la pollution par le plomb est plus importante au Danemark méridional qu'au Danemark septentrional.

Le même gradient de pollution (N-S) a été observé par Pakarinen (1981) en Finlande en dosant le plomb dans trois lichens des tourbières (*Cladonia arbuscula*, *Cladonia mitis* et *Cladonia stellaris*).

Au Nord-Ouest du Canada, 14 lichens ont été utilisés et récoltés dans différentes zones par Puckett et Fenegan (1980). Ces auteurs utilisent le facteur d'enrichissement (F.E.) qui est le rapport entre la teneur en plomb dans le lichen et la teneur en plomb de son substrat, pour caractériser la pollution. Après le calcul du facteur d'enrichissement (F.E.), qui varie de 57 à 327, ces auteurs ont constaté que les valeurs de (F.E.) les plus élevées sont situées soit dans les villes au bien près des aéroports, tandis que dans les régions lointaines la contamination de l'environnement est due à la dispersion du plomb dans l'atmosphère et son transport à de très longues distances. Ce phénomène a été aussi signalé par Rahn et Mc Caffrey (1980).

Les changements de la quantité de plomb déposé dans l'environnement dans l'espace et dans le temps pendant de longues périodes ont été démontrés, par l'analyse du plomb dans les lichens récoltés à partir du milieu du 19^{ème} siècle et conservés dans les herbiers anciens. Ces études permettent d'estimer qualitativement l'histoire du niveau de plomb au passé en comparaison avec le niveau actuelle.

Des cartes de pollution plombique, à l'échelle régionale ont été aussi réalisées. Ainsi Zakshek et Puckett (1986) après avoir estimé le taux de plomb contenu dans le thalle de *Cladina rangiferina* prélevé dans différents sites à l'Est et Nord Ouest du Canada,

établissent une carte régionale de la pollution par le plomb. Ces auteurs ont constaté que la teneur en plomb chez ce lichen est très faible dans la partie Nord Ouest (3µg/g) et atteint 21µg/g près des centres urbains de la partie Est du pays. A l'échelle d'un pays, Kubin (1990) réalisa la carte de la pollution plombique de la Finlande, à partir du taux de plomb contenu dans le thalle de *Hypogymnia physodes* prélevé dans différents sites du pays et qui varie de 1 µg/g au niveau des régions lointaines pour atteindre 62 µg/g près des routes et centres urbains.

3-Accumulation du plomb par les mousses

3-1-Historique

Le premier auteur ayant mentionné que les mousses pouvaient accumuler du plomb doit être à notre connaissance le Finlandais Lounamaa (1956). Cet auteur a noté que les mousses absorbent le plomb au niveau des mines d'une manière préférentielle et ressemblent beaucoup plus aux plantes supérieures qu'aux lichens quant à leur comportement. L'accumulation du plomb par les mousses près des mines a été confirmée par Leblanc *et al.* (1974) qui indiquent que la teneur en plomb chez les mousses, peut dépasser 17000 µg/g au Québec.

D'autres études sur la contamination de l'environnement par le plomb ont été réalisées par plusieurs auteurs et dans différents pays aussi bien dans les milieux industriels et dans les milieux urbains. (Ruhling et Tyler, 1968; 1969; 1971; et 1973) en Suède, Goodman et Roberts (1971) aux Etats-Unis, Lee (1972), Lee et Talli (1973) en Grande Bretagne, Lehtikoinen (1973), Pakarinen et Tolcra (1976) en Finlande, Leblanc *et al.* (1974) au Canada, Herrmann (1976) en Allemagne, Grodzinska (1978) en Pologne et Andersen *et al.* (1978) au Danemark.

On distingue généralement trois techniques principales pour estimer la pollution du plomb dans l'environnement à l'aide des mousses :

- 1°-l'analyse des mousses indigènes de la zone d'étude ;
- 2°-l'analyse des mousses conservées dans les herbiers anciens et la comparaison des teneurs en plomb avec les taux des mousses actuelles ;
- 3°-les techniques de transplantation qui consistent à récolter les mousses avec leurs substrats (bûches, branches, etc.) d'une région non polluée, et à exposer ces échantillons dans différents sites de la zone polluée pendant un temps déterminé.

3-2-Accumulation du plomb par les mousses indigènes

3-2-1- Etudes anciennes de la pollution plombique régionale avec les mousses

Les premières études publiées, concernant l'estimation de la pollution par le plomb en utilisant les mousses remontent à la fin des années soixante, avec les travaux de Rühling et Tyler (1968) en Suède. Ces auteurs ont en effet analysé le contenu en plomb chez les mousses d'anciens herbiers provenant de différentes régions en Suède, et ils ont comparé les résultats avec les teneurs en plomb des espèces (*Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme* et *Pleurozium schreberi*) récoltées dans les mêmes régions. Ces auteurs ont révélé que le taux moyen en plomb chez les mousses analysées et représentées dans la figure (11) était de l'ordre de 20µg/g entre 1860 et 1875, de 40µg/g entre 1875 et 1900, de 40-50µg/g entre 1900 et 1950 et avait atteint 80 à 90µg/g après 1950. L'augmentation du niveau de plomb durant la deuxième période a été interprétée par l'utilisation du charbon dans l'industrie. Dans la dernière période, cette même augmentation pourrait vraisemblablement être due à l'utilisation de l'essence avec le plomb.

Par contre, Lee et Talli (1973) qui ont examiné, depuis le dix-neuvième siècle et dans différentes régions de l'Angleterre, le taux de plomb chez *Hypnum cupressiforme*, prélevée entre 1850 et 1900 et conservée au Musée de Manchester n'ont remarqué aucune augmentation du niveau de plomb. Bien au contraire, certains sites ont même enregistré une diminution. Certains échantillons prélevés près des mines et complexes industriels (fonderies) contiennent plus de plomb par rapport aux échantillons prélevés entre 1972 et 1973.

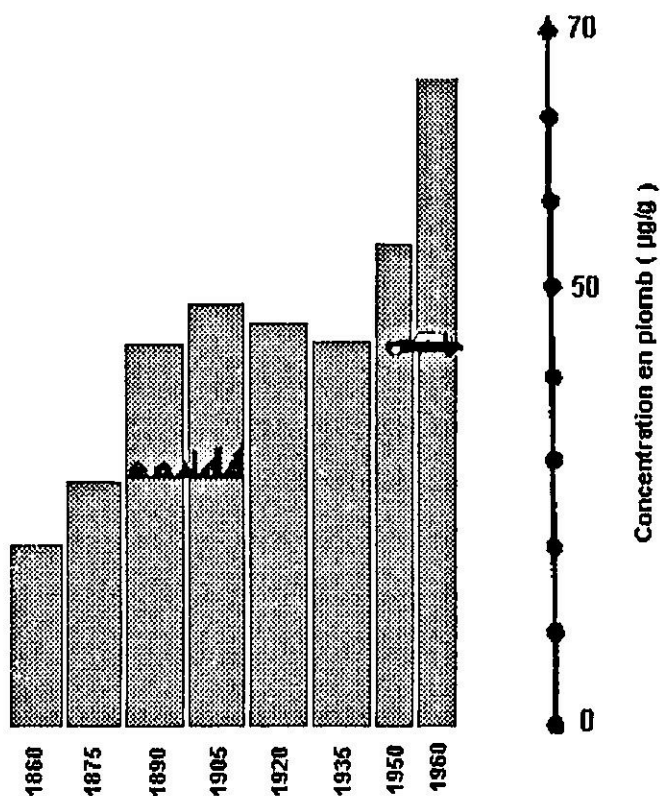
Des études similaires concernant l'analyse des profils des tourbières, menées par les mêmes auteurs et Livett *et al.* (1979) au Sud de l'Angleterre montrent que les taux de plomb étaient faibles au début du 18^{ème} siècle et que l'industrialisation de la région plus tard est responsable de l'augmentation du plomb dans le milieu.

Enfin au Danemark les travaux de Rasmussen (1977) et de Johnsen et Rasmussen (1977) sur les Bryophytes épiphytes (*Pterogonium gracile*) prélevé entre 1944 et 1976 montrent une augmentation du taux de plomb dans les régions rurales du Danemark notamment entre 1951 et 1975 (plus de 40 %), et que cette augmentation est due vraisemblablement aux émissions anthropogènes.

3-2-2- Etudes de la pollution plombique régionale pendant les dernières décennies en utilisant les mousses comme bioindicateurs

Les dépôts de plomb dans l'environnement pendant les dernières décennies ont été étudiées par l'analyse du plomb dans les mousses et réalisés dans de nombreux pays. (Ruhling et Tyler, 1968, 1969, 1971 et Tyler, 1972) en Suède, Salmi (1969), Ruhling et Tyler (1973), Lehtikoinen (1973), Pakarinen et Tolonen (1976), Makinen et Pakarinen (1977) en Finlande, Steinnes (1977, 1980) en Norvège, Andersen *et al.* (1978), Pilegaard *et al.* (1979), Rasmussen *et al.* (1980) et Gydesen *et al.* (1981, 1983) au Danemark, Herrmann (1976), Thomas (1979), Lotchert et Wandtdner (1982) en Allemagne, Grodzinska (1978), Seaward et Bylinska (1980) en Pologne, Groet (1976) et Für *et al.* (1979) aux Etats-Unis. Ruhling et Tyler (1968) ont étudié l'accumulation du plomb en Suède chez quatre mousses prélevées dans plusieurs régions éloignées des routes, des agglomérations urbaines et des usines et ont pu établir un gradient de pollution par le plomb dans ce pays. Selon ces auteurs le niveau est cinq fois plus élevé au Sud par rapport au Nord à cause de l'industrie et du trafic automobile, puisque l'une des espèces des mousses étudiées (*Pleurozium schreberi*) peut accumuler 500µg/g de plomb au bord de la route et neuf fois moins à 150 m de la chaussée.

Fig. (11) - Concentration du plomb dans les mousses récoltées entre 1860 à 1960 et conservées dans les herbiers du Museum d'Uppsala (d'après Rühling et Tyler, 1968)



Les mêmes observations ont été faites par ces auteurs cinq ans plus tard au Sud de la Finlande et de la Norvège. En conclusion, Ruhling et Tyler (1971 et 1973) pensent que la pollution par le plomb au Sud de la Scandinavie est d'origine étrangère.

La pollution par le plomb d'origine automobile a été démontrée cette fois-ci par Lehtikoinen (1973) qui a constaté qu'au centre urbain de la ville de Turku en Finlande, le taux de plomb chez trois mousses *Brachythecium*, *Eurhynchium*, *pleurozium* peut atteindre 1090 µg/g. Par contre au bord des routes à circulation modérée la teneur en plomb chez ces mousses est de l'ordre de 154 - 435µg/g seulement.

Les niveaux de plomb les plus bas en Finlande ont été rapportés par Makinen et Pakarinen (1977) et sont de l'ordre de 21-24 µg/g chez *Pleurozium schreberi* au Sud de la Finlande, niveau qui sont proches des teneurs en plomb chez la même espèce (17-24µg/g) trouvée par Folkesson (1981) dans une forêt de conifères au Sud de la Finlande. Steinnes (1977 et 1980) qui a étudié la teneur en plomb chez *Holocomium splendens* prélevé dans plusieurs régions au Sud de ce pays a remarqué aussi que le niveau de plomb est plus élevé au Sud par rapport aux régions du Nord.

Au Danemark, les travaux de Andersen *et al.* (1978) ont démontré que le plomb chez les mousses *Brachythetium rutabulum* et *Rytdiadelphus* est de l'ordre de 90 µg/g en zones rurales, mais il atteint 1000 µg/g en zones urbaines à Copenhague. De même Pilegaard *et al.* (1979) qui ont étudié le taux de plomb chez *Hypnum cupressiforme* prélevé à plus de 500 m de la route, et dans 21 sites ruraux au Danemark, ont remarqué que la teneur en plomb chez cette espèce varie entre 77 et 237µg/g. Ils sont parvenus à conclure que la pollution par le plomb peut être transportée à une longue distance. Gydesen *et al.* (1981) ont aussi prouvé que la teneur en plomb chez *Hypnum cupressiforme* est de 1,5 fois supérieure au Sud du Danemark en comparaison avec la partie Nord du pays, et ces auteurs pensent aussi que cette pollution est d'origine étrangère.

De nombreux auteurs en Allemagne ont utilisé les mousses pour estimer la pollution régionale par le plomb. Herrmann (1976) qui a utilisé *Hypnum cupressiforme* récoltée dans plusieurs régions de ce pays a constaté que les taux du plomb les plus élevés se situent au niveau de la zone industrielle du Rhin et Ruhr et au bord de la montagne Hartz. Par ailleurs, Thomas (1979) qui a prélevé la même espèce précédente au niveau de 37 sites à travers l'Europe (les Alpes, Allemagne, Hollande) a constaté de fortes teneurs en plomb autour des usines et les sites dont le trafic routier est très important.

Enfin aux Etats-Unis, Groet (1976) qui a analysé le plomb chez *Leucobryum glaucum* a constaté qu'il y a une grande différence entre les régions, et que le taux de

plomb au Sud est généralement plus élevé par rapport aux autres régions. De même Furr *et al.* (1979) ont constaté des teneurs élevées en plomb dans plusieurs espèces de *Sphagnum* dans la région de New York par rapport aux valeurs de base. L'inter corrélation entre les teneurs en plomb et d'autres métaux lourds analysés a été interprétée comme une contribution représentative des transports des polluants à une très grande distance.

3-2-3-Accumulation du plomb chez les mousses autour des industries et des mines

Les premières analyses concernant l'accumulation du plomb par les mousses près des industries ont été réalisées par Lee (1972) près d'une usine fabriquant le plomb antidétonant au centre de Manchester en Grande Bretagne. Cet auteur qui a analysé la teneur en plomb chez *Ceratodon purpureus* a constaté que cette mousse accumule 320µg/g à 2 mètres de l'usine tandis qu'à 20 m, cette valeur baisse à 185µg/g. Cependant les plus grandes valeurs du plomb chez les mousses se développant près des complexes industriels ont été publiés par Ratcliffe (1975) chez *Dicranella heteromalla* et *Ceratodon purpureus* près d'une usine de batteries avec une accumulation de l'ordre de 105 à 5141µg/g selon les individus de l'espèce et la direction du vent. Toutefois cette dernière valeur est inférieure à celle reportée par Leblanc *et al.* (1974) chez *Holocomium splendens* se développant près d'une mine de cuivre à Murdoch ville (Québec), et qui accuse une teneur en plomb de 17320µg/g.

Parmi les travaux les plus détaillés sur ce sujet, on peut citer celui de Folkesson (1978) qui a étudié la teneur en plomb dans 57 sites et chez 5 mousses : *Dicranum polisum*, *Holocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme*, *Pleurozium schreberi* et *Pohlia nutans* près d'une fonderie de bronze au Sud-Est de la Suède. Cet auteur a constaté que la quantité accumulée diffère selon les espèces. *Hypnum* accumule plus de plomb par rapport aux autres espèces. De plus, selon cet auteur les mousses accumulent plus de plomb par rapport aux lichens.

Les accumulations modérées en plomb chez les mousses ont été trouvées par Folkesson (1981) près d'une centrale électrique en Finlande (14,5 à 22,4 µg/g) chez *Pleurozium schreberi* en fonction de la distance, et Bengtson *et al.*(1982) près d'une fonderie de cuivre et de zinc à Gusum en Suède (87 à 93 µg/g) chez *Hylocomium splendens*, et enfin Kortesharju *et al.* (1990) qui ont trouvé des valeurs en plomb proches des teneurs normales chez *Pleurozium schreberi* (7 à 36 µg/g) près d'une usine de ciment en Finlande.

La teneur en plomb des mousses prélevées dans les milieux naturels et pollués est indiquée dans les tableaux 13 et 14 respectivement.

3-3-Transplantation des mousses pour estimer la pollution en plomb

Quand les mousses sont absentes au niveau de la zone d'étude, les auteurs font recours aux techniques de transplantation des mousses depuis une région non polluée à une zone urbaine polluée ou près des routes ou usines.

3-3-1-Techniques de transplantation des mousses

D'après Grodzinska (1982) il existe deux techniques principales de transplantation des mousses :

1°-la transplantation des mousses avec leurs substrats, que ce soient les écorces, les branches, les bûches ou une portion de terre sur laquelle elles se développent, depuis une région non polluée vers la zone d'investigation polluée pendant une période déterminée ;

2°-la technique en sac avec des échantillons de mousses récoltés que ce soit secs ou humides qui sont posés dans un sac en nylon (filet) et exposés au niveau de la zone contaminée pendant une période de quelques semaines, puis les teneurs en plomb sont mesurées dans les échantillons après le temps déterminé.

De nombreux auteurs ont utilisé la technique des transplants des mousses dans plusieurs pays que ce soit près des routes, des zones urbaines ou des sites industriels. Nous pouvons citer : Goodman et Roberts (1971), Roberts (1972), Keller (1974), Little et Martin (1974), Ratcliffe (1975), Frahm (1976), Cameron et Nickless (1977), Pilegaard (1979) puis Huttunen et Karhu (1980).

Roberts (1972) qui a utilisé les deux techniques de transplantation des mousses dans une zone urbaine au Sud de l'Angleterre n'a pas remarqué de différences entre les deux techniques. Toutefois cet auteur recommande l'utilisation de la technique en sac sans justifier ses avantages. De même Pilegaard (1979) qui a transplanté *Dicranoweisia cirrata* et un lichen (*Hypogymnia physoides*) près d'une aciérie au Danemark pendant sept mois et au niveau de 12 sites a constaté une corrélation linéaire entre les retombées atmosphériques et l'accumulation des métaux lourds chez les deux transplants. D'autre part l'auteur note que l'accumulation chez la mousse est un peu plus rapide en comparaison avec le lichen.

3-3-2-Aperçu des résultats obtenus par cette méthode

Les résultats obtenus par cette technique de transplantation de mousses ont été regroupés dans les tableaux (13 et 14) ci- après.

Tableau (13) Teneur en plomb des mousses dans les milieux naturels

Année	Auteur (s)	Espèces (s)	µg/g.	Région et observations
-1981	Folkesson	<i>Hylocomium splendens</i>	7,0	Forêt de conifère, Nord de la Norvège
		<i>Pleurozium Schreberi</i>	17 - 24	Forêt conifère, Sud Est de la Finlande
-1984	Montagnini <i>et al.</i>	<i>Leucobryum glaucum</i>	1 - 6	Forêt amazonienne, Venezuela
-1986	Onianwa <i>et al.</i>	Plusieurs espèces corticoles	11,0	Plantation, souvent <i>Theobroma cacao</i> , Nigeria
-1987	Wiersma <i>et al.</i>	<i>Hylocomium splendens</i>	1,7 - 9,6	Forêt tempérée, parc olympique (États - Unis)
-1988	Wiersma <i>et al.</i>	<i>Hylocomium splendens</i>	1,9 - 6,8	Toundra, Alaska
			0,3 - 0,7	Forêt de Nothofagus, Sud de Chili
-1992	Steinnes <i>et al.</i>	<i>Hylocomium splendens</i>	7,0	Forêt de conifère, Nord de la Norvège
-1995	Bargagli <i>et al.</i>	<i>Hylocomium splendens</i>	4,3 - 9,9	Toundra, Sud Ouest de Groenland
		<i>Hylocomium splendens</i>	17	Italie
		<i>Hypnum cupressiforme</i>	15	Italie
		<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	2,3 - 4,6	Désert Froid, Antarctique
		<i>Sarconeurum glaciale</i>	1,1 - 2,4	Désert Froid, Antarctique
		<i>Scleropodium purum</i>	9,5	Italie

4-Le plomb et les végétaux supérieurs

4-1-Absorption du plomb par les racines

La contamination du sol par le plomb près des routes, des usines et des mines a incité plusieurs chercheurs à s'intéresser à l'absorption du plomb par les racines de la végétation naturelle ou cultivée se développant sur ces sols riches en plomb.

De nombreux auteurs ont démontré que les racines absorbent le plomb dans le sol (Brewer, 1966; Singer et Hanson, 1969; Schuck et Locke, 1970; Lagerwerff, 1971; Cox et Rains, 1972; Impens *et al.*, 1973; Bovay, 1973 et Smith, 1976), mais la majorité d'entre eux ont signalé que le plomb n'est absorbé qu'en petite quantité à partir du sol. (Impens *et al.*, 1973; Bovay, 1973; Purves, 1977)

Impens *et al.* (1973) qui ont analysé le sol et la végétation près des autoroutes en Belgique ont constaté qu'il existe une grande différence entre la teneur en plomb du sol et les parties épigées des plantes herbacées. Ces auteurs concluent que l'absorption racinaire du plomb n'intervient que très peu dans l'ensemble du plomb contenu chez les plantes. Ces travaux ont été confirmés par Bovay (1973) qui a réalisé des essais d'absorption du plomb dans le sol dans quatre plantes (Haricot, Epinard, Orge et

Tableau (14) Teneur en plomb des mousses près des routes et dans des zones industrielles

Année	Auteur (s)	Source, Région	Espèces (s)	($\mu\text{g/g}$)	Observations
1968	Ruhling et Tyler	Routes en Suède (Région de Skåne)	<i>Pleurozium schreberi</i>	20	Moyenne: 1860-1875
			<i>Hypnum cupressiforme</i>	40	Moyenne: 1875-1900
			<i>Hylocomium splendens</i>	90	Moyenne: après 1950 à 1968
			<i>Pleurozium schreberi</i>	300-500	à 25 m de la route
1971	Ruhling et Tyler	Routes (Suède)	<i>Hypnum cupressiforme</i>	42 - 172	Pollution régionale
			<i>Sphagnum magellanicum</i>	64 - 101	
1971	Goodman et Roberts	Zone urbaine et industrielle	<i>Hypnum cupressiforme</i> (transplanté)	52-348	
1971	Martinez <i>et al.</i>	Route, Louiziana, USA	<i>Tillandsia usnoides</i> (épiphyte vasculaire)	966	Bord de la route à grande circulation
1972	Lée	Usine de Plomb, Manchester, (G.B)	<i>Ceratodon purpureus</i>	185-320	En fonction de la distance de l'usine
1972	Tyler	Lund, Suède	<i>Hylocomium splendens</i>	20 - 40	Pollution régionale
1973	Ruhling et Tyler	Centre et Sud de la Finlande	<i>Pleurozium schreberi</i>	400	Pollution régionale
1973	Lehikoinen	Turku, Finlande, Centre urbain et bords des routes	<i>Brachythecium sp.</i>	188 -	Au centre de la ville Au bord des routes
			<i>Eurhynchium sp.</i>	1090	
			<i>Pleurozium schreberi</i>	154-435	
1974	Leblanc <i>et al.</i>	Mines de cuivre à Murdochville, Québec	<i>Hylocomium splendens</i>	17320	
			<i>Pleurozium schreberi</i>	1160	
1975	Ratcliffe	Usine de Batterie	<i>Dicranella Heteromalla Ceratodon purpureus</i>	105 - 5141	En fonction des individus et la direction du vent
1976	Groet	Usine, Nord et Est des Etats Unis	<i>Leucobryum glaucum</i>	40 - 28	Pollution régionale
1976	Herrmann	Allemagne	<i>Hypnum cupressiforme</i>	-	Pollution régionale
1976	Pakarinen et Tolonen	Finlande	<i>Sphagnum fuscum</i>	-	pollution régionale
1976	Ellison <i>et al.</i>	Usine, Angleterre	<i>Hypnum cupressiforme</i>	-	pollution régionale
1977	Makinen et Pakarinen	Sud de la Finlande	<i>Pleurozium schreberi</i>	21 - 24	pollution régionale
1977	Steinnes	Norvège	<i>Hylocomium splendens</i>	-	pollution régionale

Fin tableau (14) Teneur en plomb des mousses près des routes et dans des zones industrielles

Année	Auteur (s)	Source, Région	Espèces (s)	(µg/g)	Observations
1978	Grodzinska	Pologne	<i>Hylocomium sp.</i>	-	pollution régionale
1978	Andersen <i>et al.</i>	Copenhague (Danemark) et ses environs	<i>Brachythecium rutabulum</i> <i>Rhytidiadelphus</i>	90 - 97 200-1000	en zone rurale et suburbaine en zone urbaine
1979	Pilegaard <i>et al.</i>	Danemark	<i>Hypnum cupressiforme</i>	77 - 237	21 sites ruraux, pollution régionale
1979	Thomas	Ouest de l'Allemagne	<i>Hypnum cupressiforme</i>	-	pollution régionale
1979	Fürr <i>et al.</i>	Etat de New York	11 espèces de <i>Sphagnum</i>	-	pollution régionale
1980	Rasmussen <i>et al.</i>	Danemark	<i>Hypnum cupressiforme</i>	117-179	pollution régionale
1980	Seaward et Bylinska	Région Sud Ouest de la Pologne	<i>Rytidiadelphus squarrosus</i> <i>Polytrichum</i>	107 189	pollution régionale
1981	Folkesson	Centrale électrique, Finlande	<i>Pleurozium schreberi</i>	14,5 - 22,4	En fonction de la distance, 50, 100 m
1982	Lotchert et Wandtner	Allemagne	<i>Sphagnum</i> <i>Polytrichum</i>	-	pollution régionale
1982	Bengtson <i>et al.</i>	Fonderie, Gusum (Suède)	<i>Hylocomium splendens</i>	87 - 93	En fonction de l'éloignement de la fonderie
1982	Percy	Province maritime, Canada	<i>Sphagnum magellanicum</i>	-	pollution régionale
1982	Boileau <i>et al.</i>	Mine, Ontario, Canada	<i>Pleurozium schreberi</i> <i>Dicranum sp.</i> <i>Polytrichum sp.</i> <i>Sphagnum sp.</i>	46 - 109 32 - 107 10 - 312 14 - 82	
1983	Gydesen <i>et al.</i>	Suède et Danemark.	<i>Hylocomium splendens</i>	-	pollution régionale
1990	Kortesharju <i>et al.</i>	Usine de ciment, Finlande	<i>Pleurozium schreberi</i>	7 - 36	En fonction de l'éloignement de l'usine
1993	Sawidis <i>et al.</i>	Zone urbaine, Grèce	<i>Grimmia pulvinata</i>	118,8 300	En ville près d'une mine
1994	Bargagli <i>et al.</i>	Rurales, Italie	<i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Scleropodium purum</i> <i>Hylocomium splendens</i>	1,6 - 18,7 2,0 - 35 2 - 32	pollution régionale, Italie

Tétragone). Cet auteur a démontré que les feuilles de Haricot se développant sur un sol contenant $144\mu\text{g/g}$ de plomb ne contiennent guère plus de $11,5\mu\text{g/g}$ de plomb. De même, les feuilles d'Épinard, d'Orge et de Tétragone cultivées dans un sol dont la teneur en plomb est de $400\mu\text{g/g}$ contiennent un taux de plomb de l'ordre de 12 à $31\mu\text{g/g}$ au maximum. Selon une hypothèse émise par Dugast (1978), l'absorption racinaire du plomb n'est effective qu'au-delà de seuils très élevés (plus de $1000\mu\text{g/g}$) dans le sol.

De même Johnson *et al.* (1977) ont démontré que le plomb présent à des taux élevés au niveau des décombres des mines peut être absorbé avec des concentrations élevées dans les feuilles chez certaines espèces végétales. Cox et Rains (1972) ont relevé que les sols calcaires pollués par le plomb réduisent l'absorption racinaire du plomb chez quatre espèces végétales. Les mêmes observations ont été constatées par John et Van Laerhoven (1972) pour la Laitue et l'Avoine dans les sols calcaires contaminés par le plomb. Baumhardt et Welch (1972) et Purves (1977) pensent que l'absorption du plomb par les racines, même à des faibles quantités est une importante source de contamination de la végétation.

Le plomb absorbé est stocké dans les parois des cellules. La disponibilité du plomb est affectée par le pH du sol, sa capacité d'échange cationique. La concentration en phosphore disponible dans le sol et la présence de la matière organique ne semblent pas impliquées dans la détoxification du plomb dans le sol.

Enfin, Purves (1977) pense que la faible capacité des plantes cultivées à absorber le plomb qui n'est pas un élément essentiel, nous protège de sérieux problèmes nutritionnels qui peuvent se présenter d'un degré prononcé dans les sols près des routes et des villes.

4-2-Accumulation du plomb chez les plantes supérieures

La principale source de contamination par le plomb de la végétation naturelle ou cultivée est d'origine automobile. En effet, les poussières évacuées par les gaz d'échappement des voitures contenant le plomb peuvent se déposer sur les organes aériens des végétaux et sur le sol.

Depuis que Bradshaw (1952), puis Warren et Delavault (1960) ont observé que les plantes se développant près des routes sur des sols pollués peuvent accumuler des quantités importantes de plomb (10 à 100 fois le taux normal), plusieurs chercheurs se sont intéressés à la contamination des plantes par le plomb et les risques de transfert de ce polluant vers les autres composants de la chaîne alimentaire. Les travaux de Arvik et

Zimdahl (1974) ont montré qu'une petite fraction du plomb seulement est absorbée par la surface foliaire et peut pénétrer par la cuticule protectrice dans les tissus de la plante, et que le phénomène de la contamination des feuilles est temporaire puisqu'elles sont lavées par l'eau en période de pluie. Enfin, plusieurs travaux ont montré que le plomb peut se trouver dans les plantes fourragères et légumes à des concentrations dépassant largement les normales maximales (10µg/g) fixées par la commission de la communauté européenne depuis plus de trente ans (C.E.E. 1965).

4-2-1-Interception des particules de plomb par les plantes

Les particules de poussières contenant le plomb qui se déposent sur les feuilles sont plus au moins absorbées par la surface des feuilles et pénètrent dans les tissus des plantes.

De nombreux auteurs ont montré que l'interception et la rétention des particules de plomb par les plantes dépendent de leur volume, de leur forme, de la texture de la surface des particules et des conditions climatiques (Starr, 1967; Clough, 1973; Little et Wiffen, 1977).

Les caractéristiques de la surface foliaire (rugueuse, duveteuse, pruineuse ou lisse) et le port de la feuille, érigé, horizontal ou incliné sont mentionnées pour expliquer les différences spécifiques observées entre divers végétaux exposés, en condition similaire à une même contamination (Broyer *et al.*, 1972).

C'est ainsi qu'on a remarqué que chez les feuilles pubescentes, la présence de poils sur les feuilles joue un rôle important dans l'interception des particules (Chamberlain 1967a et 1967b, et Wedding *et al.*, 1975). Ces derniers auteurs ont montré que les feuilles pubescentes interceptent 10 fois plus de particules de plomb en comparaison avec les feuilles glabres ou dénudées.

4-2-2-Accumulation du plomb chez les plantes herbacées

Les premiers travaux qui ont révélé la contamination des plantes herbacées par le plomb remontent au début des années cinquante avec l'étude de Bradshaw (1952) sur l'*Agrostis tenuis*. Plus tard au début des années soixante plusieurs travaux sont apparus concernant l'accumulation du plomb par les herbes des routes et des autoroutes (Warren et Delavault, 1960; Cannon et Bowles, 1962; Motto *et al.*, 1970; Chow, 1970; Page et Ganje, 1970; Page *et al.*, 1971; Chisolm, 1971; Davies et Hormes, 1972; Impens *et al.*, 1973 et

1974; Graham et Kalman, 1974; Smith, 1976; Ward *et al.*, 1977; Flanagan *et al.*, 1980 et Market, 1993)

Les premiers travaux de Warren et Delavault (1960) ont démontré que la teneur en plomb chez les plantes herbacées au bord de la route peut atteindre 3000 $\mu\text{g/g}$. Cette teneur très élevée en plomb a été confirmée plus tard par Groyer *et al.* (1968) et Graham et Kalman (1974) qui ont aussi constaté que les herbes peuvent accumuler 200 fois plus de plomb que leur teneur normale, mais la plupart des auteurs ont trouvé des teneurs en plomb plus basses, d'un ordre de grandeur de 10 à 1132 $\mu\text{g/g}$ (Tableau 15).

La contamination de la végétation par le plomb près des usines et notamment les fonderies de plomb a fait l'objet de plusieurs investigations durant les années soixante dix avec les travaux de Chisnall et Markland (1971), Burkitt *et al.* (1972), Lée (1972), Little et Martin (1974), Kazmier et Zakowa (1975) et Ratcliffe (1975). Les valeurs les plus élevées de plomb ont été rapportées par Chisnall et Markland (1971), chez les herbes se développant près d'une fonderie de plomb (jusqu'à 1200 $\mu\text{g/g}$). Par contre Burkitt *et al.* (1972) qui ont étudié la teneur en plomb chez *Lolium perenne* à différentes distances d'une fonderie près de Bristol en Angleterre ont trouvé des taux de plomb de l'ordre de 9 à 148 $\mu\text{g/g}$.

4-2-3-Accumulation du plomb chez les arbres

L'accumulation du plomb chez les arbres a été étudiée par plusieurs auteurs surtout près des routes ou des centres urbains (Impens *et al.*, 1973 et 1974; Delcarte *et al.*, 1976; Smith, 1976; Flanagan *et al.*, 1980; De Cormis, 1980 et Semadi, 1989).

Impens *et al.* (1973) qui ont analysé les teneurs en plomb des feuilles de différentes espèces d'arbres ont pu constater une différence marquée du pouvoir d'accumulation du plomb entre les espèces d'arbres. Au niveau de la bande centrale de l'autoroute le maximum de plomb accumulé par *Ligustrum* est de 167 $\mu\text{g/g}$ et par *Carpinus betulus* de 340 $\mu\text{g/g}$. Par contre le taux de plomb chez *Pinus nigra* atteint 797 $\mu\text{g/g}$. Ces auteurs notent aussi l'augmentation du taux de plomb en août et une baisse en mai. Cette différence du pouvoir d'accumulation entre les différentes espèces d'arbres a été confirmée par les travaux des mêmes auteurs (Impens *et al.*, 1974). Au niveau de la zone urbaine de Bruxelles, ces auteurs notent que les teneurs considérables de plomb ont été trouvés chez *Ligustrum* (1123 $\mu\text{g/g}$) à 3,5 m de la route et *Buxus sempervirens* (1348 $\mu\text{g/g}$) au centre de la route.

Tableau (15) Teneur en plomb ($\mu\text{g/g}$) de certaines espèces herbacées près des routes ou des fonderies

Année	Auteur (s)	Source / Région	Espèce (s)	($\mu\text{g/g}$)	Observations
1960	Warren et Delavault	Autoroute, Canada	Herbacées	3000	Teneur naturelle 0.1 à $1\mu\text{g/g}$
1962	Canon et Bowles	Route, New York, Etats - Unis	16 espèces herbacées	700	Δ moins de 20 m de la route
1968	Groyer <i>et al.</i>	Routes, Colorado, Etats - Unis	Herbacées	3000	
1970	Chow	Autoroute, Californie, Etats - Unis	Herbacées	700	Selon la distance de la route
1971	Chisnall et Marland	Fonderie de plomb	Herbacées	60 - 1200	
1972	Lée	Usine de plomb Cheshire, (G.B)	<i>Ceratodon</i> <i>Holcus</i>	185 - 320	Selon la distance de la route
1972	Burkitt <i>et al.</i>	Fonderie, Bristol (G.B)	<i>Lolium perenne</i>	9 - 148	Selon la distance de la fonderie
1973	Impens <i>et al.</i>	Autoroute, Belgique	<i>Plantago major</i>	101 - 256	Selon la distance et intensité du trafic
1974	Graham et Kalman	Routes, Nord de la Californie	Herbacées, fourrages	200 fois	De la teneur normale
1974	Impens <i>et al.</i>	Route - Bruxelles	Graminées	445 - 850	Bande centrale de la route
			<i>Plantago major</i>	304 - 1132	Bande centrale de la route
1975	Ratcliffe	Usine de batterie (G.B)	<i>Holcus lanatus</i>	27 - 363	En fonction des vents dominants
1976	Smith	Routes, Etats - Unis	Herbacées	50 - 40	

La relation entre le taux de plomb accumulé par les arbres au bord des routes et l'intensité de la circulation automobile a été étudiée à Bruxelles par Delcarte *et al.* (1976). Ainsi *Tilia platyphyllos* a accumulé $163,2\mu\text{g/g}$ de plomb dans le cas de trafic normal, et $321\mu\text{g/g}$ dans le cas de trafic intense. Par contre le témoin ne contient que $7,6\mu\text{g/g}$ de plomb. Il en est de même pour le platane qui peut accumuler jusqu'à $331\mu\text{g/g}$ en trafic intense, tandis que le témoin ne renferme que $2,3\mu\text{g/g}$, soit un facteur d'accumulation de 144. Smith (1976) qui a aussi étudié l'intensité du trafic automobile des routes aux Etats- Unis et l'accumulation du plomb chez les végétaux supérieurs note une moyenne de $200\mu\text{g/g}$ pour les arbres près d'une intersection à 24000 véhicules /jour.

De Cormis (1980), dans une synthèse bibliographique portant sur l'accumulation du plomb par les arbres, a indiqué que les arbres se développant au bord des routes ou en ville accumulent toute une quantité de plomb qui diffère selon les espèces. Les feuilles de

noisetier et de Magnolia prélevées dans les rues de Lausanne en Suisse accusent en fin de végétation des teneurs en plomb de l'ordre de 220 à 250 $\mu\text{g/g}$. Il a aussi remarqué que les feuilles des résineux peuvent contenir jusqu'à 800 $\mu\text{g/g}$. Cette remarque a été confirmée par Semadi (1989), qui a constaté que le cyprès accumule plus de plomb au niveau de Annaba (Algérie), en comparaison avec d'autres espèces (Casuarina, frêne, Eucalyptus et le poirier). Chez les conifères on a remarqué en général que les aiguilles les plus âgées contiennent plus de plomb que les aiguilles les plus jeunes (Lepsova et Kral, 1992).

L'accumulation du plomb chez les arbres près des usines ou près des mines est peu étudiée. Toutefois Leblanc *et al.* (1974) ont découvert des teneurs élevées de plomb chez *Clintonia borealis* (1592 $\mu\text{g/g}$) et *Picea mariana* (1670 $\mu\text{g/g}$) qui se développent près d'une mine de cuivre à Murdochville (Québec), mais ces auteurs n'ont pas précisé l'origine de ce plomb (particules atmosphériques ou absorption dans le sol). Le tableau (16) regroupe quelques résultats concernant l'accumulation du plomb chez les arbres.

En conclusion, le plomb peut être accumulé par les feuilles des arbres le long des routes et des centres urbains avec des teneurs qui varient selon les espèces, l'intensité de la circulation automobile et la distance à la route. Les haies d'arbres des cultures qui bordent les routes et les autoroutes piègent et retiennent les poussières de plomb exerçant une action efficace au bénéfice des cultures limitrophes.

4-2-4-Accumulation du plomb dans les fruits et les légumes

De nombreux travaux ont étudié la contamination des légumes près des routes et des autoroutes (Leh, 1966; Lagerweff, 1971; Impens *et al.*, 1973; Daviès et Robert, 1975; Smith, 1976; De Cormis, 1980 et Déruelle, 1983b). Ce phénomène d'accumulation du plomb chez les légumes varie aussi selon les espèces et les facteurs environnementaux (distance à la chaussée, intensité de la circulation).

Ainsi, près d'une autoroute à Bruxelles, Impens *et al.* (1973) ont constaté que la betterave accumule 102 $\mu\text{g/g}$ de plomb à 135 m de la chaussée et plus du double à 20 m (222 $\mu\text{g/g}$). A 15 m de la route toutes les espèces de légumes (laitue, carotte, haricot, chou, pomme de terre) accumulent du plomb à des taux variables selon les espèces (Tableau 17). Les auteurs ont aussi démontré que les teneurs en plomb des racines ne dépassent pas la moitié de celles des feuilles. Ce même phénomène a été confirmé par Déruelle (1983b) pour la betterave chez qui les feuilles contiennent le double de plomb que les racines.

Les essais d'absorption du plomb du sol par les racines de haricot réalisées par Bovay (1973) montrent que les gousses de cette plante contiennent très peu de plomb

(5 à 6µg/g) dans un sol contenant 143µg/g, alors que la teneur des feuilles et des tiges en plomb est de l'ordre de 1 à 5µg/g. Par contre Impens *et al.* (1973) trouvent des teneurs plus élevées dans les racines de la carotte de l'ordre de 42 à 55µg/g, et le taux de plomb des tubercules de pomme de terre peut atteindre 20µg/g.

Tableau (16) -Teneurs en plomb de certaines espèces d'arbres et arbustes près des routes et zones urbaines

Année	Auteur (s)	Région	Espèce (s)	(µg/g)	Observations
1973	Impens <i>et al.</i>	Autoroute (Bruxelles)	<i>Ligustrum sp.</i>	116 - 167	Teneur élevée en août, baisse en mai
			<i>Carpinus betulus</i>	226 - 340	
			<i>Pinus nigra</i>	797	
1974	Impens <i>et al.</i>	Zone urbaine Bruxelles (Parc Elisabeth)	<i>Taxus baccara</i>	32 - 168	Teneur élevé en hiver et fin de la saison de végétation
			<i>ville japonica</i>	11 - 34	
			<i>Hedera helix</i>	18 - 79	Jusqu'à 1123 à 3,5 m de la chaussée Jusqu'à 1348 au centre de la route
			<i>Ligustrum sp.</i>	60 - 139	
1976	Delcarte <i>et al.</i>	Zone urbaine de Bruxelles	<i>Buxus sempervirens</i>	40	
			<i>Tilia platyphyllos</i>	163 - 321	Témoin 7,6µg/g Témoin 2,3µg/g
1974	Leblanc <i>et al.</i>	Mine de cuivre, Murdochville, Québec	<i>Platanus hybrida</i>	331	
			<i>Clintonia borealis</i>	1532	
1976	Smith	Routes, USA	<i>Picea mariana</i>	1670	
1976	Smith	Routes, USA	Arbres	200	Moyenne
1980	Flanagan <i>et al.</i>	Routes, G.B	Ronce	17 - 102	
1980	De Cormis	Routes, Lausanne, Suisse	Noisetier et <i>Magnolia</i>	220 - 250	
1989	Semadi	Routes et zone urbaine Annaba Algérie	Poirier (Bourgeons)	2,7 - 9	Teneur en fonction de l'espèce et de la distance de la chaussée
			Poirier (feuilles)	4,8	
			<i>Cupressus sempervirens</i>	120 - 265	
			<i>Casuarina equisetifolia</i>	91 - 192	
			<i>Fraxinus angustifolia</i>	24 - 107	
			<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	9,4 - 26,7	

En outre, quelle que soit la quantité de plomb accumulé dans les racines, celle-ci est toujours de la moitié ou moins que celle des feuilles. Cela souligne encore une fois que la contamination des plantes se produit principalement au niveau des organes aériens soumis à l'exposition au plomb d'origine automobile, phénomène confirmé par les travaux de Smith (1976) qui a constaté que les légumes accumulent le plomb dans l'ordre de 50 à 400 µg/g dans une intersection routière à 24000 véhicules/jour.

Cependant, dans la littérature citée par De Cormis (1980), des balles de blé récoltées en été contenaient 9700 µg/g de plomb, tandis que le grain lui-même n'en renferme que 8 µg/g, ce qui est égal 8 fois déjà la teneur normale en plomb du blé. Ceci semble s'expliquer par le rôle protecteur de l'enveloppe de l'épi et du péricarpe, empêchant la migration du plomb depuis les feuilles polluées jusqu'au caryopse (Déruelle, 1983a).

Tableau (17) - Teneurs en plomb de certains organes végétaux (feuilles, racines, fruits et grains)

Année	Auteurs	Espèce	(µg/g)	Observations
-1973	Impens <i>et al.</i>	Betterave	102 - 222	Autoroutes près de Bruxelles entre 5 et 40 m
		Laitue (feuilles)	110	
		Carotte (feuilles)	112	
		Carotte (racines)	42 - 55	
		Haricot (feuilles)	51	
		Chou (feuilles)	23 - 32	
		Pomme de terre (feuilles)	45	
		Pomme de terre (tubercule)	2	
-1976	Smith	Légumes	50 - 400	Intersection des routes 24000 véhicules /jour
-1980	De Cormis	Balles de blé	9700	Routes
		Grain de blé	8	
-1983a	Déruelle	Betterave (feuilles)	26	à 8 m à 8m, 3 à 500 m à 8 m, 22 à 500 m à 8 m, 9 à 500 m de la chaussée respectivement Autoroute A 6 (France)
		Betterave (racines)	12	
		Mais (feuilles)	51	
		Mais (grain)	9	
-1989	Semadi	Poirier (fruit)	4,4 - 9,4	Routes d'Annaba (Algérie)

5-Le plomb et les animaux

5-1-Accumulation du plomb chez les vertébrés

Depuis longtemps, on sait que le plomb peut être incorporé dans l'organisme animal par ingestion (Cannon et Bowles, 1962; Chow, 1970).

Ainsi, les mammifères, notamment le bétail et les moutons qui broutent de l'herbe près des routes et dans les zones urbaines sont susceptibles d'ingérer le plomb, surtout lorsque la végétation est au ras du sol. A Edimbourg en Grande Bretagne, on pense que le taux élevé de plomb à la surface du sol et dans l'herbe (30 à 40µg/g) est responsable des maladies des moutons (Mitchell et Reith, 1966).

Selon Barnea et Pascu Ursu (1974), le plomb peut produire des intoxications aiguës chez les animaux domestiques, qui se manifestent par des symptômes du système nerveux, une excitation musculaire exagérée spécialement les muscles de la nuque, une prostration, une salivation et un collapsus. Parfois s'ajoutent des troubles digestifs sous forme de diarrhée. L'animal maigrit, perd l'équilibre et meurt.

L'intoxication chronique ne présente pas des signes caractéristiques, mais se traduit par différents troubles de la bouche, du larynx (paralysie des muscles), avec baisse de poids, infection de l'appareil respiratoire, et tuméfaction des articulations.

Dans la littérature, certaines catastrophes causées par le plomb ont été signalées. Ainsi, dans la région de Hobokeu près d'Anvers en Belgique, (Larousse agricole, 1981) on rapporte la mort de plusieurs animaux domestiques, suite à un empoisonnement dû au plomb rejeté par les effluents des usines. De même, Gydesen *et al.* (1981) ont signalé la contamination du bétail qui consomme l'herbe polluée par le plomb au Sud du Danemark. Ces auteurs ont trouvé des concentrations en plomb dans les reins des animaux de l'ordre de 1,63 fois plus élevées au Sud qu'au Nord du pays. D'autres travaux ont montré que les oiseaux sont exposés à la contamination par le plomb, soit en ingérant des proies contaminées comme les vers de terre qui accumulent des quantités considérables de plomb, ou des insectes écrasés par les véhicules sur les routes.

Le plomb de chasse constitue aussi un véritable danger pour les oiseaux des lacs. En Camargue on trouve en moyenne plusieurs centaines de milliers de plomb de chasse par hectare au fond des marais, nombre pouvant atteindre parfois 2 millions (Pain, 1991). Hovette (1972) signale que le plomb est responsable de 40% des intoxications des cols vert et de 5% des sarcelles en Camargue. Le même type d'intoxication a été observé par Longcore *et al.* (1974) en Amérique du Nord. Dans la seule réserve de Rice Lake (Illinois), Anderson (1975) recensait la mort de 1500 anatidés migrateurs en 1972, et plusieurs

centaines de canards plongeurs (*Athya affinis*). Les analyses montrent que le gésier de l'oiseau contient au moins un plomb de chasse. De plus, le plomb peut provoquer des intoxications subaiguës mortelles pour certaines espèces aviennes. L'ingestion du plomb de chasse contenue dans les aliments est aussi la cause d'empoisonnement chez les ansériformes et le Condor de Californie (*Gymnogyps californianus*), espèce menacée de disparition. L'intoxication plombique chez les oiseaux est provoquée par l'ingestion de plomb de chasse contenu dans les aliments et les charognes dont ils se nourrissent (Wiemeyer *et al.*, 1988). Les différents organes prélevés chez les oiseaux et analysés montrent que le plomb peut se trouver à des concentrations élevées (Labrot *et al.*, 1996). Ainsi, chez les flamants de la réserve de la Camargue, le foie de ces oiseaux peut contenir jusqu'à 15,5µg/g, le rein 24,4µg/g, le poumon 12,2µg/g, les os 17,6µg/g, l'estomac 24,0µg/g. (Cosson et Metayer, 1993). Dans le foie de l'aigle à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) le taux de plomb atteint 203 µg/g (Reichel *et al.*, 1984), et dans le foie des anatidés 276µg/g (Longcore *et al.*, 1974). Signalons que le maximum de plomb (1856µg/g) à été trouvé dans les reins du canard colvert (Longcore *et al.*, (1974).

Les os des oiseaux peuvent aussi accumuler des concentrations élevées de plomb. On a pu en trouver 210,5µg/g chez Héron bihoreau (Sigurslid, 1984), 363 µg/g chez le canard colvert (Longcore *et al.*, 1974) et 360µg/g chez les espèces aviennes aquatiques (Szefer et Falandysz, 1986).

En milieu marin, les poissons peuvent absorber le plomb par voie cutanée, par les branchies et par la nourriture. Les principaux organes d'accumulation sont les squelettes, les branchies, le foie et les reins (Labrot *et al.* 1996). Les formes alkyl du plomb sont nettement mieux absorbées que les formes inorganiques. Par ailleurs, certains travaux ont montré que les concentrations en plomb sont en général cent à mille fois plus importantes dans les organismes marins que dans les milieux où ils vivent (Brangstrup Hansen *et al.*, 1981).

La concentration en plomb dans un organisme marin est le résultat du processus « adsorption-absorption-stockage-élimination ». En d'autres termes, la bioconcentration résulte d'une suite d'équilibre mettant en jeu des réactions d'affinité croissante entre les substrats cellulaires et le plomb (Faglioli *et al.*, 1986).

Dans les lacs, le brassage vertical printanier et automnal remet en suspension les sédiments, augmentant ainsi la biodisponibilité du plomb. L'absorption à partir de l'eau augmente quand le pH diminue. On peut donc supposer que le plomb est disponible pour

les poissons sous forme ionique (Demayo *et al.*, 1982 ; Eisler 1988 ; ICPS, 1989 et ATSDR, 1993).

5-2-Accumulation du plomb chez les invertébrés

La contamination des invertébrés par le plomb a été étudiée dans les écosystèmes terrestres et marins, sur le terrain et au laboratoire.

Dans les écosystèmes terrestres, à proximité usines et des réseaux routiers, la faune est exposée à la surface du sol. Parmi les invertébrés qui accumulent le plomb, on note les vers de terre qui sont cités par plusieurs auteurs (Purves 1977, Ireland et Richard 1977, Labrot *et al.*, 1996). En effet les concentrations très élevées en plomb trouvé chez les vers de terres font de ces animaux de véritables bioindicateurs de la pollution du sol et des traceurs ou l'on peut suivre le cheminement du plomb dans la chaîne d'alimentaire. En plus le plomb excrété lentement dans le sol par les vers de terre est plus facilement soluble que le plomb original du sol (Labrot *et al.*, 1996).

Les insectes et le crustacés (amphipodes) semblent accumuler des quantités notables de plomb (Demayo *et al.*, 1982; Clausen, 1984 et ICPS, 1989). Dans les milieux contaminés on observe une réduction de la densité, de la biomasse, et de la diversité des arthropodes lorsque la concentration en plomb et en métaux lourds augmente dans la litière (Eisler, 1988; ATSDR, 1993 et Cabridenc, 1994), avec comme conséquence un ralentissement de la décomposition de la litière.

Toujours en milieu terrestre, on signale l'escargot qui a été largement utilisé comme bioindicateur du plomb (Pihan *et al.*, 1996). Le sol et les plantes dont se nourrit l'escargot sont des sources principales de la contamination. Les plus grandes concentrations en plomb chez cet animal ont été trouvées dans les viscères avec près de 100µg/g en Moselle (France), dans un centre d'enfouissement des déchets chimiques alors que la teneur en plomb chez l'escargot est naturellement inférieure à 5µg/g (Pihan *et al.*, 1996). En plus, des taux élevés en plomb ont été trouvés chez les individus prélevés près des autoroutes.

Parmi les autres invertébrés terrestres, les crustacés isopodes et les cloportes se sont également avérés d'excellents bioindicateurs de pollution des sols par le plomb. *Oniscus aselus* présente par exemple une bonne corrélation entre la concentration en plomb du sol et celle dans son organisme (Coughtrey *et al.*, 1977)

En milieu marin, les nombreuses études menées sur divers organismes benthiques (mollusques, annélides et crustacés) montrent que ces organismes peuvent absorber des

quantités importantes de plomb à partir de l'eau ou du sédiment (Labrot *et al.*, 1996). Ces organismes ont souvent été proposés comme espèces bioindicatrices pour mesurer la pollution des milieux aquatiques par les métaux lourds.

Cependant la bioaccumulation du plomb diminue en présence de concentration élevée d'hydroxydes de fer et de matière organique dans les sédiments, car ces éléments jouent un rôle, soit d'antagonisme, soit de compétition (Jaworski, 1978; Demayo *et al.*, 1982; Eisler, 1988; ICPS, 1989 et Cabridenc, 1994).

Les mollusques filtreurs accumulent le plomb de manière proportionnelle à sa concentration dans l'eau (Fernandez et Hilligos, 1982). Cette propriété est mise à profit dans les programmes de suivi de la contamination littorale qui utilisent des moules ou des huîtres comme espèces indicatrices (Chiffolleau, 1996).

Enfin, dans les milieux d'eau douce, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) a été largement utilisée comme bioindicatrice de la pollution par le plomb (Mersch (1996).

5-3-Les effets du plomb sur les animaux

5-3-1-Les sites de fixation du plomb dans les tissus et cellules

De nombreux invertébrés présentent une grande résistance vis à vis du plomb. Cette résistance est liée à l'existence de « sites de fixation » du métal mettant en jeu des mécanismes complexes tels que : synthèse de métallo-proteines, fixation de l'élément lourd sur les sphérocrisatux ou les grains pigmentaires et piégeage au niveau de lysosomes particuliers. Ces différents mécanismes assurent la détoxification au niveau de l'espèce ou du groupe, mais n'assure pas la décontamination de l'environnement. A l'intérieur de la chaîne trophique, le groupe reste potentiellement contaminant vis à vis de ses prédateurs (Humbert et Barra, 1980).

Chez les lombricidés vivant dans le sol au voisinage d'une mine, le métal se trouve au sein des cellules spéciales les chloragocytes et plus particulièrement dans les organites appelés chloragosomes (Ireland et Richard, 1977). Selon Brown (1978), l'hépatopancréas représente le site de fixation du plomb chez les crustacés isopodes; celui-ci est capté par les «cuprosomes», organites intracellulaires déjà connus pour leur faculté à accumuler le cuivre.

5-3-2-Tolérance et sensibilité au plomb chez les animaux

On admet actuellement que les effets du plomb sur les organismes dépendent de plusieurs paramètres : de l'espèce, de la sensibilité, de son âge, de sa taille, du mode de

l'administration du plomb, et de la forme chimique du plomb (Jaworski, 1978; Demayo *et al.*, 1982; Eisler, 1988 et ICPS, 1989).

Chez les invertébrés les travaux de Nilson (1978 et 1979) sur *Tetrahymena pyriformis* ont montré que les ciliés présentaient une grande résistance au plomb la prolifération cellulaire en présence d'acétate de plomb était équivalente à celle des témoins. Le plomb peut être mis en évidence sous forme d'amas dense aux électrons dans des vacuoles digestives.

Parmi les espèces étudiées, et qui sont résistantes aussi au plomb, on cite la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*). L'intoxication de cette espèce apparaît à 1000 μ g/l au laboratoire, mais le taux de mortalité reste faible (Benyahia *et al.*, 1988; Kraak *et al.*, 1994).

Par contre plusieurs groupes d'invertébrés se sont révélés sensibles au plomb. C'est le cas des plathelminthes étudiés par Jones (1940). Toutefois le degré de toxicité du plomb est moindre en comparaison avec les effets du mercure, du cuivre et du cadmium. Les ions du plomb sont aussi très nocifs sur les annélides selon Reish *et al.* (1976) et Leland *et al.* (1977). Cependant, ils sont moins toxiques que les ions Hg, Cu et Zn. Enfin, les protozoaires, notamment les paramécies semblent être très sensibles au plomb. Pour Shaw (1954), le plomb a le même degré de toxicité que le mercure (Hg).

Les valeurs des doses léthales 50% (D.L 50) ont été étudiées chez plusieurs espèces de mammifères. Elles dépendent de l'organisme, du mode d'administration du plomb et de la forme chimique du composé (Jaworski, 1978 et Demayo *et al.*, 1982). Chez le rat par exemple, la dose léthale (D.L 50) est comprise entre 500 et 10000mg/kg par voie dermique. A côté de cela, lors de l'administration du plomb par voie intra-péritonéale, la DL 50 est comprise entre 8 à 33 mg/kg. Il semble que la dose léthale (DL 50) la plus basse ait été observée par l'administration du plomb par voie intragastrique chez plusieurs espèces; elle est de 15 mg/Pb/kg chez le rat, de 40 mg/Pb/kg chez la souris et de 7mg /kg chez le lapin.

5-3-3-Les effets du plomb sur les organites cellulaires

Les effets du plomb sur les organites cellulaires sont plus ou moins bien connus. Nous allons voir son effet sur les organites cellulaires, en l'état des connaissances actuelles.

5-3-3-1-Les membranes cellulaires

Le plomb entre dans la cellule soit par diffusion passive, soit par endocytose après être lié à une protéine. Le plomb réagit avec les groupes phosphates membranaires avant d'être complexé par des ligands intracellulaires (Labrot *et al.*, 1996).

L'absorption des métaux est due à un mimétisme ionique ou moléculaire. Plusieurs études *in vitro* évoquant une dégradation peroxydative des lipides membranaires (Viarengo, 1985 et Lawton et Donaldson, 1991).

L'étendue des modifications toxiques est fonction de la forme chimique, de la dose absorbée et de l'indicateur de dysfonctionnement choisi. Ces dysfonctionnements concernent la synthèse des protéines membranaires, les organites cellulaires ou l'activité ATPase Na-K dépendante dans les hématies, les reins ou le foie (Galzignia *et al.*, 1969; Jaworski, 1978; Boisset *et al.*, 1994; ICPS, 1989 et ATSDR, 1993).

5-3-3-2-Les mitochondries

Elles sont considérées comme les cibles majeures des métaux lourds dans les cellules. Le plomb s'accumule essentiellement au niveau de la membrane interne où siègent les enzymes responsables des phosphorylations oxydatives (Demayo *et al.*, 1982, Viarengo 1985 et Boisset *et al.*, 1994). Les expériences de Mittelstaedt et Pounds (1984) ont révélé que près de 45% du plomb s'accumule dans les mitochondries des hépatocytes du rat. Signalons en particulier les dégénérescences mitochondriales, caractéristiques de l'intoxication saturnique (Humbert, 1979), phénomène observé chez les collemboles et également chez les vertébrés (Choie *et al.*, 1975).

5-3-3-3-Les lysosomes

Ils semblent constituer l'un des importants sites de stockage des métaux dans la cellule. Les membranes lysosomales sont déstabilisées et peuvent relarguer les hydrolases lysosomales dans le cytosol (Boisset *et al.*, 1994 et Viarengo, 1985).

5-3-3-4-Le réticulum endoplasmique

La peroxydation lipidique s'exerce également au niveau des membranes du réticulum lisse et granuleux. Les métaux lourds dont le plomb inhibent plusieurs activités enzymatiques dépendant ou non du cytochrome (ICPS, 1989; ATSDR, 1993 et Boisset *et al.*, 1994).

5-3-3-5-Le noyau

Le plomb peut être stocké dans les inclusions intranucléaires (Jenkins, 1980; Viarengo, 1985; Boisset *et al.*, 1994). Ces inclusions ont été trouvées aussi dans le noyau des cellules du rein du rat et d'autres mammifères intoxiqués par le plomb. Il altère la structure des acides nucléiques.

5-3-4-Le plomb et les protéines

Plusieurs études ont montré que certains tissus comme les reins, le cerveau et le foie possèdent des composants cytosoliques appelés (Lead Binding Protéines) ou L.B.P., présentant une forte affinité pour le plomb (Jaworski, 1978 et Boisset *et al.*, 1994). Des études *in vivo* et *in vitro* chez les hommes et chez d'autres mammifères ont montré que le plomb peut se lier à la transferrine et à la ferritine, au collagène, à l'hémoglobine et à l'albumine (Jaworski, 1978). L'intoxication du plomb peut entraîner dans certains cas la formation de métalloprotéines qui apparaissent sous forme d'inclusions denses intranucléaires dans les tubules cellulaires du cerveau des mammifères (Choi *et al.*, 1975). L'inhibition de la polymérisation des tubules cellulaires du cerveau du porc par les sels trialkyl de plomb a été démontrée par Faulstich et Stournaras (1985). Ces auteurs ont révélé que 7,5 μM de triéthyl de chlorure de plomb inhibent entièrement le système tubulaire des cellules.

Le plomb a une influence sur l'activité enzymatique, soit directement en se fixant sur l'enzyme, sur le substrat ou sur les cofacteurs, soit indirectement en modifiant la vitesse de synthèse de l'enzyme (Jaworski, 1978). Plus d'une vingtaine d'enzymes sont inhibés par le plomb, chez les animaux et l'homme (Labrot *et al.*, 1996). L'inhibition de l'acétyl cholinestérase dans le sang et le cerveau du rat, du cheval et du mouton a été démontrée par plusieurs auteurs (Galzigna *et al.*, 1969; Fowler *et al.*, 1980 et Donaldson et Knowles, 1993).

Parmi les enzymes importants les plus étudiés on cite l'acide D-aminolévulinique déshydrogénase (ALAD), étudié dans le cerveau, le foie, le rein du faucon, de l'homme et des mammifères par Nas (1972), Kajimoto *et al.* (1983) et Viarengo (1985) et qui intervient dans le métabolisme du système hématopoïétique. Le métabolisme protéique et des acides aminés est perturbé par l'inhibition de plusieurs enzymes dont : l'aminopeptidase étudié dans le foie du chat, du cobaye, de l'homme et des autres mammifères (Jaworski, 1978 et Donaldson et Knowles, 1993).

Les effets du plomb sur le métabolisme énergétique ont été étudiés aussi par plusieurs auteurs. On peut citer principalement l'inhibition de l'ATP-ase dans les hématies du sang du lapin et du cobaye, et aussi dans les muscles et dans le rein de l'homme (Jaworski, 1978).

De plus, plusieurs enzymes intervenant dans le métabolisme hormonal et xénobiotique sont inhibés par le plomb. On peut citer notamment la catalase des hématies étudiée chez l'homme et le poisson (Fowler *et al.*, 1980; Ito *et al.*, 1985 et Sugawara *et al.*, 1991). Enfin, dans certains cas, dans d'autres tissus ou organes des vertébrés dont l'homme le plomb a un effet d'activateur enzymatique.

5-3-5-Les effets du plomb sur les acides nucléiques

La synthèse des acides nucléiques n'est inhibée qu'en présence des doses élevées de plomb. Cette inhibition est réversible (Labrot *et al.*, 1996). Le plomb peut perturber l'acide ribonucléique de transfert (ARNt) et par conséquent la synthèse des protéines, soit en coupant les liaisons phosphodiesters, soit en diminuant la capacité de fixation des ARNt sur les acides aminés ou sur les ribosomes.

Il inhibe l'ARN messager principalement par dépolymérisation et il empêche également sa libération du noyau vers le cytosol.

La structure de l'acide désoxyribonucléique (ADN) est déstabilisée par le plomb. Ses composés organiques perturbent la division des chromosomes en inhibant le mécanisme de formation du fuseau achromatique lors de la mitose (Jaworski, 1978 et Boisset *et al.*, 1994).

6-Le plomb et l'homme

6-1-Les sources d'exposition au plomb

Depuis des siècles et jusqu'à l'heure actuelle l'homme s'expose à la pollution par le plomb qui contamine l'environnement. Il est important de connaître les différentes sources d'exposition à cet élément toxique (Cezard et Haguenoer, 1992)

-la première est qu'une personne peut être exposée à la fois d'un point de vue professionnel et environnemental ; il faut tenir compte de ces différents risques dans la surveillance et la prévention du saturnisme ;

-la seconde est qu'à chaque source d'exposition correspond un risque spécifique lié soit à l'état physique dans lequel se trouve le plomb (vapeurs, granulométrie des

poussières) soit à la spéciation du métal puisqu'il est connu que la toxicité est liée à la nature du sel, même si les connaissances dans ce domaine restent très parcellaires

6-1-1-Les sources d'exposition professionnelle

L'exposition professionnelle au plomb débute avec son extraction des mines. On la trouve aussi lors de sa préparation pour la fabrication d'objets manufacturés et lors de l'emploi de ces derniers. De nombreux métiers exposent les individus au plomb et à ses dérivés dont plus d'une trentaine ont été énumérés par les auteurs (OMS, 1978; Cezard et Haguenoer, 1992). Ils proviennent de l'extraction minière, de la métallurgie du plomb, de la fabrication d'accumulateurs électriques, de la soudure avec des alliages du plomb, de la fabrication des céramiques, de la peinture, des munitions, des câbles, des produits manufacturés divers et de l'industrie chimique.

En plus, citons la soudure à l'étain, la démolition des navires et des hangars. Les agriculteurs utilisent des fertilisants à base de phosphate de plomb ou des insecticides contenant de l'arséniate de plomb. Enfin des policiers de la circulation, les chauffeurs de taxi et les mécaniciens sont aussi sérieusement exposés au plomb. La teneur en plomb dans leur sang est de 2,5 fois supérieure à celle de la population rurale (OCDE, 1988 et Cezard et Haguenoer, 1992).

6-1-2-Les sources d'exposition non professionnelle

L'air, l'eau et les aliments constituent des risques importants de contamination par le plomb.

6-6-2-1-L'air

Les concentrations maximales de plomb dans l'air ambiant se trouvent dans les agglomérations urbaines. Plus la ville est grande, plus la concentration du plomb dans l'air ambiant est élevée (O.M.S, 1978).

On peut actuellement admettre que l'inhalation du plomb par l'homme est principalement d'origine automobile (plomb tétraéthyle et tétraméthyle). On a pu estimer que les citadins dans les villes reçoivent 20 µg de plomb par jour par voie respiratoire (Purves, 1977). Les personnes vivant à proximité immédiate des axes routiers sont exposées à des taux de plomb importants (OMS, 1978; Azzouz, 1987; Cezard et Haguenoer, 1992).

Des intoxications se sont produites autour des usines de récupération de métaux non ferreux, d'affinage du plomb, de fabrication d'accumulateurs.

Les rejets ont tendance à contaminer les sols, la végétation et les animaux (Haguenoer et Furon, 1982). Le taux de plomb est également assez élevé à proximité des usines d'incinération des ordures ménagères (Stern *et al.*, 1989).

6-1-2-2-L'eau

L'exposition humaine au plomb par l'intermédiaire de l'eau est généralement faible, comparée à celle due à l'air et aux aliments (O.M.S, 1978). Cependant des intoxications d'origine hydrique ont été observées dans les régions granitiques où l'eau peu minéralisée et légèrement acide est capable de dissoudre des quantités importantes de plomb (Haguenoer et Furon, 1982). La contamination de l'eau de boisson peut provenir des tuyaux fabriqués à base de plomb. La solubilité du plomb dans l'eau stagnante des conduites est influencée par plusieurs facteurs. Elle augmente d'environ 4 fois entre le pH 4 et pH 6 (Cezard et Haguenoer, 1992). La solubilité du plomb dans l'eau augmente également en fonction de la température et inversement diminue en fonction de la concentration en calcium (O.M.S. 1978).

6-1-2-3-Les aliments

Les aliments constituent la principale source d'exposition au plomb chez l'homme, contribuant à environ 75% de l'apport quotidien total (Rylander et Megevand, 1993). La contamination des aliments par le plomb a plusieurs origines : production des aliments, transformation et conditionnement des denrées alimentaires. D'après Schröder et Balassa (1961), il y en aurait de 0 à 1,5 mg/kg dans les condiments, de 0,2 à 0,25 mg/kg dans les poissons et les fruits de mer, de 0,37 mg/kg dans la viande et les œufs, de 0 à 1,39 mg/kg dans les céréales et de 0 à 1,3 mg/kg dans les légumes. Le lait peut aussi contenir des quantités appréciables de plomb, jusqu'à 20 à 40 µg/L (Kehoe, 1961). Le vin renferme également des quantités importantes de plomb estimées à 300 mg/L pour Arzac et Boudène (1983) et à 1000 µg/L pour Rylander et Megevand (1993).

Les estimations de l'apport quotidien de plomb varient en fonction des habitudes alimentaires des populations. Elles seraient en France selon le Ministère de l'Environnement de 200 à 300 µg/jour. Dans les autres pays on estime une absorption journalière de 300 µg/jour en Belgique, de 400 à 500 µg/jour en Italie, de 100 µg/jour au

Royaume Uni, de 20 à 30 µg/jour en Suède et de 80 à 350 µg/jour au Etats-Unis (Jelineck, 1982, Caplun *et al.*, 1984 et Bruaux et Svartengren, 1985).

6-2-Les voies de pénétration du plomb

6-2-1-Voie digestive

Le tractus gastro intestinal est la principale voie d'absorption du plomb provenant de la nourriture, des boissons et des poussières ambiantes. La pénétration du plomb ionisé à travers la membrane intestinale est relativement faible (5 à 10%) chez l'adulte (Kehoe, 1961). Par contre, chez les enfants le taux de pénétration peut atteindre 53% d'après Alexander (1974). Le plomb doit être transformé en sel soluble pour être absorbé. Seule une partie du plomb métallique avalé est solubilisée par l'acide gastrique. De ce fait 80% du plomb ingéré sous forme métallique n'est pas assimilé et sera éliminé (Botta *et al.*, 1976).

Plusieurs autres études ont confirmé que le taux d'absorption du plomb gastro intestinal est faible même chez les adultes aux quels on donne une nourriture contenant du nitrate de plomb. D'après Nriagu (1978), ce taux est de l'ordre de 6 à 14%. Il est de 5 à 10% selon Demichele (1984), et moins de 5% selon Thompson (1971). Malgré cette faible absorption du plomb. Manton (1985) estime que 10% des plombémies sont dues à la l'absorption du plomb contenu dans la nourriture.

6-2-2-Voie respiratoire

Elle joue en particulier un rôle important dans les locaux industriels ou le plomb est utilisé fréquemment (Botta *et al.*, 1976).

Plusieurs études ont montré qu'il existe une relation entre le volume des particules de plomb, le taux de ce métal inhalé et sa teneur dans le sang (Phalen, 1985; Azzouz, 1987; Vincent et Mark ; 1987 et Lippmann, 1989). Vraisemblablement les particules de moins de 5 µm sont inhalées et retenues facilement dans les alvéoles pulmonaires (Kehoe, 1961; Rendall *et al.*, 1975 et Boudène 1980). Les différentes zones d'action sont schématiquement représentées dans les figures (12 et 13). Les fractions d'aérosols atteignant ces zones sont appelées conventionnellement :

- fraction inhalable pour les particules franchissant la zone respiratoire du sujet;
- fraction extra-thoracique pour les particules se déposant dans la zone respiratoire du sujet;
- fraction trachéo-bronchique pour les particules atteignant la trachée, les bronches et les bronchioles;

Fig. (12) : Appareil respiratoire humain et exposition au plomb (d'après Peltier (1996))

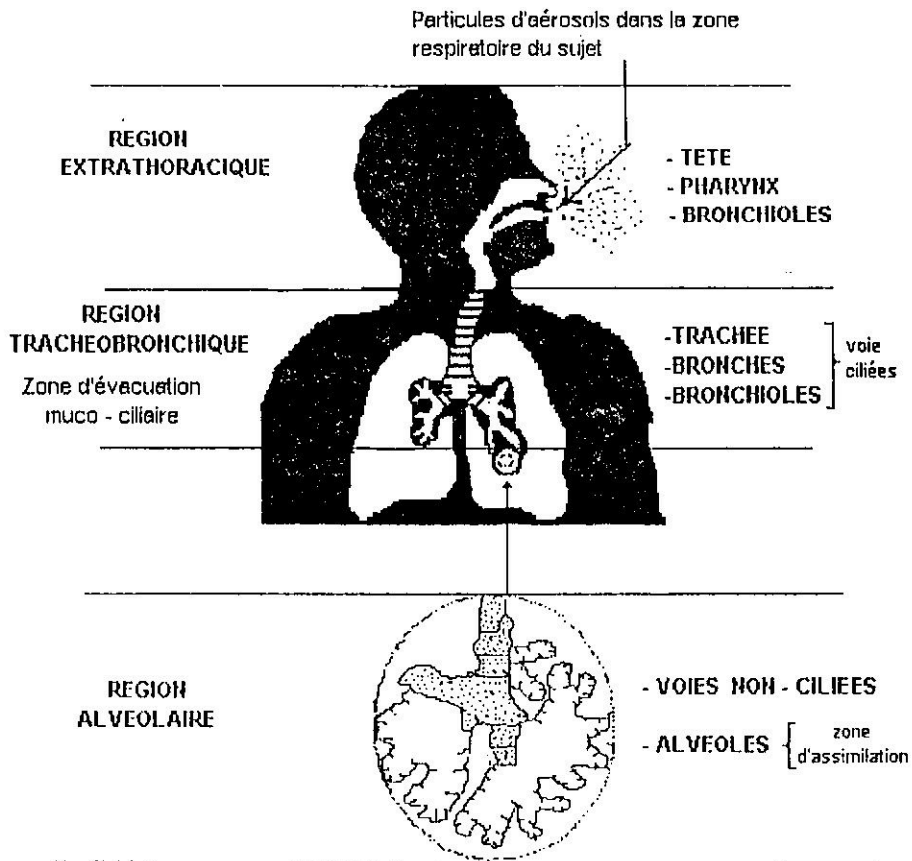
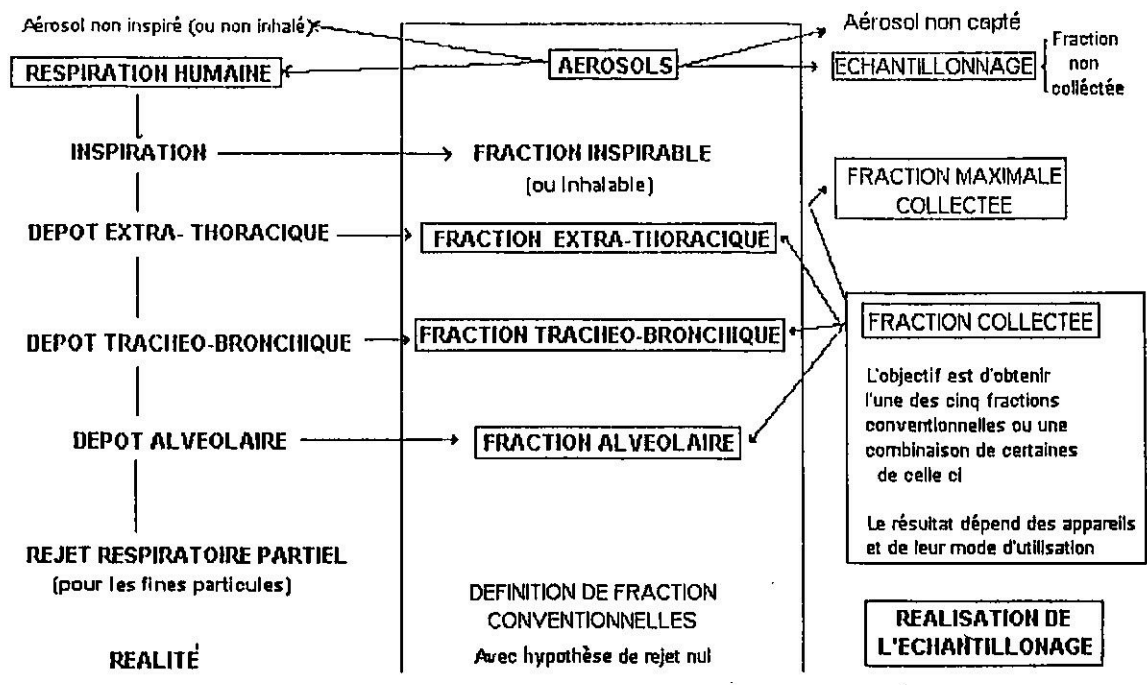


Fig. (13) : Échantillonnage des fractions conventionnelles d'un aérosol inhalé (d'après Peltier (1996))



-fraction alvéolaire pour les particules atteignant les voies non ciliées et les alvéoles, zone de leur assimilation.

Les particules inspirées peuvent soit se déposer dans une des différentes zones, soit ressortir avec l'air expiré (rejet respiratoire).

6-3-Distribution du plomb dans l'organisme

6-3-1-Le sang et la plombémie

Le taux du plomb ou plombémie est fonction de la quantité de plomb absorbée à partir de l'environnement, mais il faut retirer le taux de plomb déposé dans le cortex de l'os et dans les tissus mous ainsi que la quantité de plomb excrétée. On a alors l'équation définie par Waldron (1971):

$$\text{plombémie} = \text{absorption} - (\text{accumulation dans les tissus} + \text{excrétion})$$

Le plomb sanguin représente à peu près 2% de la masse totale de ce métal dans l'organisme (Baloh, 1974). Le temps moyen de présence du plomb dans le sang est d'environ 40 jours selon Rabinovitz *et al.* (1976) et d'environ 35 jours d'après Demichele (1984).

Le plomb dans le sang existe sous deux formes principales :

- une forme non diffusible, liée aux érythrocytes;
- une forme diffusible située dans le plasma.

On a pu estimer que 90% à 95% du plomb se trouve lié aux érythrocytes (Fabre *et al.*, 1957 ; Barltrop et Smith, 1971 et Goldberg, 1972). La valeur retrouvée dans le plasma varie de 2,3 à 10% selon Baloh (1974) et Ong et Lée (1980). En absence de toute source de pollution, le taux normal de plomb dans le sang serait égal à 0,016µg/dl (Beritic,1993).

La plombémie reflète de façon indirecte la charge externe et l'exposition externe et elle indique également le plomb interne biologiquement disponible (Zielhuis, 1974). Ses variations peuvent donc refléter des fluctuations à court terme de l'exposition, de l'absorption du plomb vers et hors des lieux de stockage et en particulier du tissu osseux (Baker *et al.*, 1979).

L'objectif principal de ces études consiste à mettre en évidence, dans la mesure du possible une relation entre le degré d'exposition (dose) et l'effet (intensité et fréquence) associé à cette exposition (Azzouz, 1987). On peut apprécier cette dose de façon plus directe en s'adressant aux teneurs en plomb des liquides biologiques et tissus corporels (sang, urine, salive, sueur, poils, dents,...). La quantité de plomb dans le sang présente des

intérêts beaucoup plus importants dans l'estimation des différents apports en plomb et constitue le meilleur reflet de la dose, tout au moins lors d'exposition récente (Boudène, 1980 ; Azzouz, 1987 et Morrot, 1996).

Ainsi pour assurer la surveillance biologique des populations, vis à vis du risque du saturnisme, la directive 77/312 du 29/07/1977 de la C.E.E. a retenu la plombémie d'une part comme l'indicateur de la dose globale reçue et d'autre part dans l'établissement de la relation dose-effet (Boudene, 1980). A partir du plasma, le plomb circulant diffuse vers les tissus mous puis vers les os et les phanères (ongles et cheveux).

Les variations de la plombémie en fonction de la teneur en plomb de l'air inhalé ont été étudiées par plusieurs auteurs. D'après Manton (1985), 20% de l'absorption du plomb provient de l'air inhalé. Thompson (1971) estime que l'inhalation journalière de 30 μ g de plomb s'accompagne d'une absorption de 20 à 30% de cette dose, soit 6 à 9 μ g. (Azar, 1975 *in* Nriagu, 1978) indique que 1 μ g de plomb /m³ d'air contribue pour 0,3 μ g de plomb /100 g de sang total pour des taux de l'air variant entre 0,2 et 9 μ g/m³. Par contre Griffin *et al.* (1975) ont conclu que 1 μ g de plomb /m³ provoque un apport de 1,4 à 2 μ g de plomb /100 g de sang total quand le taux de plomb atmosphérique se situe entre 3,2 et 10,9 μ g/m³.

6-3-2-Les tissus mous

Le plomb se répartit dans la plupart des tissus mous qui renferment de 0,3 à 0,9 mg de plomb selon Demichele (1984). Cet auteur observe une accumulation plus importante de plomb dans l'aorte, les reins, le foie, les poumons et la rate des sujets de 50 à 60 ans. D'après Barthélémy *et al.* (1975), la répartition du métal dans l'organisme est très variable selon le mode d'absorption. Le taux de plomb est 3 fois plus important dans le foie et les intestins en cas d'absorption digestive qu'en cas d'absorption par voie pulmonaire.

6-3-3-Les tissus osseux

La plus grande partie (80 à 90%) du plomb stocké dans l'organisme de l'homme adulte se trouve au niveau des os (Baloh, 1974 et Demichele, 1984). La concentration du plomb dans les os augmente avec de l'âge (Barry et Mossman, 1970; Chisolm, 1971 et Boudene, 1980).

D'après Sugita (1978), on n'observe pas de différence des taux de ce métal dans ce tissu de selon le sexe du sujet. Par contre, les études de Barry et Mossman (1970),

de Drasch *et al.* (1987) et de Yoshinnaga *et al.* (1989) montrent des concentrations plus élevées chez l'homme que chez la femme, qu'ils exercent ou non une profession qui les expose au plomb.

La fraction corticale de l'os contient environ les 3/4 du plomb total de l'os. Cette fraction de plomb, fortement liée à l'os cortical dense ne peut pas être mobilisé même avec des réactions de chélation (Teisinger, 1971 et Baloh, 1974). Sa présence serait la conséquence d'une précipitation du plomb à l'état de phosphate soluble (Botta *et al.* 1976 et Alleman *et al.*, 1986).

Le plomb dentaire se situe dans le corps de la dentine, dans les zones adjacentes à la pulpe. Comme la dentine continue à se déposer après que la dent soit sortie, son contenu en plomb reflète la totalité de l'exposition jusqu'à sa chute (Baloh, 1974 et Maresky et Grobler, 1987).

6-4-Elimination du plomb

Elle s'effectue essentiellement par la voie digestive et la voie urinaire. La peau, la sueur et les cheveux sont les voies d'élimination secondaires (Boudène, 1980).

La voie urinaire est la voie d'excrétion principale pour le plomb absorbé, 75% selon Haguenoer et Furon (1982) et Morrot (1996). D'après Vostal (1966) et Kawai (1976) le plomb est éliminé par filtration glomérulaire quand les plombémies se situent dans les limites normales. Seul le plomb diffusible contenu dans le plasma est disponible pour l'élimination par voie rénale (Kawai, 1976). On a pu montrer que l'excrétion urinaire après chélation est corrélée au taux sanguin (Brangstrup Hansen *et al.*, 1981).

L'élimination par voie digestive concerne la fraction ingérée mais non absorbée ou retenue par le foie (Botta *et al.*, 1976). On estime que 95 % du plomb absorbé est éliminé par les fèces (Thompson, 1971; Lafontaine *et al.*, 1977; Campbell *et al.*, 1984 et Demichele, 1984)

6-5-Effets du plomb sur l'homme

De nombreux travaux ont démontré que l'augmentation du plomb dans le corps humain peut affecter la santé de l'homme. Il y a des effets au niveau du métabolisme (synthèse de l'hème) ou au niveau des systèmes et organes humains, système nerveux, le rein, le foie et appareil cardio-vasculaire, digestif, respiratoire et reproducteur.

Les différents effets du plomb ont été détaillés par Cezard et Haguenoer (1992) et Déoux et Déoux (1998). On peut ici souligner que le saturnisme est la maladie

professionnelle la plus connue. Elle a été décrite il y a plus de 2000 ans par le poète physicien grec Nycander. Elle a été la première maladie professionnelle officiellement reconnue en France en 1921 (Boudène, 1980).

Par ailleurs plusieurs auteurs ont constaté que les sujets les plus menacés, sont ceux qui exercent un métier en relation directe avec le plomb, ou les enfants exposés au plomb présent dans les poussières et le sol. Les enfants absorbent des teneurs beaucoup plus élevées en présence d'une certaine concentration, soit environ 50% contre environ 10% pour un adulte (OCDE, 1988).

En effet, plusieurs études des populations ont démontré qu'il existe une relation neuropsychologique de l'enfant et le niveau de la plombémie. On a observé chez ces enfants, une diminution de la capacité intellectuelle, des troubles de concentration et de l'hyperactivité avec des niveaux de plomb dans le sang aussi faible que 150µg/L (Rylander et Megevand 1993). Le Tableau (18) résume les effets du plomb sur la santé selon le niveau de la plombémie mesurée (d'après Rylander et Megevand, 1993).

Tableau (18)-Résumé des effets du plomb sur la santé selon le niveau de la plombémie mesurée.

Effet sur la santé	Plombémie (µg/L)	
	Enfant	Adulte
- Encéphalopathie	800	1000
- Effets neurophysiologiques	100 – 150	-
- Neuropathie périphérique	400	400
- Néphropathie aiguë	800	-
- Néphropathie chronique	-	600
- Altération du métabolisme de la vitamine D	< 300	-
- Hypertension artérielle	-	300
- Anémie	800	1000
- Inhibition de l'acide D-aminolevulinique (ALA)	< 100	< 100

6-6-Les normes : valeurs limites dans l'environnement

6-6-1-L'air

L'OMS (*in* Chow et Earl, 1970) propose 2µg/m³ comme valeur limite de la moyenne annuelle. Compte tenu de l'évolution des connaissances de la toxicité du plomb, cette valeur a été ensuite réduite à 1µg/m³ (OMS, 1987). De même l'EPA (1978) ou "Environment Protection Agency" aux Etats-Unis propose 1,5µg/m³ comme valeur limite de la moyenne trimestrielle. La directive de la CEE N° 82/884 du 3/12/1982 fixe la valeur

limite du plomb pour les pays de la communauté européenne à $2\mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne annuelle). Les valeurs limites proposées par 24 heures (CTEPA, 1984) dans les pays de l'Est sont $0,3\mu\text{g}/\text{m}^3$ en URSS, $0,7\mu\text{g}/\text{m}^3$ en RDA, Bulgarie et Tchécoslovaquie, $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Pologne, Hongrie et Roumanie $0,7\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Chine et $2\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Yougoslavie (valeur limite annuelle).

Les recommandations de l'OMS (1987) de fixer le taux de plomb dans l'air à $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ a pour but de protéger au moins 98% de la population exposée au plomb, de telle sorte que la plombémie soit inférieure à $20\mu\text{g}/\text{dl}$. Dans l'industrie, afin d'éviter les effets dus à une exposition professionnelle, la plombémie doit être contrôlée régulièrement, et selon l'OMS, (1978), elle ne doit pas dépasser $40\mu\text{g}/\text{dl}$ chez l'adulte. Cette valeur est proche de celle retenue par la CEE, (1977) qui est de $35\mu\text{g}/\text{dl}$ pour l'individu baisse cette limite à $15\mu\text{g}/\text{L}$. L'OMS (1992) va encore plus loin en fixant la valeur limite à $10\mu\text{g}/\text{L}$.

6-6-2-L'eau

La valeur limite prescrite pour l'eau de boisson est de $50\mu\text{g}/\text{L}$ aussi bien en Europe qu'aux États Unis (depuis 1954 en France) d'après Morlot et Augustelle, (1996). L'USEPA (1991) (United States Environment Pollution Agency, in Morlot et Augustelle, 1996) baisse cette limite à $15\mu\text{g}/\text{L}$.

L'OMS (1992) va encore plus loin en fixant la valeur limite à $10\mu\text{g}/\text{L}$. Pour éviter toute surcharge, l'usage des canalisations en plomb a été interdite dans la conduite d'eau. Elles sont remplacées par des tuyaux en chlorure de polyvinyle (PVC).

6-6-3-Les aliments

Les normes européennes fixent des valeurs maximales admissibles dans les denrées alimentaires de $10\mu\text{g}/\text{g}$ (CEE 1965). Cependant, le comité mixte FAO-OMS (1972) fixe la valeur limite du plomb dans les aliments pour un adulte à $5\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$, soit 3mg par semaine.

7-Le plomb et le sol

7-1-Plomb d'origine naturelle

La concentration du plomb de la croûte terrestre est d'environ $10-15\mu\text{g}/\text{g}$ selon Chow et Earl (1970). Le contenu naturel en plomb des roches est relativement faible (1 à $5\mu\text{g}/\text{g}$) et présente une moyenne de $16\mu\text{g}/\text{g}$ pour la lithosphère (Little, 1973).

Levinson, (1980) donne les teneurs moyennes de plomb ($\mu\text{g/g}$) pour différentes roches : basiques 5, intermédiaires 15, acides 20, sédimentaires 20, schistes 20, grès 7, calcaires 8.

Ces concentrations sont relativement faibles pour l'ensemble de la terre mais certains sols naturels peuvent contenir des teneurs très élevées de plomb et jusqu'à $52000\mu\text{g/g}$ (Little, 1973). Ces sols ont été découverts en Norvège, en Finlande et en grande Bretagne et qui proviennent principalement de la désagrégation de la galène. On a remarqué que la végétation de ces milieux est très clairsemée et les chercheurs pensaient que le plomb avait évidemment a un effet phytotoxique.

7-2-Pollution du sol par le plomb

L'introduction du plomb dans les sols s'effectue essentiellement par dépôt des particules contenues dans l'atmosphère. Les particules de plomb se déposent à la surface du sol et se mélangent aux couches superficielles (Ramade, 1992). De nombreux travaux ont montré l'importance du rôle de la pollution atmosphérique dans la contamination du sol par le plomb, même dans les régions éloignées des zones industrialisées ou urbaines. Des preuves impressionnantes de ces phénomènes ont été apportées dans les travaux de Hsiao et Patterson (1974) aux États-Unis, de Gydesen *et al.*(1981) au Sud du Danemark, de Steinnes (1987) en Norvège et récemment dans les travaux de Déruelle et Guilloux (1994) à Paimboeuf en France

7-2-1-Pollution du sol par le trafic automobile au niveau des routes

La pollution du sol le long des routes et des autoroutes a été étudiée par de nombreux auteurs. Citons Cannon et Bowles (1962), Singer et Hanson (1969), Chow (1970), Impens *et al.*, (1973), Druelle et Vilain (1973), Smith (1976), Andersen *et al.*, (1978), De Cornis (1980), Burguera et Burguera (1988) et Howard et Sova (1993). Pour la plupart de ces auteurs le plomb déposé sur le sol s'accumule à la surface, et dès le début des années soixante on n'a montré que la concentration du sol en plomb près des autoroutes varie entre 515 à $1000\mu\text{g/g}$ (Cannon et Bowles, 1962). Aux États-Unis, Singer et Hanson (1969) ont trouvé des teneurs en plomb atteignant $700\mu\text{g/g}$ à la surface du sol près des autoroutes. Des résultats analogues ont été obtenus par Howard et Sova (1993) dans la région de Détroit (USA) où les sols contenaient des quantités de plomb 10 à 15 fois plus élevées qu'en zone rurale. Ces auteurs démontrèrent que ces taux élevés de plomb provenaient directement des émanations de véhicules.

Les plus grandes concentrations de plomb à la surface du sol ont été rapportées par Druelle et Vilain (1973) qui ont trouvé jusqu'à 1800µg/g sur l'autoroute Arras-Lille. En Suisse (Zuber *et al.*, 1970) estiment que les dépôts du plomb au niveau de l'autoroute Lausanne-Genève peuvent atteindre 300 kg de plomb/an/km.

La relation inverse entre le taux de plomb à la surface du sol et la distance au foyer de pollution a été mise en évidence à de nombreuses reprises. Au niveau des autoroutes aux Etats-Unis, Chow (1970) a trouvé 400µg/g à 75 m au bord de la route, 211µg/g à 15m et 82µg/g seulement à 30m. Des résultats analogues ont été rapportés par Impens *et al.* (1973) au niveau de l'autoroute Bruxelles-Namur. Ces auteurs ont relevé 400 µg/g à 5m et seulement 40µg/g à 40m.

La relation étroite entre le taux de plomb dans le sol et l'intensité du trafic automobile a été démontrée par Smith (1976), Burguera et Burguera (1988) puis Burguera *et al.*(1989). Burguera et Burguera (1988) ayant étudié 28 sites à Mérida (Venezuela) ont noté que les concentrations les plus élevées du plomb à la surface du sol peuvent atteindre 184,4µg/g dans un site dont le trafic automobile enregistre 28765 véhicules/jour. Par contre cette concentration diminue jusqu'à 11,7µg/g au niveau d'un autre site où le trafic automobile ne dépasse pas 2640 véhicules/jour.

Pour terminer, nous avons regroupé les concentrations du plomb trouvées par ces auteurs près des routes et zones urbaines dans le tableau (19).

7-2-2-Pollution du sol par les mines et les usines

La pollution du sol par le plomb causée par les usines et les mines est plus au moins localisée et moins importante par apport à la pollution automobile, (Tab.20 et 21), mais dans certains cas le plomb dans le sol atteint des valeurs très élevées. Brabec *et al.* (1983) trouvent 3000µg/g à la surface du sol près d'une fonderie en Tchécoslovaquie.

De même, certains sols naturels peuvent contenir des teneurs très élevées en plomb. De tels cas ont été découverts en Norvège par Lag et al. (1969) où des teneurs en plomb atteignent 47000µg/g. En Grande Bretagne, on a aussi découvert des teneurs très élevées en plomb à la surface du sol. Seaward et al. (1978) ont trouvé des sols près d'une mine abandonnée à Yorkshire contenant jusqu'à 11660µg/g, tandis que Goyal (1980) a découvert des sols miniers dont la teneur en plomb varie entre 16390 à 24580µg/g. Dans ce pays Thornton (1980) a estimé que près de 4000 km² des terres agricoles sont sérieusement affectées suite à la pollution par le plomb après l'exploitation des mines dans le passé.

De même la commission royale de la pollution de l'environnement RCEP (1983) qui a surveillé la pollution par le plomb dans 10 villes britanniques a révélé que la moyenne du plomb à la surface du sol atteint 671µg/g. Enfin, Rossin *et al.* (1983) ont estimé que près de 2000 tonnes de plomb par an et provenant de l'écoulement des eaux de pluie et des rejets industriels contaminent sérieusement les sols de l'Angleterre.

7-2-3-Migration du plomb dans le sol

De nombreux travaux ont montré que le plomb qui s'accumule au niveau des couches superficielles du sol est peu mobile et est retenu efficacement à la surface du sol (Andersen *et al.*, 1978; Folkesson, 1983; Cabridenc, 1994; Laville Timsit et Lecomte, 1996).

Tableau (19)-Concentration du plomb des sols près des routes et dans les zones urbaines

Année	Auteurs	Site / Région	µg/g	Observations
1962	Cannon et Bowles	Autoroutes.	515 - 100	À la surface du sol.
1969	Singer et Hanson	Autoroutes, Minneapolis, USA	128 - 700	À la surface du sol
1970	Chow	Autoroutes , Californie , U S A	403 211 252 121 74 - 211 60 - 92	0 à 5 cm à 7,5 m de l'autoroute 0 à 5 cm à 15 m de l'autoroute 5 à 10 cm à 7,5 m de l'autoroute 10 à 15 cm à 7,5 m de l'autoroute à 15 m de l'autoroute à 30 m de l'autoroute
1971	Warren <i>et al.</i>	Sadbury, Canada	6 -101	Moyenne sol canadien 20µg/g.
1973	Impens <i>et al.</i>	Autoroute, Bruxelles - Namur	400 40	à 5 m selon la distance à 40 m
1973	Druelle et Vilain	Autoroute, Arras - Lille	500 - 1800	(0 -10 cm)
1978	Andersen <i>et al.</i>	Copenhague, Danemark	36 50 244	Zone rurale Suburbaine Zone urbaine
1985	Garty	Désert de Néguev - Israël	19 - 57 12 - 18	Près de la route Sol naturel
1988	Burguerra et Burguera	Mérida – Venezuela	10,3 - 184 10 - 36,1 10-16,9	0 -2 cm Près d'une route 4 - 6 cm 9 - 11 cm

Tableau (20)-Teneurs en plomb des sols près des usines

Année	Auteurs	Régions	($\mu\text{g/g}$)	Observations
1972	Cox et Rains	Fonderie près de San Francisco	20 -120	(0 - 10 cm)
1972	Nieboer <i>et al.</i>	Région industrielle (Sudbury), Canada	Jusqu'à 101	Moyenne des sols Canada 20 $\mu\text{g/g}$
1980	Seaward et Bylinska	Zone urbaine et industrielle, Pologne	16 - 280	(0 - 20 cm)
1981 b	Goyal et Seaward	Fonderie – Scunthorpe, G.B.	25 - 232	
1983	Brabec <i>et al.</i>	Près d'une fonderie – Tchécoslovaquie	2000 - 3000	
1990	Kortesharju <i>et al.</i>	Usine de ciment – Nord de la Finlande	25 à 41	À 1 km et 4 km respectivement
1992	Zanini <i>et al.</i>	Zone industrielle – Italie	26	0-25 cm, 12 μg à 40 cm

Tableau (21) Teneur en plomb des sols près des mines et dans des milieux naturels à proximité des mines

Année	Auteur (s)	Site - Région	($\mu\text{g/g}$)	Observations
1976	Wood et Nash	Désert Sonaran – Arizona	1 - 3	
1978	Seaward <i>et al.</i>	Près d'une mine abandonnée Yorkshire, G.B.	1531 à 11660	à la surface du sol
1980	Goyal	Sol minier – Bristol, G.B.	16390	Site 1 à la surface du sol
			24580	Site 2 à la surface du sol
1981	Folkesson	Tourbière (Finlande)	5 - 13,7	à la surface du sol
1985	Garty	Désert de Néguev – Israël	12 - 18	

Le plomb existe généralement sous forme de Pb^{+2} , bien que l'état d'oxydation +4 puisse exister (Kabata Pendias et Pendias, 1984). Il pénètre dans le sol sous forme de sulfate (40 à 50% du plomb total) selon les données de l'EPA (1986).

À la surface du sol, le plomb est principalement associé aux argiles, aux oxydes de manganèse, aux oxydes de fer et d'aluminium et aussi à la matière organique (Cabridenc, 1994; Kabata Pendias et Pendias, 1984). Bien que la plus grande partie du plomb soit retenue à la surface du sol, certains travaux ont montré que lorsque le plomb forme des complexes organiques solubles, il peut migrer jusque vers 80 cm en profondeur (Cabridenc, 1994 et Laville Timsit et Lecomte 1996). Le processus évoqué est la formation d'un complexe avec la matière organique du sol piégeant le plomb. La migration en

profondeur serait ensuite directement liée au lessivage et à la dissolution des phases organiques piégées à partir de la pénétration de l'eau de pluie dans le sol.

7-2-4-Les effets du plomb sur le sol

Les effets du plomb sur le sol sont peu connus, mais selon Jackson et Watson (1977), le plomb entrave la décomposition de la litière. Ce phénomène a été observé près d'une forêt située à proximité d'une fonderie de plomb. Ces auteurs ont constaté que la vitesse de décomposition de la litière était presque deux fois plus lente dans l'horizon de dégradation sur un site pollué situé à 21 km de la fonderie. Folkeson (1983) a révélé aussi que la mobilisation du phosphore est perturbée par le plomb. Toutefois l'acidité du sol de ces milieux intervient de façon importante dans la solubilité du plomb dans le sol.

8-Facteurs écologiques et écophysiologicals en relation avec la pollution plombique chez les lichens

8-1-Facteurs internes

Parmi les facteurs internes qui affectent l'accumulation du plomb chez les lichens, on peut distinguer l'âge du thalle et les capacités d'accumulation individuelles et spécifiques des thalles

8-1-1-L'âge du thalle

L'accumulation du plomb par les thalles varie avec l'âge du lichen. Dans la plus part des cas étudiés, il semble que les parties internes les plus âgées du thalle accumulent plus de plomb que les parties externes qui sont plus jeunes. Ce phénomène a été observé par plusieurs auteurs. Nous pouvons citer Hale (1979), Déruelle (1983a), Hale et Lawrey (1985) et Schwartzman et al.(1987) chez *Pseudoparmelia baltimorensis*, et Bargagli et al. (1987b) chez trois espèces de *Parmelia* (*P.caperata*, *P.saxatilis*, et *P.sulcata*).

Cette variation d'accumulation entre les parties du thalle est due à la différence du temps d'exposition du lichen à la pollution atmosphérique. Toutefois Dixon (1975) a constaté que le plomb se concentre beaucoup plus dans la partie périphérique du thalle que dans la partie centrale chez *Lecanora muralis*.

8-1-2-Variations individuelles

Les variations de l'accumulation du plomb entre les individus de la même espèce ont été signalées par plusieurs auteurs (Bargagli et al.,1987b; Déruelle, 1983a; Hale et

Lawrey, 1985; Schwartzman *et al.*, 1987; Seaward, 1980; Seaward et Bylinska, 1980). Cependant certains auteurs comme Schwartzman *et al.* (1987) qui ont étudié la teneur en plomb chez les individus de *Pseudoparmelia baltimorensis* du même âge pensent que les variations de l'accumulation du plomb sont d'ordre physiologique. Par contre Déruelle (1983a) qui a étudié ce phénomène chez *Parmelia physodes* et chez *Umbilicaria pustulata* (thalles témoins) n'a pas constaté de différence d'accumulation significative entre les individus du même âge.

8-1-3-Variations interspécifiques

Des différences d'accumulation du plomb sont aussi visibles entre les espèces lichéniques (Ruhling et Tyler, 1970; Nieboer *et al.*, 1977; Rasmussen *et al.*, 1980; Seaward *et al.*, 1981; Garty et Ammann, 1987; Albrech, 1989; Burguera *et al.*, 1989 et Déruelle, 1984). Chez les espèces du même genre, on peut citer les variations entre les *Parmelia* étudiés par Bargagli *et al.* (1987b) et Déruelle (1983a), entre les *Umbilicaria* (Puckett, 1976) ou entre les *Ramalina* (Semadi, 1989). Cependant le taux de variation entre les espèces de genres différents peut être considérable, surtout entre les différentes formes de lichens. Cependant, il semble que les lichens fruticuleux accumulent plus de plomb par rapport aux lichens foliacés (Puckett, 1988 et Burguera *et al.*, 1989). Pakarinen et Makinen (1976) ont comparé la teneur en plomb chez quatre espèces dans un même site et ont constaté que *Parmelia physodes* (foliacés) accumule plus de plomb que les *Cladonia* (terricole). Cette observation a été confirmée par Steinnes (1977). La teneur en plomb chez *Parmelia physodes* est 5 fois plus importante par rapport aux accumulations dans les thalles de *Cladonia stellaris* (Pakarinen, 1985).

8-2-Facteurs climatiques

Les concentrations élevées du plomb dans l'air ambiant coïncident avec la période hivernale. Ce phénomène a été démontré par de nombreuses mesures physico-chimiques réalisées par plusieurs auteurs (Bowman *et al.*, 1972; Chow et Earl, 1970; Krouse, 1977; O'Connor *et al.*, 1978; Rohbock *et al.*, 1980; Horsin, 1989 et enfin Olier *et al.*, 1990).

La corrélation étroite entre l'accumulation du plomb dans les thalles des lichens et les retombées atmosphériques a été établie en Scandinavie par Andersen *et al.* (1978) et Gydesen *et al.* (1981), en Grande Bretagne par Goyal et Seaward (1981b) et au Japon par Saeki *et al.* (1977).

8-2-1-Les précipitations

Les effets des précipitations sur l'accumulation du plomb chez les lichens sont controversés. Déruelle (1983a) a trouvé que les fortes pluies lessivaient l'atmosphère et les thalles. Brown (1976) puis Hopp et Tolz,(1979) ont trouvé des taux faibles de plomb pendant la période de fortes pluies. Par contre Albrech (1989) n'a pas remarqué de corrélation entre l'accumulation mensuelle du plomb et les conditions climatiques. Chez les plantes supérieures Chamberlain (1967a) et Impens *et al.* (1974), ont observé des teneurs élevées en plomb dans les feuilles pendant la période hivernale. Bien que ces auteurs reconnaissent que les pluies peuvent lessiver partiellement les feuilles, mais après ce lavage, les surfaces foliaires interceptent plus intensément les particules plombiques. Enfin, d'autres auteurs comme Garty *et al.*, 1977, Hopp et Tolz (1979) et Goyal et Seaward (1981a) ont démontré qu'une grande partie du plomb piégé dans les espaces intercellulaires de la médulle n'est pas lessivable par les pluies.

8-2-2-L'humidité

Les lichens comme toutes les plantes échangent de l'eau, de l'oxygène et du dioxyde de carbone (CO₂) avec l'atmosphère (Kappen, 1973 et Richardson, 1973). D'après Blyum (1973), les lichens ne peuvent pas absorber les éléments ou les métabolites dans les conditions de dessiccation. Plusieurs auteurs ont souligné que le mouillage des particules atmosphériques contenant le plomb que se soit par l'eau, la rosée, le brouillard ou l'humidité atmosphérique facilite son incorporation dans les thalles des lichens (Goodman et Robert, 1971; James, 1973; Krouse, 1977; Folkson, 1978 et Puckett, 1988).

8-2-3-La température

On a montré qu'il existait une relation inverse entre la concentration du plomb dans l'air et l'élévation de la température (Ter Haar *et al.*, 1972; Habibi, 1973 et également O'Connor *et al.*, 1978).

8-2-4-Le vent

Dans l'air, les concentrations du plomb les plus élevées enregistrées par les capteurs physico-chimiques ont été observées au niveau des sites perpendiculaires à la direction des vents (Rohbock *et al.*, 1980 et Olier *et al.*, 1990). Chez les lichens, les échantillons prélevés face au vent contiennent des taux plus élevés de plomb que ceux prélevés du côté inverse des vents dominants (Campbell, 1976 ; Folkson, 1978 ; Goyal et

Seaward 1981b ; Déruelle, 1983a; Bartok, 1988; Bargagli, 1989 et Semadi et Déruelle, 1993). Le même phénomène a été observé chez les mousses par Ruhling et Tyler (1968), Ratcliffe (1975) puis Fűr *et al.* (1979) et aussi chez les plantes supérieures par Cannon et Bowles (1962), Impens *et al.* (1973) et Ratcliffe (1975).

8-3-Facteurs topographiques

Les variations de la topographie locale peuvent aussi affecter le taux de plomb dans l'environnement. Selon Hesketh (1972) et Strom (1976), les concentrations des particules atmosphériques sont plus élevées dans les dépressions qu'au niveau des pentes et des collines. Chez les végétaux (herbes, mousses et lichens) de nombreux auteurs ont souligné l'influence de la topographie locale sur le taux d'accumulation du plomb (Ruhling et Tyler, 1969; Seaward, 1973; Grodzinska, 1978; Case, 1980; Steubing, 1982 et Déruelle, 1984). De faibles variations de la hauteur peuvent avoir des répercussions significatives sur le contenu du plomb dans les échantillons. D'après Steubing (1982), *Lolium multiflorum* prélevé à 1,5 m de hauteur à 20 m de la route accumule 2,3 fois plus de plomb par rapport à celui récolté à 0,30 m au niveau du même site.

L'augmentation de la teneur en plomb dans les lichens en fonction de l'altitude s'avère être controversée. Selon Bartok (1988), la teneur en plomb des thalles de *Parmelia conspersa* dans les dépressions de la vallée d'Ampoi (Roumanie) est plus élevée que celle des sites situés au niveau des hauteurs lorsque la distance à la source de la pollution (usine) est identique. Inversement, Kral *et al.* (1984) et Kral *et al.* (1989) qui ont étudié en Bohême (Tchécoslovaquie) la teneur en plomb chez *Parmelia physodes* prélevé entre 200 et 1300 m d'altitude ont constaté que le taux de plomb chez ce lichen augmente avec l'altitude, d'une manière presque linéaire. Ces auteurs pensent que certains phénomènes atmosphériques qui caractérisent les montagnes comme la fréquence des brouillards, les gelées et l'inversion des températures peuvent jouer un rôle dans l'absorption du plomb chez les lichens. Leurs résultats ont été confirmés par les analyses des échantillons de pluies et de neige (Kral *et al.*, 1992).

8-4-Les mécanismes de la bioaccumulation du plomb

Les lichens exposés aux aérosols urbains ou industriels piègent les particules contenant le plomb et celles-ci se déposent sur la surface du thalle. Toute la surface du thalle est impliquée dans le processus d'absorption (Margot et Romain, 1976).

Les mécanismes de bioaccumulation des métaux lourds par les lichens ont fait l'objet de plusieurs travaux (Goodman et Robert, 1971; Brown et Slingsby, 1972; Nieboer *et al.*, 1972; James, 1973; Lawrey et Rudolf, 1975; Nieboer et Richardson, 1981 et Brown, 1982). La plupart des lichens sont capables d'accumuler des métaux à des concentrations qui dépassent leurs besoins physiologiques (Margot et Romain, 1976 et Puckett, 1988).

Le mécanisme de dépôt des particules atmosphériques comprend :

- les précipitations, le brouillard et la rosée dans le cas des dépôts humides qui régissent la sédimentation (Knops *et al.*, 1991).
- l'absorption du métal à partir des solutions, ce qui a été souligné par plusieurs auteurs (Goodman et Robert, 1971 ; James, 1973 ; Margot et Romain, 1976 et Folkson, 1978).
- l'aptitude du lichen à intercepter et à retenir une gamme de particules de dimensions variables par rapport aux autres espèces ; la morphologie du thalle est l'une des caractéristiques les plus importantes dans le phénomène de rétention des particules qui inclut le degré de rugosité et de viscosité (Puckett, 1988).

Certains auteurs comme Jones *et al.* (1982) pensent que le plomb est déposé à la surface du thalle sous forme d'oxyde de plomb tandis que les carbonates de plomb basiques sont produits par les processus métaboliques.

Le processus d'absorption du plomb est passif selon Puckett (1988). Enfin la plupart des auteurs considèrent que le plomb ne pénètre pas dans le cytoplasme, mais se lie aux structures de la paroi (Lange et Ziegler, 1963 ; Brown et Slingsby, 1972; Nieboer et Richardson, 1981 ainsi que Brown, 1982).

8-4-1-Les effets du plomb sur le développement des lichens

L'altération de la fertilité des lichens et la réduction de la germination des spores dans les milieux pollués par le plomb et les métaux lourds a été signalée par Leblanc et De Sloover (1970) puis Pyatt (1970). Le même phénomène a été observé par Kofler *et al.* (1972) chez *Physcia pulverulenta* et *Xanthoria parietina* dans les milieux urbains. Plus récemment Pyatt *et al.* (1992) pensent que le plomb contamine l'hyménium et par conséquent peut affecter la vitalité des ascospores.

Beaucoup d'auteurs ont mentionné que les métaux lourds ralentissent la croissance (Seaward, 1976; Goyal et Seaward, 1982a) ou provoquent des déformations des thalles (Lambinon *et al.*, 1964) mais sans spécifier l'effet du plomb seul. De même Lawrey et Hale (1979) signalent que la croissance de *Pseudoparmelia baltimorensis* exposé à la

pollution automobile est diminuée de trois fois par rapport à la même espèce qui se développe dans les milieux naturels. Au début, ces auteurs ont attribué cette diminution de la croissance à la quantité considérable de plomb accumulée par le lichen près de la route, mais quelques années plus tard (Lawrey et Hale, 1981) ont imputé cette réduction de la croissance des thalles à la pollution automobile globale, suite aux nombreuses critiques portées sur la première hypothèse.

8-4-2-Les effets du plomb sur la photosynthèse des lichens

Plusieurs auteurs ont montré que le plomb affecte la photosynthèse des lichens (Brown et Bates, 1972; Puckett, 1976; Nieboer *et al.*, 1976; Punz, 1979a et 1979c; Richardson *et al.*, 1979; Déruelle et Petit, 1983; Lemaistre, 1983; Ronen *et al.*, 1983; Ronen *et al.*, 1984; Garty *et al.*, 1985; Kardish *et al.*, 1987 et enfin Wietschorke *et al.*, 1990).

Le seuil des concentrations en plomb à partir duquel on a observé la chute de la photosynthèse a été parfois déterminé. Ainsi pour Brown et Bates (1972), à des concentrations de l'ordre de 100 à 1000µg/g, le plomb agit sur la photosynthèse et la respiration. Pour Lemaistre (1983), la diminution de la photosynthèse chez *Parmelia caperata* se manifeste dès 300µg/g avec une diminution brutale de celle-ci à 500µg/g. Chez *Parmelia physodes* Wietschorke *et al.*, (1990) ont constaté une diminution brutale de la photosynthèse à 2100µg/g tandis que Lemaistre (1983) a signalé qu'au-delà de 2000µg/g *Parmelia caperata* n'a pas survécu.

Le taux de diminution de la photosynthèse des lichens traités au plomb a été aussi déterminé. Ainsi chez *Umbilicaria muhlenbergii*, Puckett (1976) a constaté une baisse de 63% de la photosynthèse. Pour Richardson *et al.* (1979) cette diminution ne dépasse pas 20% chez la même espèce. Chez *Parmelia physodes* soumis à un stress plombique, la réduction de la photosynthèse a été estimée à 45% par Punz (1979a et 1979c). Déruelle (1983a) montre que cette baisse peut atteindre 75% chez la même espèce. Des résultats similaires ont été obtenus pour *Parmelia caperata*. Selon Lemaistre (1983), la diminution de la photosynthèse chez cette espèce soumise au stress plombique est de l'ordre de 35 à 48%, valeur qui est comparable à celle obtenue auparavant par Déruelle (1983a) qui a estimé une baisse de 45% pour *Parmelia caperata* et 43% pour *Evernia prunastri*.

Les effets du plomb ne sont cependant pas bien définis. Richardson *et al.* (1979) étudiant la réponse d'*Umbilicaria muhlenbergii*, en fonction des cations accumulés n'observent pour le plomb aucun effet sur le taux de fixation du ¹⁴C dans des conditions

expérimentales utilisées (incubation 1 heure). Dans le cas d'une pollution combinée (Pb + SO₂), le plomb aurait même une influence protectrice contre la pollution soufrée. Pour Nieboer *et al.* (1979) le plomb augmente la perte du potassium induite par une pollution au SO₂ chez *Umbilicaria muhlenbergii*. Par contre Johnsen (1975) avait montré que le plomb ne modifiait aucunement les effets du SO₂ chez le *Parmelia physodes* et chez le *Lecanora conizaeoides*.

Chez le *Ramalina duriaei* exposé à la pollution automobile urbaine, on a constaté une corrélation entre la dégradation de la chlorophylle et la teneur en plomb de ce lichen (Ronen *et al.*, 1983) et aussi une baisse de la concentration de l'ATP (Kardish *et al.*, 1987 et aussi Garty *et al.*, 1988). Par ailleurs, il semble que le même phénomène se produise chez les mousses où Brown et Wells (1990) ont montré que 10 µg de plomb suffisent pour provoquer une inhibition de la photosynthèse chez *Rhytidiadelphus squarrosus*.

8-4-3-Les effets du plomb sur la respiration des lichens

La diminution de la respiration des lichens traités au plomb a également été étudiée par plusieurs auteurs (Brown et Bates, 1972; Baddeley *et al.*, 1973; Johnsen, 1975; Puckett, 1976; Rao *et al.*, 1977; Nieboer *et al.*, 1979; Richardson *et al.*, 1979; Punz, 1979c; Hopp et Tolz, 1979; Déruelle, 1983a et Lemaistre, 1983).

Baddeley *et al.* (1973) étudiant l'effet du plomb (0,01 M) sur la respiration de *Usnea fragileszens* et *Ramalina fastigiata* ont remarqué une augmentation de celle-ci pour des temps d'incubation courte (15 mn, 4 h) tandis qu'une diminution de la respiration apparaît après 18 heures d'incubation. Cette légère augmentation de la respiration au début des expériences (trempage des thalles dans la solution contenant le plomb) a été confirmée par Lemaistre (1983) chez *Parmelia physodes* traité dans une solution de Pb(NO₃) à une concentration de 350µg/g. Par contre cet auteur a constaté une chute de la respiration après 4 heures seulement d'incubation.

Déruelle (1983a) étudiant les échanges gazeux de trois lichens (*Evernia prunastri*, *Parmelia physodes* et *Parmelia caperata*) exposés à la pollution automobile a aussi constaté une perturbation de la respiration chez ces lichens.

8-4-4-Localisation cellulaire du plomb

La localisation du plomb au niveau des tissus des végétaux a été étudiée par de nombreux auteurs chez les lichens

Au niveau du thalle, Garty *et al.* (1979) ont observé au microscope électronique à balayage la rétention des particules de plomb dans les larges espaces intercellulaires de la médulle, jouant un rôle de piège. Goyal et Seaward 1981a et 1982b ont constaté que les rhizines de *Peltigera sp.* prélevé dans un sol minier contiennent plus de plomb que la médulle. Goyal et Seaward, (1981a) ont également démontré que la fraction fongique accumulait une quantité de plomb supérieure à la fraction algale. Ceci concorde avec les observations de Saunders (1970) et Nash (1975).

La fixation du plomb au niveau des hyphes de la médulle et des hyphes corticaux a été confirmée par Garty et Theiss (1990) qui ont traité les thalles de *Ramalina duriaei* avec une solution de nitrate de plomb, puis les ont trempés dans une solution tampon de rhodisonate de sodium. L'examen d'une coupe de thalle montre que seule la partie fongique est colorée. Ceci exclut l'existence du plomb dans le phycosymbiote.

Les hypothèses de pénétration du plomb à l'intérieur des cellules fongiques ou algales demeurent controversées, comme l'avait remarqué Déruelle (1983 a). Selon cet auteur les expériences d'incubation des thalles dans du nitrate de plomb, puis l'importance du potassium retenu pour caractériser l'intégrité de la membrane cytoplasmique ont donné des résultats différents. Pour certains auteurs (Puckett, 1976 et Nieboer *et al.*, 1979), la libération du potassium des échantillons traités est une réponse du champignon à la fixation du plomb, contrairement à Brown et Slingshy (1972) pour qui le plomb demeure extra-cellulaire et localisé dans la membrane squelettique. On considère maintenant que l'altération de la perméabilité membranaire est due à la fixation du plomb dans le plasmalemma (Buck et Brown, 1979; Nieboer *et al.*, 1979 et Richardson *et al.*, 1979). En plus l'accumulation du plomb sous forme de pectates empêche sa pénétration cytoplasmique. Elle permettait éventuellement une absorption sélective des éléments selon la perméabilité (Turner, 1969; Brown et Bates, 1972 et Deleval et Demonty, 1972).

8-4-5-Tolérance des lichens au plomb

Parmi les hypothèses de la tolérance des lichens à des concentrations élevées en ions métalliques on peut mentionner celle de Lange et Ziegler (1963). Trois mécanismes de tolérance ont été supposés :

1°-une liaison cytoplasmique avec une résistance aux ions métalliques;

2°-une immobilisation des ions dans le cytoplasme et leur inactivation comprenant la détoxification des cations par des combinaisons chimiques;

3°-un dépôt des cations dans les régions externes au bord de la membrane cellulaire (plasmalemmes) ou à l'extérieur de la paroi cellulaire.

Ces mécanismes sont en accord avec les résultats de Clymo (1963), Tuominen (1967) et aussi avec ceux de Ruhling et Tyler (1970). Le dépôt des cations au niveau des régions externes a été aussi confirmé par Shimwell et Laurie (1972) et Nash (1989).

CHAPITRE 3 : LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE GLOBALE

1-Les effets de la pollution atmosphérique sur les lichens

1-1-Historique

L'utilisation des lichens comme bioindicateurs de la qualité de l'air est connue depuis longtemps. En effet, il existe plusieurs documents qui ont mentionné que les lichens ne se développaient pas dans les milieux où l'atmosphère est polluée, et que le déclin de la flore lichénique en Europe et ailleurs pendant les deux derniers siècles a pour origine l'augmentation de la pollution de l'air.

Selon Brightman (1982), Hawksworth et Mc Manus (1989) et Van Haluwyn et Lerond (1993), Erasmus Darwin fût le premier auteur ayant mentionné la sensibilité des lichens à la pollution au 19^{ème} siècle, et ce dans deux citations se référant à la pollution autour d'une usine de cuivre à Anglesey en Grande Bretagne. Cet auteur écrivait « nor turted moss nor leathery lichen creeps ».

L'effet de la pollution urbaine sur les lichens a été aussi notée par les anciens botanistes anglais, notamment par Turner et Borrer (1839) et Grindon (1859). Ce dernier auteur a constaté la disparition des lichens dans la ville de Manchester. Les mêmes observations se succédèrent en Angleterre avec les travaux de Mac Millan (1861) et Johnsen (1879).

Cependant, la plupart des auteurs ont cité Nylander, (1866) comme étant le premier lichénologue ayant affirmé la valeur indicatrice des lichens vis à vis de la pollution de l'air lorsqu'il écrivait «les lichens donnent à leur manière la mesure de la salubrité de l'air, et constituent si l'on peut ainsi dire une sorte d'hygiomètre très sensible». En effet Nylander a mentionné en 1896 que 33 espèces lichéniques recensées en 1866 au Jardin du Luxembourg à Paris avaient complètement disparu.

De nombreux lichénologues ont confirmé plus tard les observations de Nylander. C'est le cas d'Arnold (1891-1901) à Munich, de Sernander (1912-1926) à Stockholm, de Bouly de Lesdain (1914) au Nord de la France, de Erichsen (1928-1930) à Hambourg, de Haugsja (1930) à Oslo et de Vaarna (1934) à Helsinki (Finlande).

Il y a eu un ralentissement des travaux sur les lichens vers les années quarante à cause de la guerre et vers la fin des années cinquante, une divergence d'opinion apparut avec l'hypothèse de sécheresse urbaine, position prise par Rydzak (1957-1958), Beschel, (1958) et Klement (1956,1958) qui pensaient que la sécheresse de l'environnement urbain était la cause principale de la pauvreté ou de la disparition des lichens dans les villes. Cette

hypothèse a été critiquée par Villwock (1959) et depuis, la majorité des auteurs, sans négliger les facteurs climatiques dans les milieux urbains lient la disparition des lichens des villes aux phénomènes de pollution (Coppins, 1973).

Au début des années 60, plusieurs auteurs ont signalé les altérations morphologiques des thalles lichéniques soumis à la pollution comme les nécroses (Fenton, 1960), ou la dégradation et dégénérescence des thalles (Leblanc, 1961 et Brodo, 1961). L'adaptation et la résistance de certains lichens à la pollution ont été signalées par d'autres auteurs comme Villwock (1962) à Hambourg et Fenton (1964) à Belfast. La régression de plusieurs autres lichens a été signalée par Tallis (1964) à Londres et Leblanc (1961) au niveau de certaines grandes agglomérations canadiennes

La relation entre la répartition des lichens dans une ville et la source de la pollution a été établie au début par Natho (1964) à Berlin où des zones concentriques de pollution ont été mises en évidence. Depuis cette relation a été confirmée par Skye (1965) en Suède et Gilbert (1965) en Angleterre.

L'effet du SO_2 sur les lichens a été étudié notamment par Rao et Leblanc (1966), Gilbert (1968, 1969), Saunders (1966), Pyatt (1968) et Syrrat Wanstall (1969). Enfin, un gradient de pollution au SO_2 correspondant à sensibilité des espèces à la pollution grâce à une échelle a été établi par Hawksworth et Rose, (1970). En France, Van Haluwyn et Lerond (1986) ont proposé une amélioration de cette échelle en insistant sur l'aspect phytosociologique et en établissant une corrélation entre les groupements et le niveau de la pollution par le SO_2 .

1-2-Pollution urbaine et lichens

La pollution urbaine est un facteur limitant au développement des lichens. Elle est très complexe et a plusieurs origines (automobiles, industries et habitations). Les principaux polluants sont les fumées, les oxydes de carbone (CO , CO_2), les oxydes d'azote (NO_x), les oxydes de soufre (SO_2 , SO_3), les peroxy acetyl-nitrates (PAN), les poussières et le plomb.

Ces polluants agissent sur le développement des lichens. En conséquence la végétation lichénique est absente dans la plupart des villes au niveau des sites les plus pollués (le plus souvent au centre de la ville) ou est limitée à quelques espèces les plus tenaces dites « toxitolérantes » qui colonisent les substrats artificiels tandis que les espèces sensibles fuient la ville.

1-2-1-L'effet du SO₂

Le dioxyde du soufre (SO₂) est considéré comme le principal agent toxique responsable de l'appauvrissement et de la disparition de la végétation lichénique dans les zones urbaines ou dans les complexes industriels. L'effet du SO₂ sur les lichens a été démontré par plusieurs auteurs. Certains auteurs ont pu mettre en évidence une corrélation significative entre la teneur en SO₂ de l'atmosphère et les variations observées dans la distribution de certaines espèces lichéniques en zones urbaines ou industrielles ; c'est le cas de Rao et Leblanc (1966), Laundon (1967), Skye (1968), Leblanc (1969), Gilbert (1970 a), Hawksworth et Rose (1970), Day (1985), Grâce *et al.* (1985) et Bargagli *et al.* (1991).

Les expériences de fumigations des lichens par le SO₂ au laboratoire ont révélé que les lichens sont endommagés et même tués à de faibles concentrations de SO₂ (Nash, 1973 et Turk *et al.*, 1974). Pour d'autres, le SO₂ affecte la photosynthèse (O'Hare et Williams, 1975; Bedeneau, 1982; Huebert *et al.*, 1985 et Takaoki et Mitani, 1986). Cette réduction de la photosynthèse par le SO₂ a été confirmée par les expériences d'immersion des lichens dans des solutions contenant du SO₂ (Baddeley *et al.*, 1973 ; Puckett *et al.*, 1974 et Nieboer *et al.*, 1977).

1-2-2 Les effets des oxydes d'azote (NO_x)

Le dioxyde d'azote (NO₂) est le principal composé d'oxyde d'azote. Il est produit par des réactions complexes après combustion des hydrocarbures fossiles. Les effets du NO₂ et d'autres polluants secondaires urbains étaient autrefois peu étudiés en comparaison avec le SO₂.

La principale source de la pollution par les composés des oxydes d'azotes (NO_x) dans les villes est l'automobile. En effet, ces composés toxiques peuvent pénétrer dans les thalles des lichens dans les conditions humides (brouillard, pluie) ou par écoulement de l'eau le long des troncs des arbres (Pike, 1978). Les premiers soupçons sur la toxicité des oxydes d'azotes (NO_x) remontent à la fin des années soixante lorsque Laundon (1967) écrivait «Le NO₂ et les autres gaz ont une influence locale sur les lichens à Londres». Skye (1968) a mentionné aussi les effets toxiques des NO₂ sur les lichens à Stockholm.

La phytotoxicité du NO₂ a été démontré d'une manière convaincante par Nash (1976). Lorsque cet auteur a exposé quatre lichens à différentes concentrations du NO₂ pendant 6heures, il a constaté une baisse de la teneur en chlorophylle chez les lichens étudiés.

Plus tard, plusieurs auteurs ont pu mettre en évidence la toxicité de NO₂ sur lichens notamment lorsque les lichens accumulent des quantités plus au moins importantes du NO₂ dans leurs thalles (Pike, 1978; Pakarinen, 1985 et Kubin, 1990). En outre les travaux de Holopainen en 1983 et 1984 montrent que le NO₂ affecte plus le mycobionte que le phytobionte. Les observations au microscope électronique de Holpainen et Karenlampi (1985) montrent que les concentrations élevées de NO₂ peuvent causer des détériorations ultrastructurales chez *Hypogymnia physodes*. De Bakker (1989) a constaté que les oxydes d'azote diminuent le recouvrement des lichens. Enfin, Bargagli *et al.* (1991) et Bruteig (1993) pensent que le NO₂ contribue à la pauvreté des lichens dans les zones polluées.

1-2-3-Les effets d'autres polluants urbains (ozone et PAN)

Les effets de la pollution par l'ozone (O₃) et le peroxy acétyle nitrate (PAN) sont très peu étudiés. Selon certains auteurs comme Gilbert (1971), Nash (1971), Sigal et Taylor (1979) puis Ross et Nash (1983), l'ozone et les PAN, lorsqu'ils existent à des concentrations très élevées, sont toxiques pour les lichens, mais des controverses ont été signalées par d'autres auteurs. Ainsi selon Mc Cune (1988) l'ozone n'affecte pas les lichens. Pour d'autres tel que Rosentreter et Ahmadjian (1977) ou encore Brown et Smirnoff (1978), la présence d'ozone stimule la croissance des lichens. Il faut cependant reconnaître, en ce qui concerne ce polluant que les végétaux supérieurs (cf. le Tabac) sont de meilleurs indicateurs que les lichens.

1-3-Les différentes méthodes permettant l'estimation de la pollution atmosphérique par les lichens

Afin de caractériser la sensibilité d'un lichen à la pollution, on peut utiliser différentes méthodes qui sont résumées ci-après.

1-3-1-Méthode des transects

C'est une méthode qui étudie la végétation lichénique en observant la diversité et le recouvrement en relation avec le foyer de pollution. Cette méthode a débuté vers les années soixante avec les travaux de Fenton (1960) à Belfast (Irlande) et de Brodo (1966) en Amérique du Nord.

1-3-2-Cartes de répartition des espèces

Les premières cartes de répartition des espèces ont été établies par Haugsja (1930) à Oslo (Norvège) et 20 cartes ont été dressées par cet auteur. Chaque carte montre les limites internes du développement de chaque espèce. Quatre ans plus tard, Vaarna (1934) publia les cartes de répartition des espèces de la ville Helsinki (Finlande) où 16 espèces sont recensées.

Plusieurs auteurs ont montré les limites et l'évolution du désert lichénique des villes à partir des cartes d'inventaire de la répartition des espèces. On peut citer, les recherches de Vareschi et Moreno (1973) qui ont constaté l'élargissement du désert lichénique de la ville de Caracas de 7,5 km² à 95 km² en 20 ans. D'autres travaux (Schmid, 1956) ont montré que la superficie du désert lichénique de la ville de Munich est passée de 11,5 km² en 1890 à 72,7 km² en 1956. Plus récemment, Grill *et al.* (1988) ont constaté que le désert lichénique de la ville de Innsbruck (Autriche) a quintuplé entre 1977 à 1987, phénomène de déclin des lichens attribué à l'augmentation du trafic automobile.

1-3-3-Méthodes qualitatives et échelles de pollution

Les observations de la végétation lichénique au niveau des différents sites urbains où le niveau de pollution acide a permis aux lichénologues d'établir les échelles de pollution en se référant au développement des lichens sur les troncs des arbres.

La première échelle biologique a été publiée par Jones (1952). Cet auteur a distingué 3 zones en fonction des niveaux de pollution en Grande Bretagne

Plus tard, plusieurs échelles de pollution ont été proposées. Les plus importantes sont celles de Barkman (1963), Gilbert (1970b), Hawksworth et Rose (1970), et Van Haluwyn et Lerond (1986 et 1988).

L'échelle de Barkman (1963) a été établie à Limbourg en Belgique où 15 espèces lichéniques épiphytes ont été reconnues et cartographiées. La région étudiée a été classée en trois catégories selon le niveau de la pollution:

1°-zone peu polluée;

2°-zone à pollution modérée;

3°zone très polluée.

L'échelle de Hawksworth et Rose (1970) comporte 11 zones de pollutions (Tableaux 22 et 23) définies chacune par un ensemble d'espèces caractéristiques (zone 0 = absence de lichens, très polluée, zone 10 = air pur).

L'échelle de Gilbert (1970b), basée sur les communautés d'espèces, et rarement sur les espèces individuelles, inclut aussi les espèces saxicoles se développant sur les murs des bâtiments urbains ou sur les toits en plus les espèces corticales et certaines bryophytes. Cet auteur a décrit 6 zones de pollution.

Enfin, la méthode proposée par Van Haluwyn et Lerond (1986) est basée sur les groupements lichéniques définis par des relevés phytosociologiques. Un tableau représentant la liste des espèces retenues dans chaque groupe, avec une échelle correspondante de la qualité de l'air (teneur en SO_2 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a été dressé pour la moitié Nord de la France (Tableau 24).

2-Étude de la pollution atmosphérique globale

Lorsque les systèmes écologiques urbains ou les milieux industriels ne sont pas trop pollués, on peut toujours observer des lichens épiphytes sur les troncs des arbres, des jardins publics ou près des routes. La couverture lichénique et le nombre d'espèces des lichens sur les troncs de ces arbres dépendent en grande partie de la qualité de l'air de ces milieux.

Inversement lorsque ces milieux sont très pollués, la végétation lichénique s'appauvrit, et même disparaît totalement au niveau de certains sites appelés « désert lichénique », généralement situés au centre des agglomérations urbaines.

Cette dynamique de réduction ou de disparition des espèces lichéniques dans les milieux urbains a été observée depuis plus d'un siècle par Nylander (1866) à Paris, puis confirmée par plusieurs lichénologues plus tard dans plusieurs grandes villes en Europe et en Amérique du Nord.

2-1-Le concept de l'Indice de Pureté Atmosphérique (I. P. A.)

L'idée de l'I.A.P. (Index of Atmospheric Purity) soit en français l'I.P.A. (Indice de Pureté Atmosphérique), revient à De Sloover (1964), puis à De Sloover et Leblanc (1968), qui ont proposé de traduire quantitativement la pauvreté et la richesse de la végétation lichénique des milieux soumis à la pollution atmosphérique. Ils font état du nombre d'espèces des lichens, de leur fréquence, comme de l'abondance locale de chacune des espèces, ainsi que de la sensibilité spécifique à l'égard de la pollution. Ces différents éléments d'appréciation peuvent se combiner en une expression unique, aboutissant à la notion de l'Indice de Pureté Atmosphérique (I. P. A) :

Tableau (22)-Échelle qualitative pour l'estimation de la pollution acide hivernale en Angleterre et au Pays de Galles, utilisant les lichens épiphytes sur des arbres à écorce non eutrophisée (d'après Hawksworth et Rose, 1970).

Zone	Espèces caractéristiques	Moyenne hivernale de SO ₂ (µg/m ³)
0	Épiphytes absents	
1	<i>Pleurococcus viridis</i> s.l. présent mais limité à la base du tronc	Environ 170
2	<i>Pleurococcus viridis</i> s.l. s'étend sur le tronc ; <i>Lecanora conizaeoides</i> limité à la base	Environ 150
3	<i>Lecanora conizaeoides</i> s'étend sur le tronc ; <i>Lepraria incana</i> devient fréquent à la base.	Environ 125
4	<i>Hypogymnia physodes</i> et/ou <i>Parmelia saxatilis</i> ou <i>Parmelia sulcata</i> apparaissent à la base du tronc mais ne s'étendent pas. <i>Lecidea scularis</i> , <i>Lecanora exalens</i> et <i>Chaenotheca ferruginea</i> souvent présents.	Environ 70
5	<i>Hypogymnia physodes</i> ou <i>Parmelia saxatilis</i> s'étendent jusqu'à 2,5 m ou plus ; <i>P. glabrata</i> , <i>P. subrudecta</i> , <i>Parmeliopsis ambigua</i> et <i>Lecanora chlorotera</i> font leur apparition; <i>Calicium viride</i> , <i>Lepraria candelaris</i> , <i>Pertusaria amara</i> peuvent apparaître; si <i>Ramalina farinacea</i> et <i>Evernia prunastri</i> sont présents, ils sont limités à la base ; <i>Platismatia glauca</i> peut être présent sur les branches horizontales.	Environ 60
6	<i>Parmelia caperata</i> présent au moins à la base, riches communautés de <i>Pertusaria</i> (<i>P. albescens</i> , <i>P. hymenea</i>) et de <i>Parmelia</i> (<i>P. revoluta</i> sauf dans le N.E.), <i>P. tiliacea</i> , <i>P. exasperatula</i> (N.), <i>Graphis elegans</i> ; <i>Pseudevernia furfuracea</i> et <i>Alectoria fuscescens</i> présent dans les régions montagneuses.	Environ 50
7	<i>Parmelia caperata</i> , <i>P. revoluta</i> (sauf dans le N.E.), <i>P. tiliacea</i> , <i>P. exasperatula</i> (sauf dans le N.) s'étendent sur le tronc; apparition de <i>Pertusaria hemisphaerica</i> , <i>Usnea subfloridana</i> , <i>Rinodina roboris</i> (dans le Sud) et <i>Arthonia impolita</i> (dans l'Est).	Environ 40
8	<i>Usnea ceratina</i> , <i>Parmelia perlata</i> ou <i>P. reticulata</i> (S. et W.) apparaissent ; extension de <i>Rinodina roboris</i> (S.) ; <i>Normandina pulchella</i> et <i>Usnea rubigena</i> (S.) généralement présent.	Environ 35
9	<i>Lobaria pulmonaria</i> , <i>L. amplissima</i> , <i>Pachypiale cornea</i> , <i>Dimerella lutea</i> ou <i>Usnea florida</i> présents; si ces espèces sont absentes, les lichens crustacés sont très bien développés avec généralement plus de 25 espèces sur des arbres bien illuminés.	Environ 30
10	<i>Lobaria amplissima</i> , <i>L. scrobiculata</i> , <i>Stricta limbata</i> , <i>Pannaria</i> sp., <i>Usnea articulata</i> , <i>U. filipendula</i> ou <i>Teloschistes flavicans</i> .	« pur »

Tableau (23)-Echelle qualitative pour l'estimation de la pollution acide hivernale en Angleterre et au Pays de Galles, utilisant les lichens épiphytes sur des arbres à écorce eutrophisée (d'après Hawksworth et Rose, 1970).

Zone	Espèces caractéristiques	Moyenne hivernale de SO ₂ (µg/m ³)
0	Épiphytes absents	
1	<i>Pleurococcus viridis</i> s.l. s'étend sur le tronc.	Environ 170
2	<i>Lecanora conizaeoides</i> abondant; <i>Lecanora expallens</i> apparaît parfois à base des troncs	Environ 150
3	<i>Lecanora expallens</i> et <i>Buellia punctata</i> abondants ; apparition de <i>Buellia canescens</i> .	Environ 125
4	<i>Buellia canescens</i> commun; apparition de <i>Physcia adscendens</i> et <i>Xanthoria parietina</i> à la base; <i>Physcia tribacia</i> apparaît dans le Sud.	Environ 70
5	<i>Physconia grisea</i> , <i>P. farrea</i> , <i>Buellia alboatra</i> , <i>Physcia orbicularis</i> , <i>P. tenella</i> , <i>Ramalina farinacea</i> , <i>Haematomma coccineum</i> var. <i>porphyrium</i> , <i>Schismatomma decolorans</i> , <i>Xanthoria candelaria</i> , <i>Opegrapha varia</i> et <i>O. vulgata</i> apparaissent ; <i>Buellia canescens</i> et <i>Xanthoria parietina</i> communs ; <i>Parmelia acetabulum</i> apparaît dans l'Est.	Environ 60
6	<i>Pertusaria albescens</i> , <i>Physconia pulverulenta</i> , <i>Physciopsis adglutinata</i> , <i>Arthopyrenia alba</i> , <i>Caloplaca luteoalba</i> , <i>Xanthoria polycarpa</i> et <i>Lecania cyrtella</i> sont présents ; <i>Physconia grisea</i> , <i>Physcia orbicularis</i> , <i>Opegrapha varia</i> et <i>O. vulgata</i> deviennent abondants.	Environ 50
7	<i>Physcia aipolia</i> , <i>Anaptychia ciliaris</i> , <i>Bacidia rubella</i> , <i>Ramalina fastigiata</i> , <i>Candelaria concolor</i> , <i>Arthopyrenia biformis</i> font leur apparition.	Environ 40
8	<i>Physcia aipolia</i> abondant ; <i>Anaptychia ciliaris</i> fructifié ; <i>Parmelia perlata</i> , <i>P. reticulata</i> (S. et W.) ; <i>Gyalecta flotowii</i> , <i>Ramalina obtusata</i> , <i>R. pollinaria</i> et <i>Dezmaziena evernoides</i> apparaissent.	Environ 35
9	<i>Ramalina calicaris</i> , <i>R. fraxinea</i> , <i>R. subfarinacea</i> , <i>Physcia leptalea</i> , <i>Caloplaca aurantiaca</i> et <i>C. cerina</i> .	Environ 30
10	Comme zone 9	« pur »

Tableau (24)-Échelle d'estimation de la qualité de l'air de la moitié Nord de la France
(d'après Van Haluwyn et Lerond, 1986)

Zones	Espèces de lichens, d'algues ou de bryophytes	Teneurs en SO ₂ en µg/m ³ (moyenne annuelle)
A	<i>Pleurococcus viridis</i>	Supérieures à 30 µg
B	<i>Buellia punctata</i> <i>Lecanora conizaeoides</i>	
C	<i>Lecanora expallens</i> <i>Lepraria incana</i>	
D	<i>Diploicia canescens</i> <i>Lecidella elaeochroma</i> <i>Physcia tenella</i> <i>Xanthoria polycarpa</i>	
E	<i>Candelariella xanthostigma</i> (<i>Dicranoweisia cirrhata</i>) <i>Evernia prunastri</i> <i>Hypogymnia physodes</i> <i>Parmelia sulcata</i> <i>Pseudevernia furfuracea</i> <i>Physcia adscendens</i> <i>Xanthoria parietina</i>	
F	(<i>Frullaria dilatata</i>) (<i>Hypnum cupressiforme</i>) <i>Parmelia acetabulum</i> <i>Parmelia caperata</i> <i>Parmelia glabratula</i> <i>Parmelia pastillifera</i> <i>Parmelia soredians</i> <i>Parmelia subaurifera</i> <i>Parmelia subrudecta</i> <i>Parmelia tiliacea</i> <i>Pertusaria amara</i> <i>Pertusaria pertusa</i> <i>Phaeophyscia orbicularis</i> <i>Phlyctis argena</i> <i>Physconia grisea</i> <i>Ramalina farinacea</i> <i>Ramalina fastigiata</i> <i>Xanthoria candelaria</i>	Inférieures à 30 µg
G	<i>Anaptychia ciliaris</i> <i>Parmelia perlata</i> <i>Parmelia reticulata</i> <i>Parmelia revoluta</i> <i>Physcia aipolia</i> <i>Physconia pulverulacea</i> <i>Ramalina fraxinea</i>	

$$\text{I.P.A.} = 1/10 \left[\sum_1^n Q \cdot F \right]$$

n : nombre d'espèces

F : abondance de chaque espèce

Q : indice représentant le cortège floristique moyen.

Q est calculé par la moyenne du nombre d'espèces accompagnant l'espèce retenue dans toutes les stations où elle est présente.

Le produit Q.F est divisé par 10 pour réduire la valeur de l'I.P.A., et faciliter l'établissement de la carte.

Le coefficient F représente le recouvrement et la fréquence, il est déterminé arbitrairement de la façon suivante :

- 1-espèce très rare et à recouvrement très faible;
- 2-espèce très peu fréquente ou à faible recouvrement;
- 3-espèce peu fréquente ou à recouvrement moyen;
- 4-espèce fréquente ou à recouvrement très élevé sur quelques arbres;
- 5-espèces très fréquente et à recouvrement très élevé sur la plupart des arbres;

2-2-Etude de la couverture des épiphytes

Le choix des arbres pour étudier la végétation lichénique est une démarche importante. Les arbres sélectionnés doivent répondre aux critères suivants :

- avoir un diamètre compris entre 0,40 m et 1 m à 1,50 m au-dessus du sol;
- être isolés, c'est-à-dire ne pas être regroupés en un écosystème forestier avec son microclimat particulier;
- avoir approximativement les mêmes propriétés physico-chimiques ;
- ne pas être inclinés.

Le nombre de phorophytes à étudier varie d'une station à une autre, mais dans la plupart des cas 10 arbres sont étudiés. L'étude du tronc de l'arbre depuis la base jusqu'à 2 m de hauteur est suffisante.

2-3-Cartographie des zones d'isopollution

Les valeurs de l'I.P.A. de toutes les stations sont reportées sur la carte et toutes les stations qui ont un indice voisin sont regroupées ensemble dans des zones d'isopollution. On peut avoir plusieurs zones d'isopollutions où la végétation lichénique peut être rare,

plutôt commune ou abondante et correspond au niveau de pollution: forte, moyenne ou plus au moins faible (Leblanc et De Sloover, 1970 et Leblanc *et al.*, 1972 a).

Toutefois les auteurs utilisant l'I.P.A. ont souligné qu'il peut avoir plusieurs approches pour délimiter les zones en complétant les informations du terrain concernant les dégâts et la régénération des espèces, grouper les données qui sont utilisées pour avoir un gradient logique de la pollution. Le choix du nombre de zones à représenter est tout à fait arbitraire (Stringer et Stringer 1974, et Clerc et Roh 1980). Certains auteurs établissent les zones avec un I.P.A. de même amplitude (Granger 1972, Leblanc *et al.*, 1974) ou bien cette amplitude est doublée chaque fois entre les zones (Leblanc et De Sloover 1970, Leblanc *et al.*, 1972b et Déruelle 1978b). On peut aussi délimiter les zones en fonction des caractères écologiques (Crespo *et al.*, 1977 et Case 1980).

Le nombre de zones représentées varie généralement de 3 à 6. La plupart des auteurs distinguent 5 zones (Leblanc et De Sloover 1970; Le Blanc *et al.*, 1972a; Leblanc *et al.*, 1974; Crespo *et al.*, 1977 ; Déruelle et Garcia Schaeffer, 1983; Kirschbaum et Siegmund, 1988 et Bartholmess, 1993).

2-4-Modification et introduction de certains paramètres de l'I.P.A.

2-4-1-Appréciation du coefficient (f)

Le coefficient (f), proposé par Leblanc et De Sloover (1970), présente en effet certaines ambiguïtés pour son application sur le terrain. Pour cette raison Déruelle (1978b) propose un coefficient (f), représentant à la fois le recouvrement et la fréquence, allant de 1 à 5 :

- 1-espèce observée sur un arbre et à recouvrement inférieur à 5%;
- 2-espèce observée sur un arbre ou à recouvrement inférieur à 5%;
- 3-espèce observée sur moins de la moitié des arbres;
- 4-espèce observée sur plus de la moitié des arbres ou à recouvrement supérieur à 50% sur quelques arbres;
- 5-espèce observée sur plus de la moitié des arbres et à recouvrement supérieur à 50% sur la plupart des arbres.

L'appréciation du facteur (f) diffère aussi chez d'autres auteurs. Ainsi Crespo *et al.* (1981) introduisent le calcul d'un coefficient (f) qui est égal à la fréquence relative globale des espèces, dans le but d'apprécier l'homogénéité entre les différentes stations. Cette méthode a été appliquée plus tard en Espagne par Crespo et Bueno (1982), Girarlt *et al.*, (1989) et Terron Alfonso et Barreno Rodriguez (1994), qui ajoutent d'autres

paramètres comme le recouvrement moyen global (R.M.G). Au contraire Hoffmann (1974) remplace la fréquence (f) par la somme de 2 coefficients nouvellement définis, et la formule devient :

$$I.A.P = 1/i \cdot 0 \sum_1^n (v_i + s_i) \cdot QI$$

Pour cet auteur qui propose une échelle de pollution à 4 niveaux, (vi) représente la vigueur et la vitalité de l'espèce tandis que (si) représente la sociabilité.

2-4-2-L'influence du substrat

L'influence du substrat sur le développement des lichens a été largement discutée par Moore (1974). D'après cet auteur, les arbres ayant un pH basique peuvent influencer le nombre et le recouvrement des lichens. C'est ainsi que cet auteur propose un Indice d'Abondance Lichénique (I.A.L.), qui peut être employé pour tous les substrats, même pour les lichens saxicoles. En plus, d'après cet auteur le but de cette formule est d'éliminer les conditions restrictives dues à la nécessité d'explorer des milieux homogènes. L'indice d'abondance lichénique (I.A.L.) de Moore est défini par la formule suivante :

$$I.A.L. = 10 \cdot \sum_1^n \frac{Q_a \cdot C}{Q_s}$$

Puis Moore (1974) a modifié cet indice qui devient :

$$I.L.A. = \frac{1}{n} \left[\frac{Q_a \cdot C}{Q_s} \right] \cdot 10$$

n représente le nombre d'espèces

C représente une échelle de recouvrement, laissé au choix du chercheur

Qa représente le degré de résistivité de chaque espèce, c'est-à-dire le nombre moyen d'espèces accompagnant une espèce particulière, sans tenir compte du substrat ; c'est l'indice écologique des autres auteurs.

Qs représente le degré de tolérance au substrat de chaque espèce ; il correspond au nombre moyen d'espèces accompagnant l'espèce sur un substrat donné.

D'après Moore (1974), un calcul statistique a montré que cette formule est valable quelle que soit la nature du substrat. Il en résulte la possibilité de multiplier les relevés

dans de nombreuses villes où les substrats sont très variables. Nous précisons cependant qu'en appliquant cette méthode en présence uniquement d'épiphytes de même nature $Q_a = Q_s$, ce qui revient à ne plus tenir compte de l'indice écologique.

2-5-Analyse critique du problème d'échantillonnage

Les contraintes expérimentales du terrain obligent souvent les auteurs à modifier le protocole d'étude proposé par Leblanc et De Sloover (1970).

2-5-1-Choix des arbres

Certains chercheurs ont utilisé une seule espèce d'arbre (Leblanc *et al.*, 1972a et 1974 ; Déruelle, 1978 b ; Giralt *et al.*, 1989 ; Nimis *et al.*, 1990 et Pirintsos *et al.*, 1993), ou bien un certain nombre d'espèces d'arbres allant de 2 à 4 (Leblanc et De Sloover, 1970 ; Stringer et Stringer, 1974 ; Crespo et Bueno, 1982 et Bento Pereira et Sergio, 1983) ou encore plusieurs espèces d'arbres définis ou non et sélectionnés au hasard (Crespo *et al.*, 1977; Déruelle, 1983a et Ammann *et al.*, 1987).

C'est pour cette raison peut être que Crespo et Bueno (1982) et Terron Alfonso et Barreno Rodriguez (1994) ont défini les valeurs de l'I.P.A. sur chaque phorophyte utilisé séparément. En plus le nombre d'arbres étudiés au niveau de la station, varie selon les auteurs. La plupart d'entre eux ont étudié la moyenne de 10 arbres proposés par Leblanc et De Sloover (1970). C'est le cas de Crespo *et al.* (1977) ; Déruelle (1978b et 1983a) et de Bento Pereira et Sergio (1983). Au contraire Stringer et Stringer (1974) n'ont étudié que 6 arbres, Giralt *et al.* (1989) 5 à 10 arbres, Nimis *et al.* (1990) 8 arbres au moins et Terron Alfonso et Barreno Rodriguez (1994) que 5 arbres et enfin Leblanc *et al.* 1974 ont étudié au niveau de chaque station jusqu'à 20 arbres.

Leblanc et De Sloover (1970) ont proposé de choisir des arbres de même diamètre. Certains auteurs ont étudié des troncs dont le diamètre varie de 25 à 40 cm (Crespo *et al.*, 1977; Crespo et Bueno, 1982 et Giralt *et al.*, 1989). Inversement Déruelle (1978b et 1983a) a étudié des troncs dont le diamètre est supérieur à 40 cm, mais la plupart des auteurs ont étudié la végétation lichénique sur des troncs d'arbres dont le diamètre n'est pas défini.

2-5-2-Les limites du relevé lichénique

La plupart des lichénologues ont étudié la végétation lichénique depuis la base du tronc jusqu'à 2 m ou 2,50 m du sol, indépendamment de l'exposition (Leblanc et

De Sloover, 1970; Leblanc *et al.*, 1972a et b et Leblanc *et al.*, 1974 ; Stringer et Stringer, 1974; Déruelle 1978b et 1983a et Bento-Pareira et Sergio, 1983.

Pour d'autres, le relevé lichénique est limité sur le tronc entre 1 m à 2 m (Crespo *et al.*, 1977), entre 80cm et 160 cm pour Crespo et Bueno (1982), entre 120 à 160 cm du sol selon Terron Alfonso et Barreno Rodriguez (1994) ou encore de 40 cm du sol jusqu'à la hauteur de la poitrine (1,30 m) pour Pirintosos *et al.* (1993). La tendance de diminution de la surface du relevé de la végétation lichénique a été poursuivie par Ammann *et al.* (1987) et Herzig *et al.* (1989a) qui utilisent la méthode dite en « grille » placée sur le tronc dont la surface n'est pas délimitée. Toutefois Nimis *et al.* (1990) qui ont appliqué cette méthode ont défini les limites de la grille placée à 1,30 m du sol, limites qui sont de l'ordre de 30 à 50 cm.

2-6-Critique et limite de l'utilisation de l'I.P.A.

La méthode de l'I.P.A. qui est la méthode la plus utilisée dans le monde a fait l'objet d'analyses et de discussions par plusieurs auteurs dont Déruelle (1978 a et b) et Van Haluwyn et Lerond (1988 et 1993).

L'Indice de Pureté Atmosphérique (I.P.A.) est obtenu à partir du calcul d'un indice avec des formules variées selon les auteurs, mais dans tous les cas, il traduit directement la richesse de la végétation lichénique de chaque station. Comme les autres méthodes biologiques d'estimation de la qualité de l'air, la méthode de l'I.P.A. présente des avantages et des inconvénients.

Les **avantages** de la méthode de l'I.P.A. par rapport aux autres méthodes biologiques sont :

- de pouvoir s'appliquer à n'importe quel type de pollution agissant sur la végétation lichénique et donc particulièrement à la pollution globale ;
- de donner des résultats identiques quel que soit l'observateur dans la mesure où le coefficient « f » qui représente à la fois le recouvrement et la fréquence a été normalisé ;
- le fait que cette technique peut s'appliquer quelle que soit la région étudiée, indépendamment du climat local, sans avoir à rechercher au préalable les caractéristiques de la flore locale, contrairement aux méthodes utilisées dans le Nord de l'Europe (méthode de Hawksworth et Rose, 1970 et méthode de Van Haluwyn et Lerond, 1988);
- de pouvoir effectuer une comparaison du niveau de la pollution au cours du temps avec la possibilité d'utiliser des relevés anciens.

Les **inconvenients** de la méthode de l'I.P.A. peuvent être regroupés ci-après :

- le calcul de l'indice (I.P.A.) ne peut commencer que lorsque tous les relevés sont réalisés puisque l'indice écologique de chaque espèce ne peut être établi qu'après le dépouillement des données de l'ensemble des relevés :
- les relevés qui concernent toutes les espèces présentes à chaque station peuvent être longs lorsque la végétation lichénique est riche et lorsque la détermination des espèces est délicate;
- le résultat du calcul de l'indice ne permet pas de déterminer directement la valeur absolue de la pollution et une corrélation doit être établie avec les résultats de capteurs. Cela nécessite la présence de capteurs en nombre suffisant et avec un fonctionnement préalable pendant un laps de temps suffisant, estimé à plusieurs années;
- la valeur de l'I.P.A. directement liée à la richesse de la végétation lichénique ne peut pas être comparée d'une région à l'autre et n'est valable que pour un seul foyer de pollution ;
- le problème de l'homogénéité des stations est le plus délicat à respecter car si la pollution atmosphérique est considérée comme le facteur limitant du développement des lichens, cela implique que les relevés soient effectués dans des conditions stationnelles homogènes. La recherche de conditions homogènes est donc un facteur important de la validité de cette méthode. S'il est préconisé de ne pas hésiter à multiplier les relevés sur des phorophytes de nature différente (Déruelle, 1983a), la question des facteurs locaux du climat (altitude, effet du vent, isolement des phorophytes, etc...) doit être prise en considération.

En tenant compte des précautions énoncées précédemment, on peut donc établir une zonation de la végétation lichénique en relation avec un gradient de pollution atmosphérique autour d'une agglomération ou d'un foyer industriel de pollution. Le principal facteur limitant de cette méthode est la détermination de la valeur relative de la pollution et non de sa valeur absolue. Si on a l'habitude de distinguer cinq zones de pollution par cette méthode, le dernier problème à résoudre est la technique permettant de définir ces cinq zones. En effet, le choix des valeurs limites de l'I.P.A. au sein de chacune des zones influence directement la sensibilité de la méthode. Enfin, ce dernier facteur limitant peut aussi parfois être un élément de précision lorsque les relevés sont en grand nombre dans une région donnée.

2-7-Relation entre la méthode de l'I.P.A. et la pollution acide mesurée par les capteurs

Avec la méthode de l'I.P.A., la pollution est appréciée en valeur relative, et il n'y a pas de correspondance directe avec des mesures de pollution (Van Haluwyn et Lerond, 1988). Cependant certains auteurs ont réussi à faire des comparaisons entre les cartes établies à partir des enregistrements des capteurs et les cartes de l'I.P.A. de la même région. C'est le cas de Leblanc *et al.* (1972a) pour la région de Sudbury (Canada). Pour eux, il y a une concordance entre les deux cartes. Les travaux de Nimis *et al.* (1990), montrent aussi une grande corrélation entre le taux du SO₂ mesuré par les capteurs et les valeurs de l'I.P.A. obtenues dans la ville de Spezia située au Nord de l'Italie.

Cependant certains auteurs, comme Leblanc *et al.* (1974), Crespo *et al.* (1981) et Crespo et Bueno (1982) ont élaboré une échelle d'espèces à partir des indications obtenues par le calcul de l'I.P.A. comme Crespo *et al.* (1981) qui établissent une correspondance «orientative» avec les mesures de pollution sur la base des données de la littérature.

2-8-Les applications de la méthode de l' I.P.A.

L'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.) a été utilisé à de nombreuses reprises pour cartographier la pollution atmosphérique que ce soit en zone urbaine ou industrielle (tableau 25) mais les techniques appliquées par les auteurs sont différentes. En effet, il existe dans la littérature plusieurs formules différentes permettant de calculer de l'I.P.A. (une vingtaine d'après Ammann *et al.*, 1987), soit pour des raisons justifiées (Herben et Liska, 1986 et Ammann, 1992), soit pour des raisons individuelles et non justifiées. Le tableau (25) ci-après regroupe un certain nombre de travaux réalisés avec l'une de ces formules.

L'intérêt d'une méthode est que la technique des relevés soit la plus objective possible et que le calcul soit effectué à partir d'une formule ou d'une autre est en fait secondaire. En effet, quel que soit l'observateur sur le terrain, il est indispensable que le résultat soit le même. C'est pour cela que nous signalerons la méthode de l'I.A.P.18 encore appelée «Total Air Pollution Indicator» mise au point en 1987 par Herzig *et al.* en Suisse. L'influence de la pollution atmosphérique totale est ici prise en compte, avec une formule simple qui est la suivante :

Tableau (25)- Quelques travaux utilisant la méthode de l'I.P.A.
dans différentes régions

Année	Auteur (s)	Type de pollution	Zone étudiée et pays
1970	Leblanc et De Sloover	Urbaine	Montréal (Canada)
1972 a	Leblanc <i>et al.</i>	Industrielle	Sudbury -Ontario (Canada)
1972 b	Leblanc <i>et al.</i>	Industrielle	Avida (Québec)
1972	Granger	Industrielle	Montréal (Canada)
1972	Kirschhaum	Urbaine	Francfort (Allemagne)
1972	Mathis et Tomlinson	Urbaine	Mashville (Tennessee) Etats Unis
1974	Leblanc <i>et al.</i>	Industrielle	Murchodville (Québec)
1974	Djalali	Urbaine	Stuttgart (Allemagne)
1974	Hoffmann	Industrielle	Idaho, près de Washington, USA
1974	Pisut et Lisicka	Industrielle	Tchécoslovaquie
1974	Stringer et Stringer	Urbaine et industrielle	Winnipeg -Manitoba (Canada)
1976	Scorepa et Witt	Industrielle	Ouest d'Alberta (Canada)
1977	Crespo <i>et al.</i>	Urbaine	Madrid (Espagne)
1978 b	Déruelle	Urbaine et industrielle	Mantes - Yvelines (France)
1979	Clerc et Roh	Industrielle	Martigny - Suisse
1979	Johnson	Urbaine	Seattle - Washington , U S A
1980	Case	Industrielle	Alberta (Canada)
1980	Clerc et Roh	Industrielle	Martigny (Suisse)
1981	Crespo <i>et al.</i>	Industrielle	Province de Coruna (Espagne)
1981	Rabe	Urbaine	Aachen (Aix la Chapelle)
1982	Crespo et Bueno	Urbaine	Casa de Campa, Madrid (Espagne)
1983	Déruelle et Garcia- Schaeffer	Urbaine	Paris (France)
1983	Bento Peireira et Sergio	Urbaine	Lisbonne (Portugal)
1983	Diem <i>et al.</i>	Urbaine	Ulm (Allemagne)
1984	Majstrik	Urbaine	Pribram (Tchécoslovaquie)
1986	Batic	Urbaine	Jubljana (Slovénie)
1986	Carballal Duran et Morales	Urbaine	Vigo (Espagne)
1987	Ammann <i>et al.</i>	Urbaine	Bielle (Suisse)
1987	Herzig <i>et al.</i>	Urbaine	Bielle (Suisse)
1988	Kirschbaum et Siegmund	Urbaine	Nord ouest de l'Allemagne
1988	Zobel	Industrielle	Khamar daban (Estonie)
1989 a	Herzig <i>et al.</i>	Urbaine et industrielle	Bielle (Suisse)
1989	Giralt <i>et al.</i>	Industrielle	Tarragone (Espagne)
1990	Carballal <i>et al.</i>	Urbaine	Coruna (Nord ouest de l'Espagne)
1990	Nimis <i>et al.</i>	Urbaine et industrielle	Spezia, Nord de l'Italie
1991	Hofmann <i>et al.</i>	Urbaine	Tirol (Autriche)
1991	Kondratyuk <i>et al.</i>	Urbaine	Lvov (Ukraine)
1991	Kumer <i>et al.</i>	Urbaine	Ferrar, Nord de l'Italie
1991	Carballal et Morales	Urbaine	Ferrol, Nord Ouest de l'Espagne
1992	Kiszka	Urbaine	Przemys, Sud Est de la Pologne
1992	Loppi <i>et al.</i>	Industrielle	Pistoia, centre de l'Italie
1993	Pirintsos <i>et al.</i>	Urbaine	Thessaloniki (Grèce)
1993	Bartholmess	Urbaine et industrielle	Heindebergen (Allemagne)
1994	Terron Alfonso et Barreno Rodriguez	Industrielle	Robla (Espagne)
1995	Batic et Mayrhofer	-	Slovénie
1997	Fiorentonno	Urbaine	Genève - Suisse
1997	Monaci <i>et al.</i>	Urbaine	Sierra - Italie

$$I.A.P. 18 = \sum_{1}^{n} . F$$

Dans cette formule F représente la fréquence de chaque espèce relevée avec une grille standard placée sur le tronc de 1,20 à 1,70 m de hauteur. C'est la standardisation de la technique de relevé et sa possibilité de reproduction qui est ici intéressante et l'on parle de « Calibrated Lichen Indication Method ». Il semble que l'I.A.P.18 soit actuellement la méthode la plus utilisée.

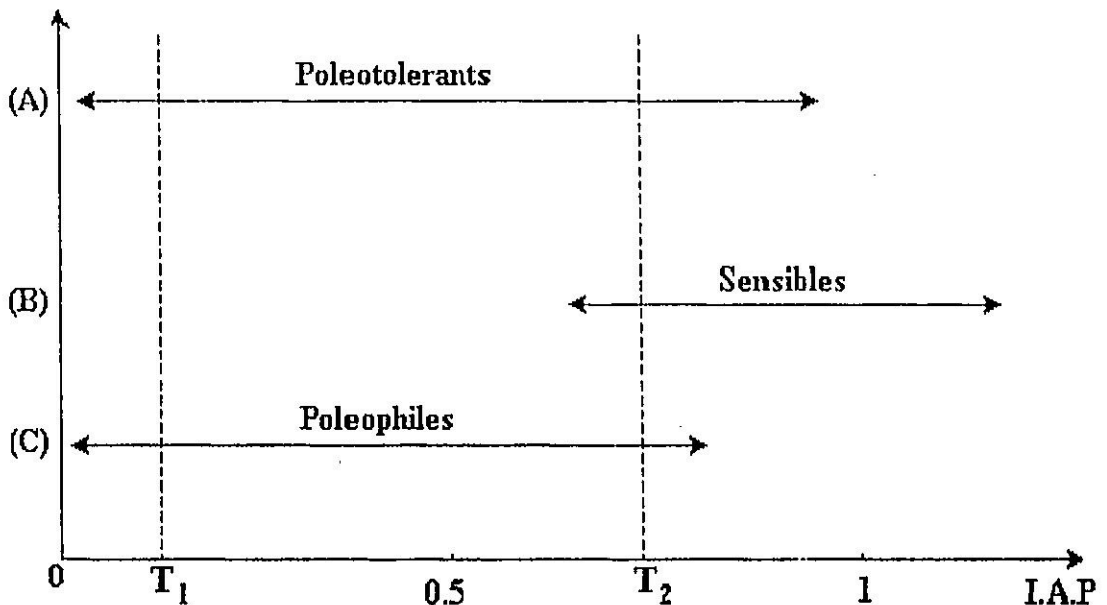
2-9-Résistance et sensibilité des espèces lichéniques à la pollution

La pollution atmosphérique urbaine affecte la végétation lichénique par deux processus opposés :

- 1°-en éliminant les espèces très sensibles de ce milieu, hostile à leur développement;
- 2°-en favorisant la colonisation ou l'installation des espèces dites « poléophiles » dans les milieux pollués.

Cependant une troisième catégorie des lichens appelés « lichens poléotolérants » peut se développer indifféremment dans les milieux pollués et naturels. Herben et Liska (1986) ont établi un schéma général (Fig.14) pour expliquer le phénomène de la dynamique de distribution de ces différentes catégories des lichens dans les milieux soumis à des différents gradients de la pollution.

Fig. (14) Effet de la pollution atmosphérique sur la répartition de la végétation lichénique dans un milieu pollué (D'après Herben et Liska, 1986)



D'après ces auteurs on peut distinguer dans les milieux pollués :

- 1)-les espèces poléotolérantes ou résistantes qui peuvent se développer sur tout le gradient de la pollution et les parties moins polluées ;
- 2)-les espèces sensibles qui se développent sur la partie non polluée ;
- 3)-les espèces poléophiles qui se développent au niveau de la partie polluée seulement ;

Depuis longtemps on connaît la sensibilité de plusieurs espèces lichéniques du Nord de l'Europe à l'égard de la pollution acide (Barkman 1958 et 1963, Gilbert 1970b, Hawksworth et Rose, 1970). Inversement, les effets de la pollution acide sur les lichens de la région méditerranéenne sont mal connus et aucune échelle de sensibilité des espèces spécifiques pour cette région n'a été établie jusqu'à présent. Cependant les travaux de l'I.P.A. réalisés en Espagne par Crespo *et al.* (1977), Crespo *et al.* (1981), Crespo et Bueno (1982), Giralt *et al.* (1989) et Terron Alfonso et Barreno Rodriguez (1994) et puis en Grèce par Pirintzos *et al.* (1993) nous ont permis de connaître le comportement et la distribution de plusieurs espèces lichéniques à l'intérieur des zones d'isopollution déterminées par ces auteurs.

En conclusion, nous pouvons retenir que la pollution urbaine est un facteur limitant au développement des lichens et que la zonation de l'observation de la végétation lichénique épiphyte permet d'estimer la qualité de l'air. La dynamique de disparition et de recolonisation des lichens peut nous renseigner sur l'évolution la qualité de l'air dans agglomérations urbaines. Il existe à ce sujet plusieurs méthodes de bioestimation de la pollution atmosphérique globale avec pour chacune des avantages et des inconvénients. Si la méthode de l'I.A.P. est très utilisée dans le monde et notamment en Europe, le choix d'une méthode devra cependant prendre en considération les impératifs locaux comme le but recherché (superficie à cartographier, détermination de la valeur absolue ou relative, précision, sensibilité, etc...) et les moyens dont on dispose (temps, connaissances lichénologiques locales, présence de capteurs, etc...).

3^{ème} PARTIE

**LA POLLUTION PLOMBIQUE DANS LA REGION
D'ALGER**

CHAPITRE 4 : ACCUMULATION DU PLOMB PAR LES TRANSPLANTS LICHENIQUES

L'accumulation du plomb en relation avec la circulation automobile a été recherchée au niveau de 32 sites de la région d'Alger où étaient effectuées des transplantations de deux espèces lichéniques *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. et *Parmelia scortea* (Ach.) et le long de trois transects par rapport à des voies de circulation (Jardin du Hamma, Ain Naâdja et rocade des Annassers). De plus des prélèvements d'échantillons de *Xanthoria parietina in situ* et des écorces d'arbres d'olivier ont été effectuées aux mêmes endroits que les transplantations. En outre des échantillons de *Ramalina duriaei* ont été récoltés *in situ* au niveau de 8 sites seulement où cette espèce se développe naturellement. Enfin dans certaines zones, d'autres prélèvements sur les mêmes espèces ont été réalisés afin d'affiner la carte de la pollution de la région d'Alger.

1-Matériels et Méthodes

1-1-La technique des transplantations de lichens

1-1-1-Méthodologie de la transplantation lichénique

Les premières transplantations de lichens furent réalisées par Arnold (1891-1901) à l'intérieur de la ville de Munich (Allemagne). Brodo (1961) a amélioré la technique en transplantant les lichens avec leurs écorces à l'Est de New York. Cette technique de transplantation utilisée ensuite par Leblanc et Rao (1966) dans la région de Sudbury (Canada) l'a été à de nombreuses reprises, avec des améliorations diverses selon les auteurs. En fonction de l'écologie des espèces, il existe quelques variations dans la méthode de transplantation. On peut distinguer:

-le cas des espèces corticoles où l'on greffe un disque d'écorce découpé à l'emporte pièce et supportant un lichen, dans un trou de même diamètre réalisé sur un arbre de même espèce situé dans des conditions environnementales identiques (Brodo, 1961). En absence de support intéressant, Schönbeck (1969) fixe les disques transplantés avec un ciment spécial sur une planche qui est ensuite installée dans des endroits dépourvus d'arbres. Cette technique a été largement employée par de nombreux auteurs parmi lesquels nous pouvons citer Pyatt (1970), Klée (1971), Leblanc *et al.* (1972a), Leblanc et Rao (1973), Steubing *et al.* (1974), Sochting et Johnsen (1978), Swieboda et Kalemba (1978), Clerc et Roh (1980) et Déruelle (1983a). Un autre auteur (Richardson, 1967 et 1971) propose de transplanter des espèces fruticuleuses comme *Evernia prunastri*, en les collant par leur crampon avec

de l'araldite (résine époxy) non volatile. Enfin on a transplanté des branches recouvertes de thalles d'espèces corticoles comme *Parmelia physodes*, (Krog et Brandt, 1975; Steinnes et Krog, 1977; Pilegaard, 1979; Holopainen, 1981 et 1984; Déruelle, 1983a puis Farkas *et al.*, 1985). Ou encore comme *Ramalina duriaei* en Israël (Garty et Fuchs, 1982 ; Fuchs et Garty, 1983) puis en Algérie (Semadi, 1989).

-le cas des espèces terricoles avec le transport de blocs de sol sur lesquels se trouvaient ces lichens. Ce type de transplantation a été effectué par Hale (1954) qui découpait des blocs de 200cm², puis par Schubert et Fritsche (1965), Kallio et Varheenmaa (1974) et Déruelle (1983a).

-le cas des espèces saxicoles où des blocs entiers de roches sur lesquels sont fixés les lichens sont transportés. Cette technique d'abord utilisée par Nash III (1971) puis Brown (1976) a été reprise par Déruelle (1983 a) qui a détaché au burin des éclats de roche avec des thalles avant de les coller sur d'autres blocs dans la zone d'investigation (Déruelle, 1983a).

1-1-2-Intérêts de la transplantation lichénique

La transplantation des lichens s'effectue généralement depuis une zone rurale non polluée vers une zone urbaine ou industrielle polluée. Cependant des retransplantations de lichens dans leur milieu d'origine non contaminé ont été réalisées par Déruelle (1983a) en forêt de Fontainebleau. C'est à partir de ces retransplantations que cet auteur a mis en évidence pour la première fois l'existence d'une dépollution plombique chez les lichens.

Après installation de thalles dans des zones polluées, on cherche à détecter les modifications des thalles soumis à la pollution. On peut rechercher :

-1°-les changements morphologiques en utilisant par exemple des supports photographiques avant et après les transplantations pour des comparaisons ultérieures. On peut ainsi détecter le changement de couleur ou la décoloration des thalles (Brodo, 1961 et 1966; Schönbeck, 1968 et 1969 puis Clerc et Roh, 1980), le changement de forme (Wietchorke *et al.*, 1985) ou encore l'état de dégradation des thalles et les nécroses (Brodo, 1961; Leblanc et Rao, 1966; Schönbeck, 1969; Payatt, 1970; Klée, 1971 et Prinz, 1974).

-2°-les changements physiologiques comme la diminution de la photosynthèse (Gilbert, 1968; Leblanc *et al.*, 1971; Ferry et Coppins, 1979; Schumm et Kreeb, 1979; Christ et Turk, 1982; Garty *et al.*, 1985 et 1988), la dégradation de la chlorophylle (Klée, 1971; Leblanc *et al.*, 1971; Jurging, 1975; Ronen *et al.*, 1984; Canaani *et al.*, 1985; Kardish *et al.*, 1987; et Garty *et al.*, 1993) ou encore la plasmolyse des cellules (Leblanc et Rao, 1973 et Leblanc *et al.*, 1976).

-3°-les changements ultrastructuraux qui intéressent les organites du phycobionte. Ces modifications peuvent concerner la morphologie des chloroplastes (Ikonen et Kärenlampi, 1976 puis Holopainen, 1981 et 1984), la dégénérescence des mitochondries et l'endommagement de la membrane qui conduit à la plasmolyse de la cellule.

On peut aussi profiter des transplantations pour utiliser les lichens comme des bioaccumulateurs de divers éléments dont les métaux lourds et notamment du plomb, comme c'est le cas dans notre étude.

Le tableau (26) montre l'accumulation du plomb par les transplants lichéniques dans les milieux pollués.

Tableau (26) Valeurs des concentrations du plomb dans les lichens transplantés dans les milieux pollués

Année	Auteur (s)	Espèce (s)	Durée en mois	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Région et observations
1982	Garty et Fuchs	<i>Ramalina duriaei</i>	8 mois	12- 246	3 sites en zones urbaines (Israël)
				13 - 41	30 sites, zones moins polluées
1984	Déruelle	<i>Cladonia impexa</i> (ter.)	22,4	254	Autoroute (A6), Fontainebleau (France)
		<i>Umbilicaria pustulata</i> (sax.)	13,4	467	
		<i>Parmelia caperata</i> (sax.)	22,4	896	
		<i>Evernia prunastri</i> (cort.)	15,3	582	
		<i>Parmelia physodes</i> (sax.)	15,1	426	
		<i>Parmelia physodes</i> (cort.)	17,3	408	
1984	Galun <i>et al.</i>	<i>Ramalina duriaei</i>	12	9 - 168	Différents sites en Israël (témoin $8\mu\text{g/g}$)
1985	Farkas <i>et al.</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	3	59 - 325	50 sites à Budapest
		<i>Cladonia convulata</i>	3	60 - 371	
1986	Vestergaard <i>et al.</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>	7	76 - 900	Près d'une aciérie (Danemark)
1987	Garty et Hagemeyer	<i>Ramalina duriaei</i>	12	54 - 368	Période 1979-1980, 22 sites (Israël)
			12	31 - 222	Période 1981-1982
1988	Bartok	<i>Parmelia conspersa</i>	12	2500	Industrie, vallée Arie (Roumanie)
1992	Bartok	<i>Xanthoria parietina</i>	5	68 - 229	Industriel, Dej Town, (Roumanie)
1993	Semadi et Déruelle	<i>Ramalina duriaei</i>	3	52 - 120	Routes, Annaba (Algérie)

1-1-3-Technique utilisée dans la région d'Alger

1-1-3-1-Prélèvement des échantillons

Parmi les différentes techniques utilisées pour la transplantation des lichens, nous avons choisi la transplantation des thalles avec leur support.

Nous avons retenu deux espèces lichéniques *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl.= *R. Jacera* (With.) Laundon et *Parmelia scorteae* (Ach.) = *P. filicea* (Hoffm) Hale.

La première espèce est de forme fruticuleuse, fixée par un crampon sur des branches d'arbres. La deuxième espèce est de forme foliacée étroitement appliquée sur les écorces d'arbres par des rhizines (Fig.15 a et b)

Les thalles de *Ramalina duriaei* sont prélevés avec leurs branches. Celles-ci sont fixées des 2 côtés sur les bords d'une planche de 25 x 30 cm de telle sorte que les branches sont suspendues et alignées horizontalement sur la planche avec un espacement de 2 cm environ entre elles (Fig.15c). Cette opération a été effectuée au laboratoire.

Au niveau du site de transplantation, la planche est clouée des deux côtés sur le tronc d'un arbre à 1,5 m de hauteur. Nous avons adopté cette méthode pour pouvoir transplanter tous nos échantillons dans un temps relativement court (48 heures), tout en préservant les conditions de développement naturel des transplants lichéniques.

Les transplantations des thalles de *Parmelia scorteae* (5 à 10 cm de diamètre) ont été effectuées selon la technique de l'emporte-pièce décrite par Brodo (1961), avec quelques modifications pendant l'étape de transplantation. Au lieu de fixer les fragments d'écorces sur les arbres, nous avons préféré les coller avec de l'araldite sur les planches après avoir poli les supports. Les planches utilisées étaient de mêmes dimensions que celles utilisées pour *Ramalina duriaei*. Sur le terrain, la planche est clouée des deux côtés sur le tronc d'un arbre au voisinage du transplant de *Ramalina duriaei*.

1-1-3-2-Sites de prélèvement

Les points de prélèvement sont situés en dehors de la zone polluée. *Ramalina duriaei* a été prélevé dans un maquis à *Olea oleaster* près de Mazafran à 30 km à l'Ouest d'Alger (Fig.16). Les branches d'*Olea oleaster* recouvertes de thalles de *Ramalina duriaei* ont été coupées puis ramenées au laboratoire pour les fixer sur les planches utilisées comme support des transplants (Fig.15 c).

Parmelia scorteae provient d'une forêt située sur le versant septentrional de l'Atlas Blidéenne entre 300 et 400 m d'altitude (Fig.16). Des thalles complets de *Parmelia scorteae* de 5 à 10 cm de diamètre ont été prélevés sur les écorces du chêne liège et du pin d'Alep.



Fig. (15a) *Ramalina duriaei*



Fig. (15b) *Parmelia scortea*

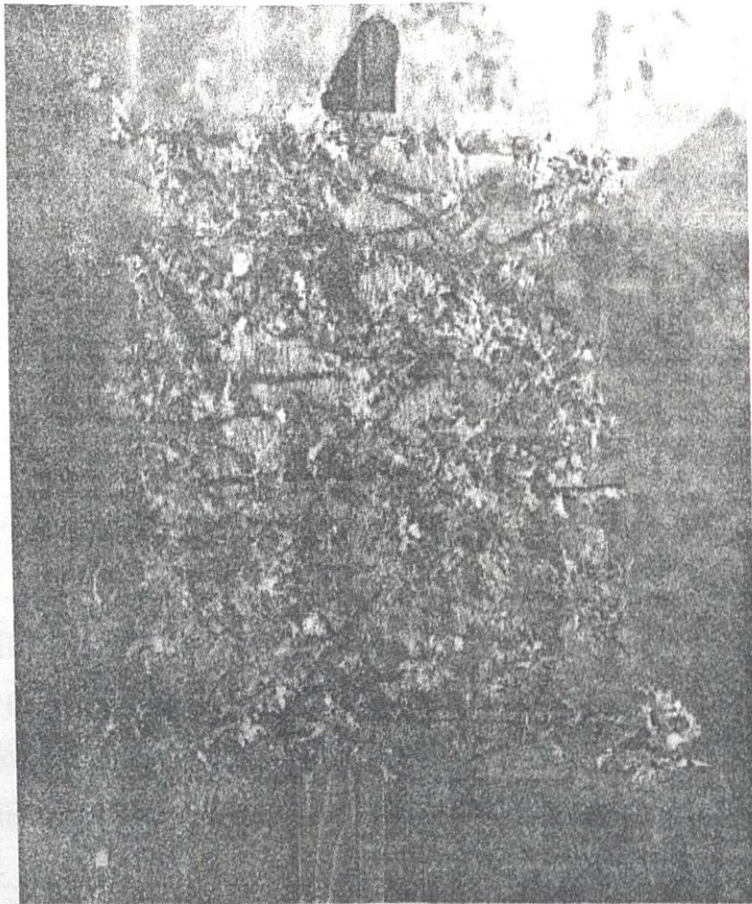
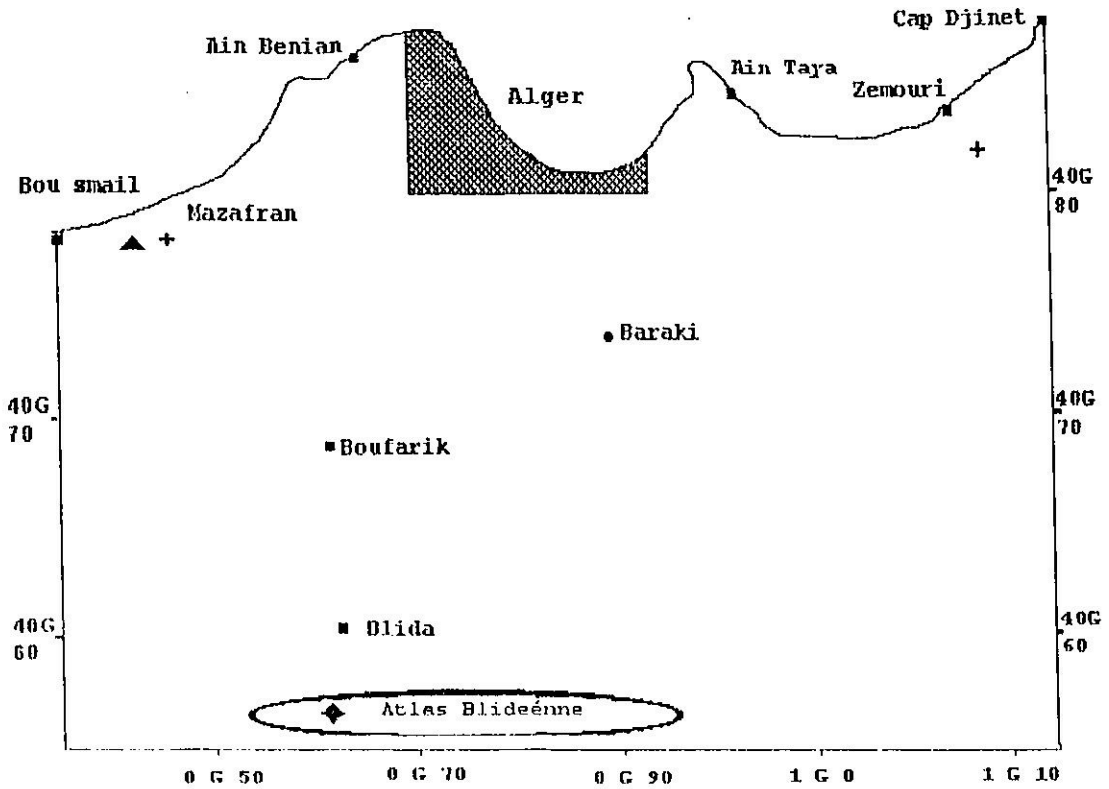


Fig.(15c) Transplant de *Ramalina duriaei*

Fig. (16) Localisation des sites de prélèvement des échantillons témoins de :

⊕ *Xanthoria parietina* ⊠ *Parmelia scortea* ▲ *Ramalina duriaei*



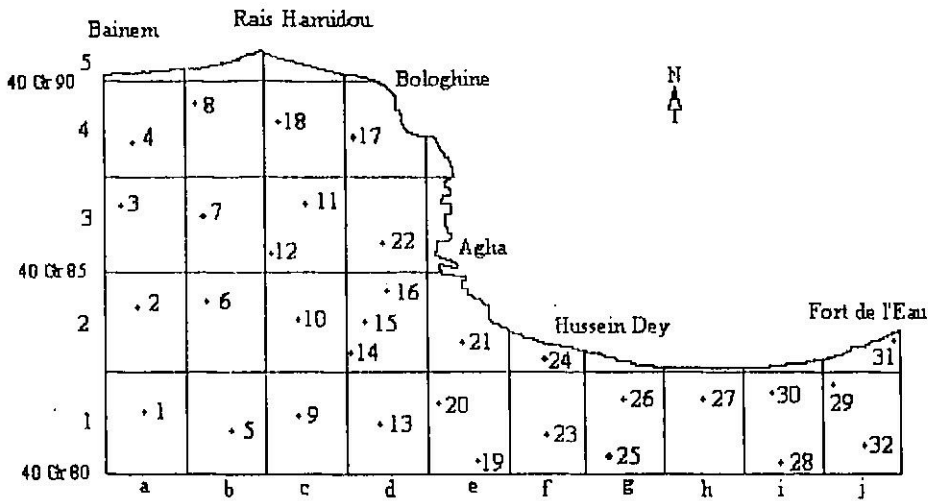
1-1-3-3-Lieux de transplantation

Les transplants ont été placés au niveau de 25 mailles de la région d'Alger (Fig.17) et 45 sites de transplantation ont été retenus. Au niveau de chaque site, un transplant de *Ramalina duriaei* et un autre de *Parmelia scortea* ont été placés (dans la plupart des cas). Cependant les mailles, c 3, e 2, g 2, i2 et j 2 contiennent 2 sites tandis que la maille d 3 contient 3 sites. Le doublement ou le triplement des sites au niveau de ces mailles est dû à l'hétérogénéité des conditions du milieu au sein de la même maille. Cette différence peut être due à l'altitude, au degré d'urbanisation ou à l'intensité du trafic routier. Les autres transplants ont été placés selon des transects au niveau de trois autoroutes desservant l'agglomération d'Alger (Fig.18, 18 a, 18 b et 18 c). Ces transects constituent trois séries:

1°) Série des transplants de l'autoroute de l'Est

Ce premier transect a été choisi au niveau du Jardin du Hamma, en face de l'autoroute de l'Est et quatre sites de transplantations ont été retenus. Il s'agit du site 33 (à 5 m de la chaussée de la rue Hassiba Ben bouali, du site 34 situé à 10 m de la chaussée entre la rue Hassiba Ben Bouali et l'autoroute et des sites 35 et 36 placés à l'intérieur du Jardin du Hamma à 50 m et 100 m respectivement de la chaussée.

Fig.(17) Emplacement des sites de transplantation dans la région d'Alger



2°) Série des transplants de l'autoroute du Sud

Le site 37 a été choisi entre les 2 voies de la circulation (bande centrale), tandis que les sites 38, 39, 40 et 41 ont été choisis à l'intérieur d'un verger à néfliers et placés respectivement à 10 m, 30 m, 50 m, et 100 m de la chaussée.

3°) Série des transplants de la rocade des Annassers

Il s'agit des sites 42, 43, 44, et 45, situés au niveau d'une falaise à Pins maritimes, et placés à 20.m de la chaussée aux altitudes de 50 m, 65 m, 80 m, et 100 m

1-1-3-4-Date et durée des transplantations

Les transplantations ont été effectuées à 2 reprises le 01/11/1991 sur les sites 1 à 35 et le 01/05/1992 sur les sites 36 à 45. Les prélèvements ont eu lieu ensuite tous les mois, pendant la durée de transplantation qui a été de 12 mois.

1-1-3-5-Récolte des échantillons

Les échantillons récoltés pour le dosage du plomb sont donc des thalles des deux espèces transplantées *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea*.

La récolte des échantillons a été effectuée à l'aide d'un cutter. On estime visuellement la quantité des fragments de lichens à prendre, de l'ordre de 0,4 à 0,6 g de matière sèche. Trois ou quatre thalles de *Ramalina duriaei* sont pris. Pour *Parmelia scortea*, on coupe un secteur triangulaire qui inclut le bord et le centre du thalle.

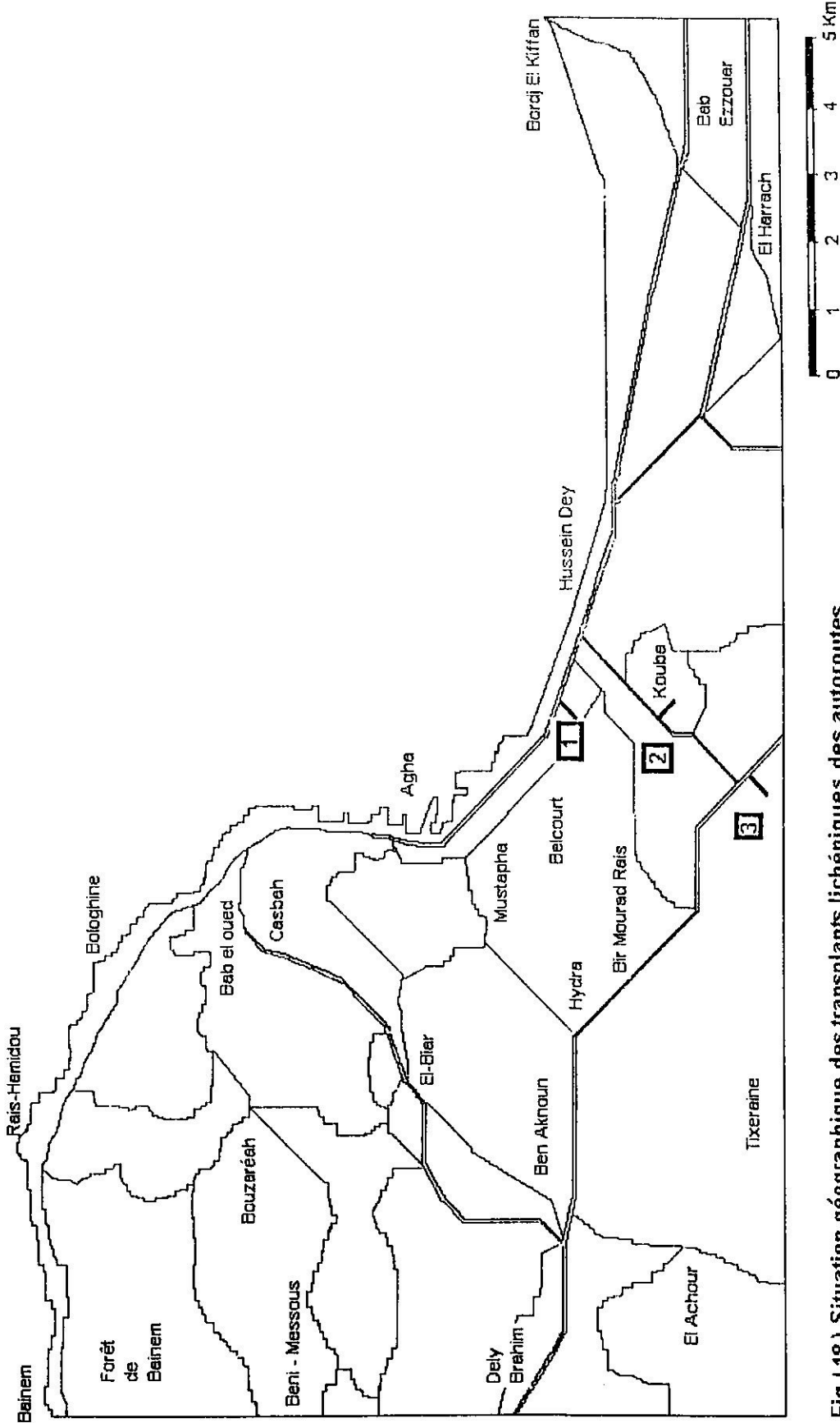


Fig.1 18) Situation géographique des transplants lichéniques des autoroutes

- 1 - Série des transplants lichéniques placés au niveau de l'autoroute de l'Est [sites : 33,34,35 et 36]
- 2 . Série des transplants lichéniques placés au niveau de la rocade des Annassers [sites : 42, 43, 44 et 45]
- 3 -Série des transplants lichéniques placés au niveau de l'autoroute du Sud [sites : 37, 38, 39, 40 et 41]

Fig. (18 a) Schéma du transect des transplants lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* placés au niveau du jardin du Hamma (site 33 à 5 m, site 34 à 10 m; site 35 à 50 m et site 36 à 100 m de la chaussée)

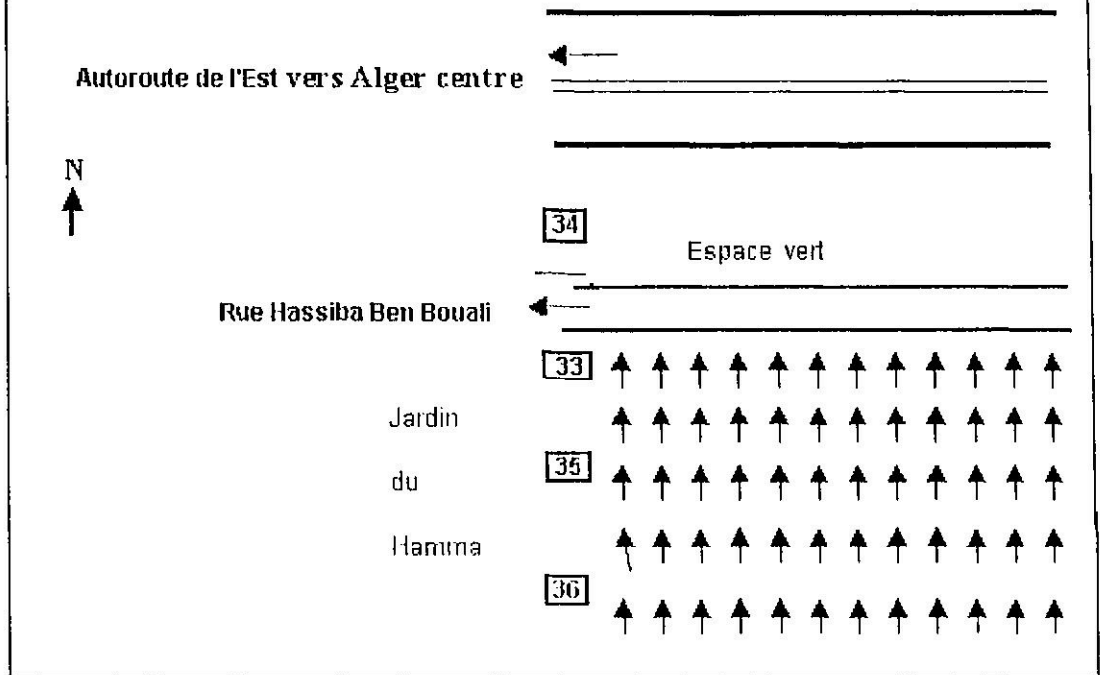


Fig.(18 b) Schéma du transect des transplants lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* placés au niveau de la falaise des Annassers selon l'altitude en mètres (site 42 à 50 m, site 43 à 65 m, site 44 à 80 m et site 45 à 100 m)

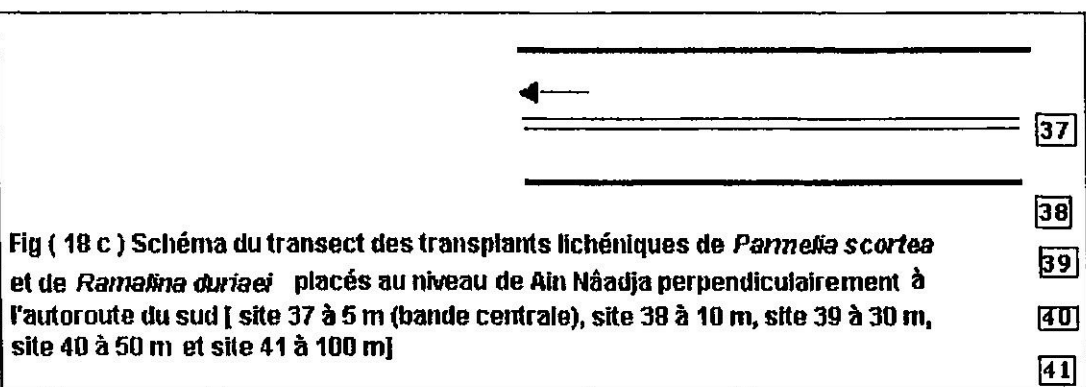
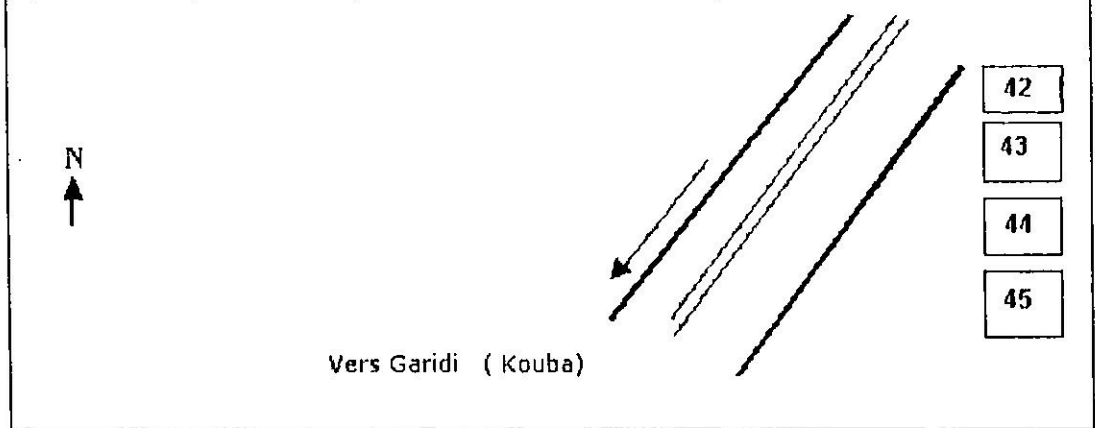


Fig (18 c) Schéma du transect des transplants lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* placés au niveau de Ain Nâadja perpendiculairement à l'autoroute du sud [site 37 à 5 m (bande centrale), site 38 à 10 m, site 39 à 30 m, site 40 à 50 m et site 41 à 100 m]

Rem. Nous avons profité de la récolte des transplants lichéniques pour prélever des échantillons *in situ* de *Xanthoria parietina* et de *Ramalina duriaei* ainsi que des fragments d'écorce d'olivier. Les échantillons de *Xanthoria parietina* et les écorces ont été prélevées sur les troncs d'arbres dans un carré d'environ 5 x 5 cm de côté à 1,3 m de hauteur. L'épaisseur de prélèvement des écorces est d'environ 1 à 2 mm. Les récoltes des échantillons de *Xanthoria parietina* et des écorces d'arbres de l'olivier ont été effectuées le 15, 16 et 17 août 1992 pour l'été et le 15, 16 et 17 janvier 1993 pour l'hiver. Un seul prélèvement de *Ramalina duriaei* a eu lieu le 17/01/1993.

Tous les échantillons sont placés dans de petits sacs en papier comportant toutes les indications nécessaires, notamment la nature de l'échantillon, le N° du site, la date de prélèvement, etc...

1-2-Détermination de la teneur en plomb des lichens

1-2-1-Préparation des échantillons

Le traitement du matériel végétal commence le même jour ou le lendemain du prélèvement. D'abord on enlève les détritiques collés au thalle des lichens que ce soit les poussières ou les petits morceaux d'écorces.

Les échantillons ne sont pas lavés. On les place dans de petites boîtes de Pétri en pyrex, qu'on met dans l'étuve à 105°C pour déshydratation pendant 48 heures. Ensuite on procède au broyage dans un mortier. La poudre récupérée est tamisée, puis pesée. On conserve 0,2 à 0,4 g de poudre de l'échantillon dans des petits piluliers. Ainsi les échantillons sont prêts à la minéralisation. Le même traitement a été appliqué, que ce soit pour les échantillons lichéniques ou pour les écorces.

1-2-2-Minéralisation des échantillons

Nous avons utilisé la technique de minéralisation par l'eau oxygénée à 110 volumes, de marque FLUKA, technique déjà utilisée pour les lichens par Déruelle (1983a) et Semadi (1989).

Les échantillons sont déposés dans des piluliers de 50 ml, puis 10 à 15 ml d'eau oxygénée sont versés dans chaque pilulier, puis placés dans l'étuve pendant 72 heures. La température est d'abord de 60°C pendant au moins 6 heures, pour éviter le débordement de la matière végétale pendant la minéralisation, puis on l'augmente progressivement jusqu'à 90°C. On ajoute ensuite 20 ml d'acide nitrique à 2 %, puis les solutions sont agitées et filtrées, et enfin conservées dans des petits flacons destinés directement à l'analyse.

1-2-3-Dosage du plomb

Nous avons utilisé la technique de spectrophotométrie d'absorption atomique. L'appareil utilisé est un spectrophotomètre de marque Perkin Elmer, modèle 2380, de l'Institut des Sciences Maritimes et du Littoral d'Alger (ISMAL). Le résultat de chaque dosage représente la moyenne de trois lectures du taux de plomb dans le même liquide. Il est exprimé en microgramme de plomb par gramme de matière sèche ($\mu\text{g/g}$ ou $\mu\text{g.g}^{-1}$ M.S.). La précision des résultats dépend de la précision du spectrophotomètre et de la précision des manipulations (pesée des lichens, volume de HNO_3). Dans l'ensemble, l'incertitude est inférieure à 10 %.

2-Teneur en plomb des échantillons de lichens témoins

Nous avons considéré comme référence la moyenne de la teneur en plomb des échantillons lichéniques prélevés le 25/09/1991 pour *Parmelia scortea* et le 5/10/1991 pour *Ramalina duriaei* dans leurs milieux naturels. La moyenne des mesures, établie sur six dosages, donne les résultats suivants.

Lichen	Origine	Plomb ($\mu\text{g/g}$)
<i>Ramalina duriaei</i>	Mazafran	17 + ou - 1,7
<i>Parmelia scortea</i>	Atlas de Blida	22 + ou - 2,2

La comparaison avec la teneur en plomb de *Ramalina duriaei* prélevé dans d'autres régions montre que notre valeur est supérieure à celle obtenue en Israël (9-10 $\mu\text{g/g}$) par Garty *et al.* (1985) ou 11 $\mu\text{g/g}$ à Annaba en (Algérie) par Semadi (1989).

En absence de référence de la teneur en plomb des échantillons de *Parmelia scortea*, nous ne pouvons que constater que cette valeur est supérieure à celle obtenue pour d'autres espèces voisines de *Parmelia*. En effet, la teneur des thalles non pollués est de l'ordre de 15 $\mu\text{g/g}$ pour *Parmelia physodes* en Grande Bretagne (Seaward, 1974), de 15 $\mu\text{g/g}$ pour *Parmelia sulcata* en Italie (Bargagli *et al.*, 1987b) et de 30 $\mu\text{g/g}$ en Suisse (Garty et Ammann, 1987). Cette valeur plus élevée pour le *Parmelia scortea* que pour le *Ramalina duriaei* s'explique probablement par la présence, à la surface du thalle, de nombreuses isidies qui piègent les particules de plomb.

3-Teneur en plomb des lichens transplantés *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea* au niveau des mailles

3-1-Présentation des résultats

Les résultats de l'analyse du plomb des échantillons transplantés sont présentés dans le tableau (27) pour *Ramalina duriaei* et dans le tableau (28) pour *Parmelia scortea*.

3-2-Accumulation du plomb dans l'espace

3-2-1-Chez *Ramalina duriaei*

L'accumulation du plomb chez *Ramalina duriaei* au niveau des 32 sites étudiés (Tableau 27) après 12 mois de transplantation est très différente. Au niveau de certains sites comme les sites 4, 5 et 8, les teneurs en plomb à la fin de l'expérience sont relativement faibles (49µg/g, 53µg/g et 54µg/g respectivement). Par contre les teneurs en plomb au niveau d'autres sites après la même période de transplantation sont considérables, puisqu'elles atteignent 270µg/g au site 16 et 346µg/g au site 26.

3-2-2-Chez *Parmelia scortea*

Les teneurs en plomb chez les transplants de *Parmelia scortea* au niveau des 32 sites étudiés après 12 mois d'exposition sont également très variables. Au niveau de certains sites comme les sites 3, 8 et 9 on enregistre respectivement 55µg/g, 31µg/g et 48µg/g, tandis qu'au niveau d'autres sites on note des valeurs élevées de plomb (320µg/g au site 19, 296µg/g au site 26 et 204µg/g au site 24).

3-2-3-Relation entre l'accumulation du plomb et la circulation automobile

Compte tenu de la situation géographique des sites et de l'accumulation totale du plomb enregistré après 12 mois d'exposition à la pollution au niveau de différents sites étudiés pour les deux espèces transplantées, nous avons classé les sites en trois catégories:

1°) Sites urbains ou sub-urbains situés près des routes à grande circulation

L'accumulation du plomb chez les deux espèces transplantées varie entre 92 et 346µg/g sur les sites 13, 16, 19, 24, 26, 27, 28, 29 et 31. Cependant l'accumulation maximale du plomb à la fin de la période d'exposition atteint 346µg/g chez *Ramalina duriaei* au niveau du site 26, et elle est de 320µg/g chez *Parmelia scortea* au niveau du site 19, qui sont tous les deux des sites exposés.

Tableau (27) Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Ramalina duriae* au niveau des 32 sites étudiés dans la région d'Alger.

Maille	N° du site	Accumulation mensuelle											
		N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
a1	1	26	31	46	54	59	62	57	43	52	54	61	59
b1	2	32	37	43	54	52	54	57	63	54	48	51	56
c1	3	20	32	49	57	60	61	53	56	60	64	66	67
d1	4	31	34	38	43	48	52	46	41	45	38	47	49
a2	5	23	28	38	46	47	48	47	51	56	47	50	53
b2	6	36	45	54	66	70	69	60	59	55	61	69	75
c2	7	34	38	43	49	56	58	65	72	74	76	83	91
d2	8	21	27	32	39	39	41	42	34	36	35	33	54
a3	9	21	32	47	55	57	64	56	55	57	65	73	85
b3	10	25	37	45	64	59	62	56	48	55	57	59	67
c3	11	28	35	39	52	57	59	62	55	63	67	58	66
c3	12	26	31	38	45	49	54	58	62	63	59	58	69
a4	13	35	57	66	78	84	88	91	103	102	105	101	117
b4	14	22	36	51	65	69	71	73	69	72	80	87	98
b4	15	24	33	42	51	58	65	58	52	48	43	57	69
b4	16	41	77	102	121	133	158	176	187	210	222	205	270
c4	17	27	38	50	63	80	86	92	85	93	130	128	136
d4	18	20	32	45	50	49	52	44	38	47	44	49	58
a5	19	42	57	66	77	89	96	101	105	114	121	126	130
a5	20	23	39	51	64	62	67	62	73	63	68	71	76
b5	21	21	31	36	47	53	60	55	59	57	65	76	78
c4	22	40	52	61	68	74	83	72	81	77	79	77	81
a6	23	28	39	41	62	67	76	65	68	71	81	97	96
b6	24	46	61	77	85	93	109	119	122	135	149	210	217
a7	25	25	36	44	58	69	76	80	82	74	83	98	112
a7	26	58	86	108	126	153	178	204	209	231	296	318	346
a8	27	27	38	45	54	57	61	67	70	81	93	113	125
a9	28	50	62	76	87	98	112	126	137	159	171	169	184
a9	29	33	50	63	68	75	81	96	109	126	142	151	166
a9	30	28	35	43	57	62	65	67	76	89	125	130	136
a10	31	41	57	70	81	88	93	101	113	123	145	177	190
b10	32	29	33	39	42	45	47	51	66	53	60	63	70

Tableau (28)-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Parmelia scortea* au niveau des 32 sites étudiés dans la région d'Alger.

Maille	N° du site	Accumulation mensuelle											
		N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
a1	1	32	37	43	52	65	57	53	59	67	71	73	79
b1	2	35	41	45	53	67	61	80	74	70	66	78	64
c1	3	37	46	53	60	57	71	45	46	34	48	46	55
d1	4	33	36	37	40	52	75	78	43	39	44	75	60
a2	5	32	35	36	48	50	62	55	54	66	77	68	62
b2	6	35	47	53	69	72	95	75	73	59	78	84	89
c2	7	30	38	45	58	60	59	62	53	57	60	66	71
d2	8	27	32	37	38	44	54	48	58	49	45	33	31
a3	9	32	38	44	51	46	49	52	57	56	72	60	48
b3	10	26	36	51	65	69	63	54	55	59	64	61	65
c3	11	32	35	44	52	56	55	66	68	57	73	64	59
c3	12	24	32	34	45	48	57	50	52	45	54	60	68
a4	13	38	56	67	92	96	101	98	106	113	117	98	92
b4	14	34	38	45	50	67	61	59	56	60	68	81	88
b4	15	28	34	41	52	65	69	67	58	41	47	60	73
b4	16	51	75	83	101	99	94	112	119	155	186	198	183
c4	17	24	32	41	50	61	72	82	84	85	108	98	83
d4	18	29	36	47	52	65	71	86	87	95	109	74	76
a5	19	43	78	112	140	161	173	184	195	233	286	290	320
a5	20	36	40	46	52	57	66	71	78	85	69	82	75
b5	21	27	35	43	59	62	69	58	62	68	64	81	89
c4	22	42	45	57	61	64	67	65	69	72	79	93	87
a6	23	31	40	45	51	64	67	65	69	81	86	89	92
b6	24	38	57	72	85	99	103	101	111	136	155	176	204
a7	25	32	43	56	64	66	69	75	83	75	82	97	106
a7	26	48	85	112	149	165	185	206	192	212	222	234	296
a8	27	45	54	59	75	80	85	96	107	118	123	125	132
a9	28	48	57	64	72	83	97	104	98	104	114	118	146
a9	29	36	46	51	63	77	87	95	114	127	138	157	163
a9	30	29	37	47	52	64	69	72	78	68	85	113	129
a10	31	45	60	69	81	85	87	98	105	122	129	148	199
b10	32	32	37	42	55	64	62	51	57	59	61	58	60

2°) Sites urbains normaux

Situés dans l'agglomération de la ville d'Alger, ils sont représentés par les sites: 6, 7, 14, 17, 18, 20, 22, 23, 25, et 30. L'accumulation maximale du plomb varie de 58 à 136 $\mu\text{g/g}$ chez *Ramalina duriaei* et de 71 à 129 $\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea*, soit là encore des ordres de grandeur comparables.

3°) Sites sub-urbains ou urbains protégés

Une troisième catégorie regroupe les sites situés généralement dans la banlieue d'Alger, sites (1, 2, 3, 4, 5 et 8) ou aux abords de la ville avec une faible circulation automobile (sites 9, 11, 12 et 32) ou encore ceux situés à l'intérieur même de la ville mais protégés par une couverture végétale dense (sites 10, 15 et 21). L'accumulation du plomb au niveau de ces sites est relativement faible puisqu'elle est de l'ordre de 49 à 85 $\mu\text{g/g}$ chez *Ramalina duriaei* et de 31 à 89 $\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea*.

Nous pouvons remarquer que les deux espèces de lichens transplantés donnent des résultats tout à fait semblables pour les trois types de sites observés. La contamination par le plomb semble effectivement bien liée à l'importance de la circulation automobile.

3-3-Accumulation du plomb au cours du temps

L'accumulation du plomb au cours du temps a été suivie mensuellement chez *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea* transplantés pendant 12 mois au niveau des 32 sites de la région d'Alger (voir tableaux 27 et 28).

3-3-1-Analyse de l'accumulation du plomb au niveau de quelques sites particuliers

Nous avons choisi de présenter l'accumulation mensuelle du plomb par *Ramalina duriaei* au niveau du site 3 qui est peu pollué (Fig. 19) et au niveau du site 26 qui est le plus pollué (Fig. 20). De même les figures (21 et 22) représentent l'accumulation mensuelle du plomb par *Parmelia scortea* sur un site peu pollué (site N°7) et du site le plus pollué (site N°19). Dans les deux cas, nous constatons une accumulation progressive du plomb sur les sites pollués, tandis qu'au niveau des sites peu pollués l'accumulation atteint une valeur qui stagne rapidement.

3-3-2-Analyse statistique des résultats obtenus

Les tableaux 29 et 30 représentent l'analyse de la variance de l'accumulation temporelle du plomb des 32 sites étudiés et la comparaison des 12 mois entre eux chez *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea*.

Fig.(19) Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Ramalina duriaei* au niveau du site 3.

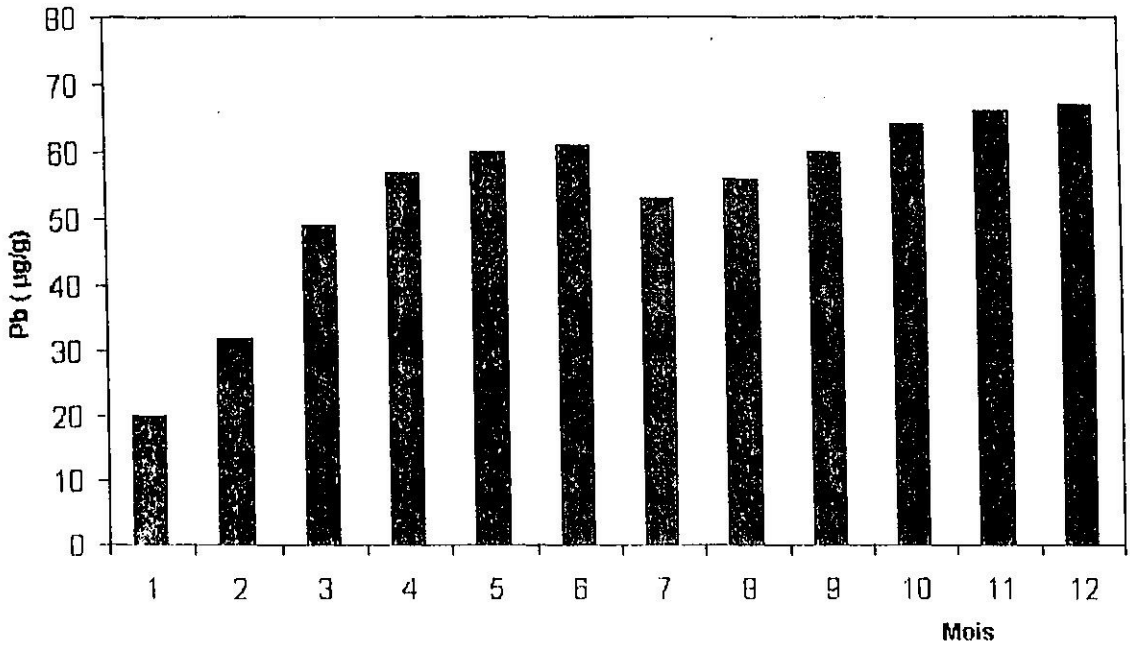


Fig.(20) Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Ramalina duriaei* au niveau du site 26.

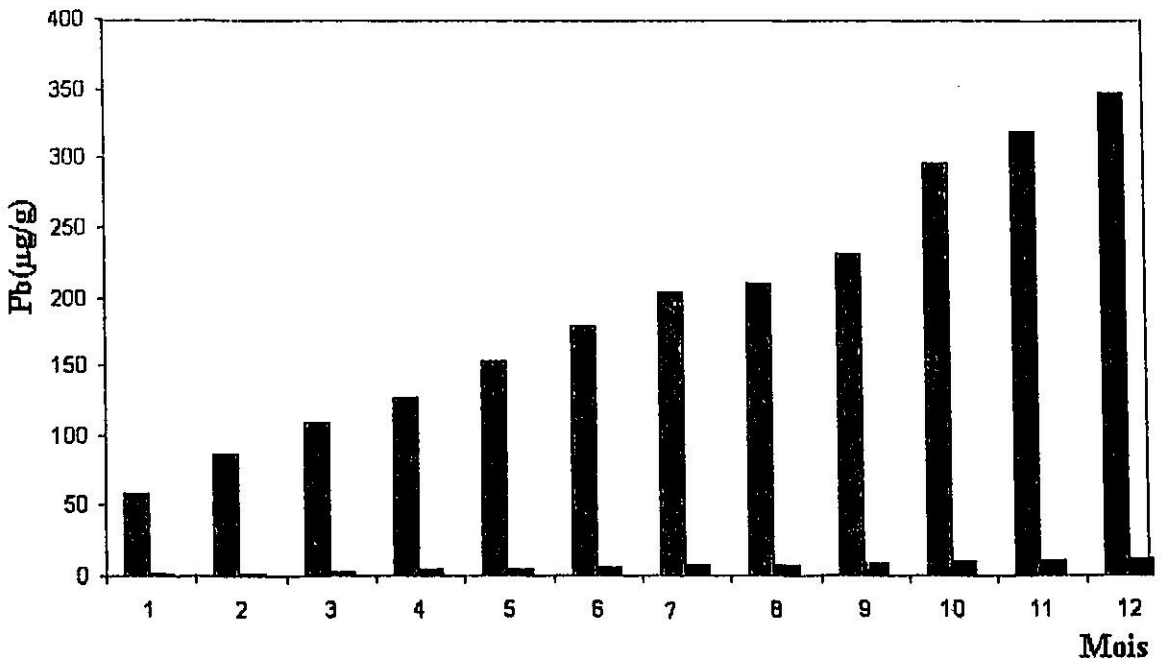


Fig.(21) Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Parmelia scortea* au niveau du site 7.

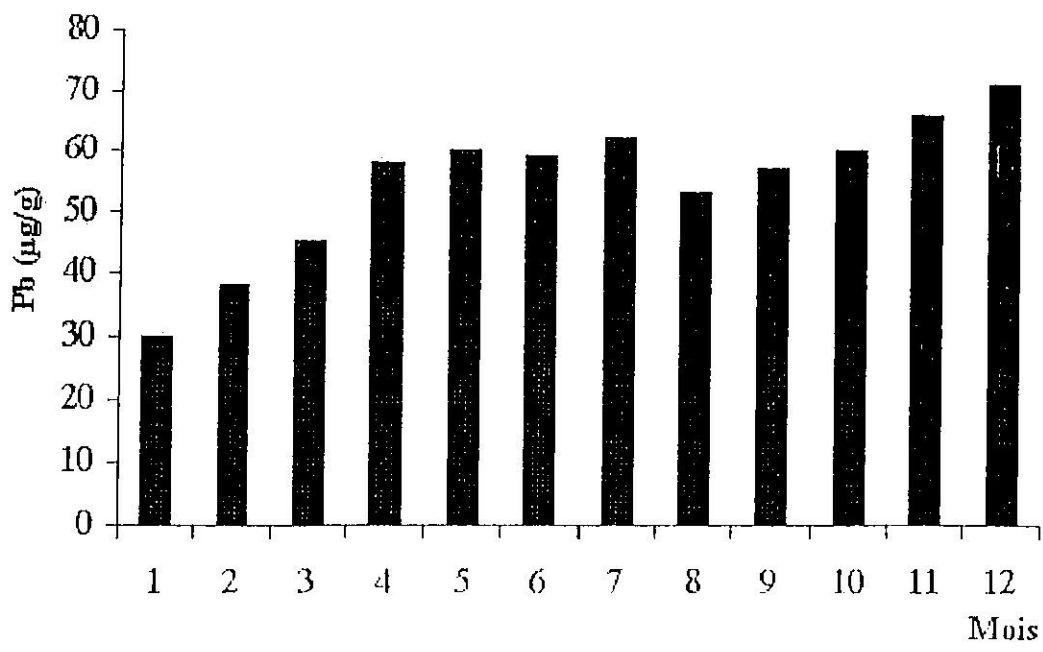
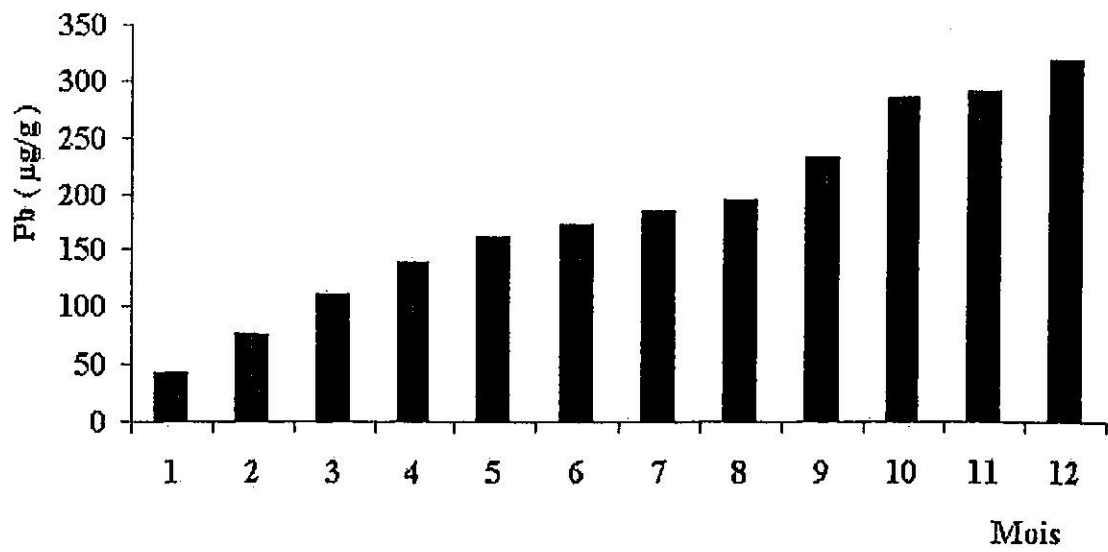


Fig. (22) Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Parmelia scortea* au niveau du site 19



D'après les tableaux (29 et 30), on constate qu'il existe des différences hautement significatives entre les 32 sites, du point de vue de l'accumulation du plomb aussi bien chez *Ramalina duriaei* que chez *Parmelia scortea* (F.Obs. = 38 et 30 respectivement).

Tableau (29)-Analyse de la variance à 2 critères de classification (comparaison de l'accumulation du plomb chez *Ramalina duriaei* au niveau des 32 sites étudiés et des 12 mois entre eux).

Source de variation	d d l	S C E	C M	F. obs.
Différence entre sites	31	445386	14367	38***
Différence entre mois	11	193938	17631	48***
Erreur	341	152128	446	
Total	383	791452	32444	

d d l : degrés de liberté, SCE : somme des carrés des écarts, CM : carré moyen

* : significatif, ** : hautement significatif, *** : très significatif

Tableau (30)-Analyse de la variance à 2 critères de classification (comparaison de l'accumulation du plomb chez *Parmelia scortea* au niveau des 32 sites étudiés et les 12 mois entre eux).

Source de variation	d d l	S C E	C M	F. obs
Différence entre sites	31	7170,71	21,090	30***
Différence entre mois	11	2642,52	24,023	34***
Erreur	374	2650.57	709	
Total	419	12446379	-	

En effet, F observé étant supérieur à F théorique conformément au résultats fournis par la table de SNEDEKOH au seuil de $\alpha = 0,01$ Il existe également des différences hautement significatives entre l'accumulation du plomb dans le temps (12 mois) chez les deux espèces transplantées, ce qui veut dire que l'accumulation en plomb par les deux espèces lichéniques en question varie significativement d'un mois à l'autre. A partir des résultats obtenus (tableaux 27 et 28), on peut aussi constater que l'accumulation du plomb chez les deux espèces transplantées augmente généralement avec la durée de transplantation. Cette augmentation varie selon la localisation du site en fonction de l'intensité du trafic routier le plus proche.

3-3-3-Rapport d'accumulation temporelle des thalles

Le rapport d'accumulation temporelle (R_t), correspond au rapport entre la teneur en plomb après un certain temps de transplantation et la teneur initiale du témoin (Déruelle, 1983 a).

Nous avons distingué le rapport d'accumulation au bout de 1 mois ($R_{t1\text{mois}}$), de 3 mois ($R_{t3\text{mois}}$), de 6 mois ($R_{t6\text{mois}}$) et le rapport d'accumulation au bout de 12 mois ($R_{t12\text{mois}}$). L'ensemble des résultats des rapports d'accumulations ($R_{t1\text{mois}}$, $R_{t3\text{mois}}$, $R_{t6\text{mois}}$, et $R_{t12\text{mois}}$) pour *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea* sont présentés dans les tableaux (31 et 32).

Nous avons regroupé les différentes valeurs du rapport d'accumulation temporelle du plomb (R_t) pour les deux espèces selon les trois catégories des sites décrits précédemment (voir tableau 33, 34 et 35). D'après ces résultats, on peut constater qu'au niveau des sites sub-urbains ou urbains protégés (tableau 33), le rapport d'accumulation de 1 mois varie de 1,0 à 1,9 fois pour *Ramalina duriaei* et de 1,1 à 1,6 fois pour *Parmelia scortea*. Ce rapport d'accumulation augmente au 3^{ème} et au 6^{ème} mois pour atteindre le maximum au 12^{ème} mois, maximum qui est de l'ordre de 3,1 à 5,0 fois pour *Ramalina duriaei* et de 2,6 à 4,0 fois pour *Parmelia scortea*. Au niveau des sites urbains, on remarque qu'il n'y a pas de grande différence du rapport d'accumulation après un mois d'exposition chez les deux espèces transplantées (1,2 à 2,4) fois pour *Ramalina duriaei* et (1,1 à 1,9) fois pour *Parmelia scortea*. Par contre le rapport d'accumulation de 12 mois atteint 8,0 fois chez *Ramalina duriaei* au niveau des sites 17 et 30 et 5,8 fois chez *Parmelia scortea* au niveau du site 30. Enfin au niveau des sites urbains situés près des routes à grande circulation, le rapport d'accumulation de un mois chez *Ramalina duriaei* varie de 1,6 à 3,0 fois et il est de l'ordre de 1,6 à 2,3 fois chez *Parmelia scortea*. Au 12^{ème} mois, ce rapport atteint des valeurs considérables, de telle sorte que l'on note 20,4 fois chez *Ramalina duriaei* au niveau du site 26 et 14,5 fois chez *Parmelia scortea* au niveau du site 19.

En conclusion, *Ramalina duriaei*, espèce fruticuleuse se développant naturellement le long du littoral algérois, accumule plus de plomb que le *Parmelia scortea* foliacé. Cela va dans le même sens des résultats obtenus par Semadi et Déruelle (1993) pour cette même espèce.

3-3-4-Variation de la vitesse d'accumulation du plomb

Les tableaux (36 et 37) représentent respectivement la vitesse d'accumulation mensuelle du plomb de *Ramalina duriaei* et de *Parmelia scortea*. On constate d'après ces

tableaux que l'accumulation du plomb chez *Ramalina duriaei* et chez *Parmelia scortea* transplantés n'a pas été régulière pendant toute la période de transplantation.

Tableau (31)-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez *Ramalina duriaei* au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger

Sites	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 Mois	Rt 12 mois
1	1,5	2,0	2,7	3,6
2	1,9	2,2	2,6	3,7
3	1,2	1,9	2,7	3,2
4	1,4	2,0	2,4	3,1
5	1,0	1,7	2,2	3,3
6	2,1	2,6	3,3	4,4
7	2,0	2,2	2,5	5,4
8	1,2	1,5	1,9	3,2
9	1,9	1,9	2,7	5,0
10	1,5	2,0	2,8	3,9
11	1,6	2,0	2,6	3,9
12	1,5	1,8	2,4	4,1
13	2,1	3,0	4,0	6,9
14	1,3	2,1	3,0	5,8
15	1,4	1,9	2,7	4,1
16	2,4	4,3	6,2	15,9
17	1,6	2,2	3,4	8,0
18	1,2	1,9	2,4	3,4
19	2,5	3,2	4,2	7,6
20	1,4	2,2	3,0	4,5
21	1,2	1,7	2,4	4,6
22	2,4	3,0	3,7	4,9
23	1,6	2,1	3,0	5,7
24	2,7	3,6	4,6	12,8
25	1,5	2,0	3,0	6,6
26	3,4	4,9	6,9	20,4
27	1,6	2,1	2,8	7,4
28	2,9	3,7	4,8	10,8
29	1,9	2,9	3,6	9,7
30	1,6	2,0	2,8	8,0
31	2,4	3,3	4,2	11,2
32	1,7	2,0	2,3	4,1

Tableau (32)-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez *Parmelia scortea* au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger

Sites	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 Mois	Rt 12 mois
1	1,5	1,6	2,1	3,6
2	1,6	1,8	2,3	3,6
3	1,5	2,0	2,4	3,2
4	1,5	1,6	2,0	3,5
5	1,5	1,7	2,0	3,5
6	1,6	2,0	2,8	4,3
7	1,4	1,7	2,2	3,2
8	1,2	1,4	1,7	2,6
9	1,5	1,7	2,0	3,2
10	1,2	1,7	2,3	3,1
11	1,5	1,7	2,0	3,3
12	1,1	1,4	1,8	3,1
13	1,7	2,4	3,4	5,3
14	1,5	1,8	2,2	4,0
15	1,3	1,6	2,2	3,2
16	2,3	3,1	3,8	9,0
17	1,1	1,5	2,1	4,9
18	1,3	1,7	2,3	5,0
19	2,0	3,5	5,3	4,5
20	1,6	1,8	2,2	3,9
21	1,2	1,6	2,2	4,0
22	1,9	2,2	2,5	4,2
23	1,4	1,7	2,2	4,2
24	1,7	2,5	3,4	9,3
25	1,5	2,0	2,5	4,8
26	2,2	3,7	5,6	13,5
27	2,0	2,4	3,0	6,0
28	2,2	2,6	3,2	6,6
29	1,6	2,0	2,7	7,4
30	1,3	1,7	2,2	5,8
31	2,0	2,6	3,2	9,0
32	1,4	1,7	2,2	2,9

Tableau (33)-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez *Ramalina duriaei* et *Parmelia scorteau* au niveau des sites sub-urbains ou urbains protégés

<i>Ramalina duriaei</i>					<i>Parmelia scorteau</i>			
Sites	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 mois	Rt 12 Mois	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 Mois	Rt 12 mois
9	1,9	1,9	2,7	5,0	1,5	1,7	2,0	3,2
21	1,2	1,7	2,4	4,6	1,2	1,6	2,2	4,0
12	1,5	1,8	2,4	4,1	1,1	1,4	1,8	3,1
15	1,4	1,9	2,7	4,1	1,3	1,6	2,2	3,2
32	1,7	2,0	2,3	4,1	1,4	1,7	2,2	2,9
10	1,5	2,0	2,8	3,9	1,2	1,7	2,3	3,1
11	1,6	2,0	2,6	3,9	1,5	1,7	2,0	3,3
2	1,9	2,2	2,6	3,7	1,6	1,8	2,3	3,6
1	1,5	2,0	2,7	3,6	1,5	1,6	2,1	3,6
5	1,0	1,7	2,2	3,3	1,5	1,7	2,0	3,5
3	1,2	1,9	2,7	3,2	1,5	2,0	2,4	3,2
8	1,2	1,5	1,9	3,2	1,2	1,4	1,7	2,6
4	1,4	2,0	2,4	3,1	1,5	1,6	2,0	3,5

Tableau (34)-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez *Ramalina duriaei* et *Parmelia scorteau* au niveau des sites urbains

<i>Ramalina duriaei</i>					<i>Parmelia scorteau</i>			
Sites	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 Mois	Rt 12 mois	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 Mois	Rt 12 mois
17	1,6	2,2	3,4	8,0	1,1	1,5	2,1	4,9
30	1,6	2,0	2,8	8,0	1,3	1,7	2,2	5,8
25	1,5	2,0	3,0	6,6	1,5	2,0	2,5	4,8
14	1,3	2,1	3,0	5,8	1,5	1,8	2,2	4,0
23	1,6	2,1	3,0	5,7	1,4	1,7	2,2	4,2
7	2,0	2,2	2,5	5,4	1,4	1,7	2,2	3,2
6	2,1	2,6	3,3	4,4	1,6	2,0	2,8	4,3
22	2,4	3,0	3,7	4,9	1,9	2,2	2,5	4,2
20	1,4	2,2	3,0	4,5	1,6	1,8	2,2	3,9
18	1,2	1,9	2,4	3,4	1,3	1,7	2,3	5,0

Tableau (35)-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea* au niveau des sites urbains ou sub-urbains situés près des routes à grande circulation.

Sites	<i>Ramalina duriaei</i>				<i>Parmelia scortea</i>			
	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 Mois	Rt 12 mois	Rt 1 Mois	Rt 3 Mois	Rt 6 Mois	Rt 12 mois
26	3,4	4,9	6,9	20,4	2,2	3,7	5,6	13,5
16	2,4	4,3	6,2	15,9	2,3	3,1	3,8	9,0
24	2,7	3,6	4,6	12,8	1,7	2,5	3,4	9,3
28	2,9	3,7	4,8	10,8	2,2	2,6	3,2	6,6
31	2,4	3,3	4,2	11,2	2,0	2,6	3,2	9,0
29	1,9	2,9	3,6	9,7	1,6	2,0	2,7	7,4
19	2,5	3,2	4,2	7,6	2,0	3,5	5,3	14,5
27	1,6	2,1	2,8	7,4	2,0	2,4	3,0	6,0
13	2,1	3,0	4,0	6,9	1,7	2,4	3,4	5,3

Il existe des fluctuations de l'accumulation du plomb chez les deux transplants lichéniques et on peut distinguer deux catégories de périodes d'accumulation du plomb chez les deux espèces transplantées :

- 1° - des périodes d'accumulation positive du plomb ;
- 2°- des périodes d'accumulation négative du plomb ou exsorption ;

3-3-5-Accumulation et exsorption

3-3-5-1-Accumulation positive du plomb

Elle débute dès le premier mois de transplantation (novembre), probablement en réaction à la transplantation, réaction appelée par Déruelle (1983a) « effet de choc ». On constate que l'accumulation mensuelle du plomb par *Ramalina duriaei* varie d'un site à un autre. L'accumulation du plomb par cette espèce ne dépasse pas 3µg/g au niveau du site 3, situé dans la zone sub-urbaine, et atteint 41µg/g au niveau du site 26 situé près d'une autoroute (figures 23 et 24). Le même phénomène est observé pour *Parmelia scortea*. Le minimum est de 2µg/g enregistrés au niveau des sites 12 et 17, situés dans la zone urbaine à faible circulation automobile. Le maximum est de 29µg/g enregistré au niveau du site 16 situé près d'un carrefour à grande circulation (figures 25 et 26).

Tableau (36)-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Ramalina duriaei* au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger

Sites	Mo is											
	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
1	9	5	15	8	5	3	-5	-14	9	2	7	-2
2	15	5	6	11	-2	2	36	-9	-6	3	5	3
3	3	12	17	8	3	1	-8	3	4	4	2	1
4	14	3	4	5	5	4	-6	-5	4	-7	9	2
5	6	5	10	8	1	1	-1	4	5	-9	3	3
6	19	9	9	12	4	-1	-9	-1	-4	6	8	6
7	17	4	5	6	7	2	7	7	2	2	7	8
8	4	6	5	7	0	2	1	-8	2	-1	2	21
9	4	11	15	8	2	7	-8	-1	2	8	8	12
10	8	12	8	19	-5	3	-6	-8	7	2	2	8
11	11	7	4	13	5	2	3	-7	8	4	-9	8
12	9	5	7	7	4	5	4	4	1	-4	-1	11
13	18	22	9	12	6	4	3	12	-1	3	-4	16
14	5	14	15	14	4	2	2	-4	3	3	7	11
15	7	9	9	9	7	7	-7	-6	-4	-5	14	2
16	25	36	25	19	12	25	18	11	23	12	-17	65
17	10	11	12	13	17	6	6	-7	8	37	-2	8
18	3	12	13	5	-1	3	-8	-6	9	-3	5	9
19	25	15	9	11	12	7	5	4	9	7	5	4
20	6	16	12	13	-5	5	-5	11	-10	5	3	5
21	4	10	5	11	6	7	-5	4	-2	8	11	2
22	23	12	9	7	6	9	-11	9	-4	-2	4	-2
23	11	11	2	21	5	9	-11	3	3	10	16	-1
24	29	15	16	8	8	16	10	3	13	14	61	7
25	8	11	8	14	11	7	4	2	-8	9	15	14
26	41	18	22	18	27	25	26	5	22	65	22	28
27	10	11	7	9	3	4	6	3	11	12	20	12
28	33	12	14	11	11	14	14	11	22	12	-2	15
29	16	17	13	5	7	6	15	13	17	16	9	15
30	11	7	8	14	5	3	2	9	13	36	5	6
31	24	16	13	11	7	5	8	12	10	22	32	13
32	12	4	6	3	3	2	4	15	-13	7	3	7
N ^{bre} de sites d'exsorption	0	0	0	0	4	1	13	12	9	7	6	3
Moy. de perte en Pb ($\mu\text{g/g}$)	0	0	0	0	2,5	1,0	6,9	6,0	6,1	3,7	4,8	1,5
Amplitude de perte en Pb ($\mu\text{g/g}$)	0	0	0	0	1-5	0-1	1-11	1-14	1-13	1-9	1-17	1-2

Tableau (37)-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Parmelia scortea* au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger

Sites	Mois											
	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
1	10	5	6	9	13	-8	-4	6	8	4	2	6
2	13	6	4	8	14	-6	19	-6	-4	-4	12	-14
3	15	9	7	7	-3	14	-26	1	-12	14	-2	9
4	11	3	1	3	12	23	3	-35	-4	5	31	-15
5	10	3	1	12	2	12	-7	-1	12	11	-9	-6
6	13	12	6	16	3	23	-20	-2	-14	19	6	5
7	8	8	7	13	2	-1	3	-9	4	3	6	5
8	5	5	5	1	6	10	-6	10	-9	-4	-12	-2
9	10	6	6	7	-5	3	3	5	-1	16	-12	-12
10	4	10	15	14	4	-6	-9	1	4	5	-3	4
11	10	3	9	8	4	-1	11	2	-11	16	-9	-5
12	2	8	2	1	3	9	-7	2	-7	9	6	8
13	16	18	11	25	4	5	-3	8	7	7	-19	-6
14	12	4	7	5	17	-6	-2	-3	4	8	13	7
15	6	6	7	11	13	4	-2	-9	-17	6	13	13
16	29	24	8	18	-2	-5	18	7	36	31	12	-15
17	2	8	9	9	11	11	10	2	1	23	-10	-15
18	7	7	11	5	13	6	15	1	8	14	-35	2
19	21	35	34	28	21	12	11	11	38	53	4	30
20	14	4	6	6	5	9	5	5	7	-16	13	-7
21	5	8	8	16	3	7	-11	4	6	-4	17	8
22	20	3	12	4	3	3	-2	4	3	7	14	-6
23	9	9	5	6	13	3	-2	4	12	5	3	3
24	16	19	15	13	14	4	-2	10	25	19	21	28
25	10	11	13	8	2	3	6	8	-8	7	15	9
26	26	37	27	37	16	20	21	-14	20	10	12	62
27	23	9	5	16	5	5	11	11	11	5	2	7
28	26	9	7	8	11	14	7	-6	6	10	4	28
29	14	10	5	12	14	10	8	19	13	11	19	6
30	7	8	10	5	12	5	3	6	-10	17	28	16
31	23	15	9	12	4	2	11	7	17	7	19	51
32	10	5	5	13	9	-2	-11	6	2	2	-3	2
N ^{bre} de sites d'exsorption	0	0	0	0	3	8	15	9	11	4	10	11
Moyenne de perte en Pb ($\mu\text{g/g}$)	0	0	0	0	-3,3	-4,3	-8,6	-9,4	-8,8	-7,0	-11,4	-9,4
Amplitude de perte en Pb ($\mu\text{g/g}$)	0	0	0	0	2 - 5	1-8	2 - 26	1 - 35	1 - 17	4 - 16	2 - 35	2- 15

Fig. (23) Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Ramalina duriaei* au niveau du site 3

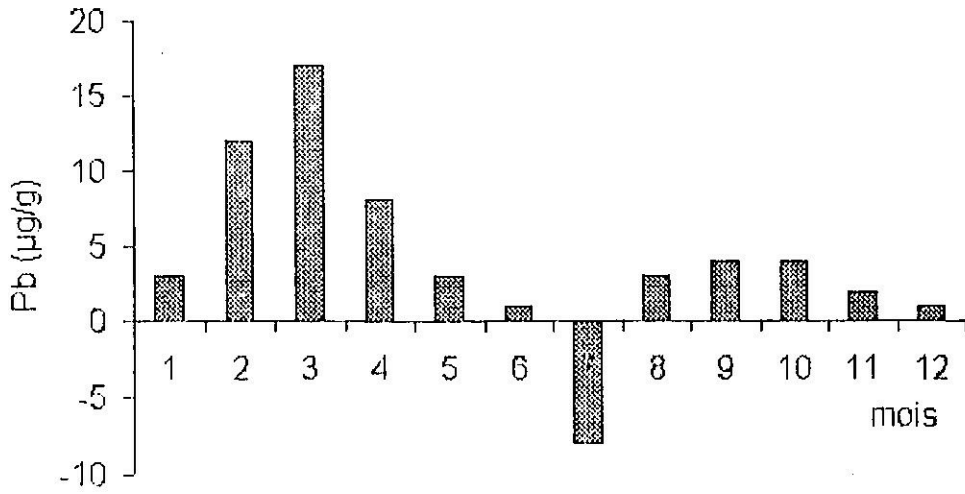


Fig. (24) Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Ramalina duriaei* au niveau du site 26

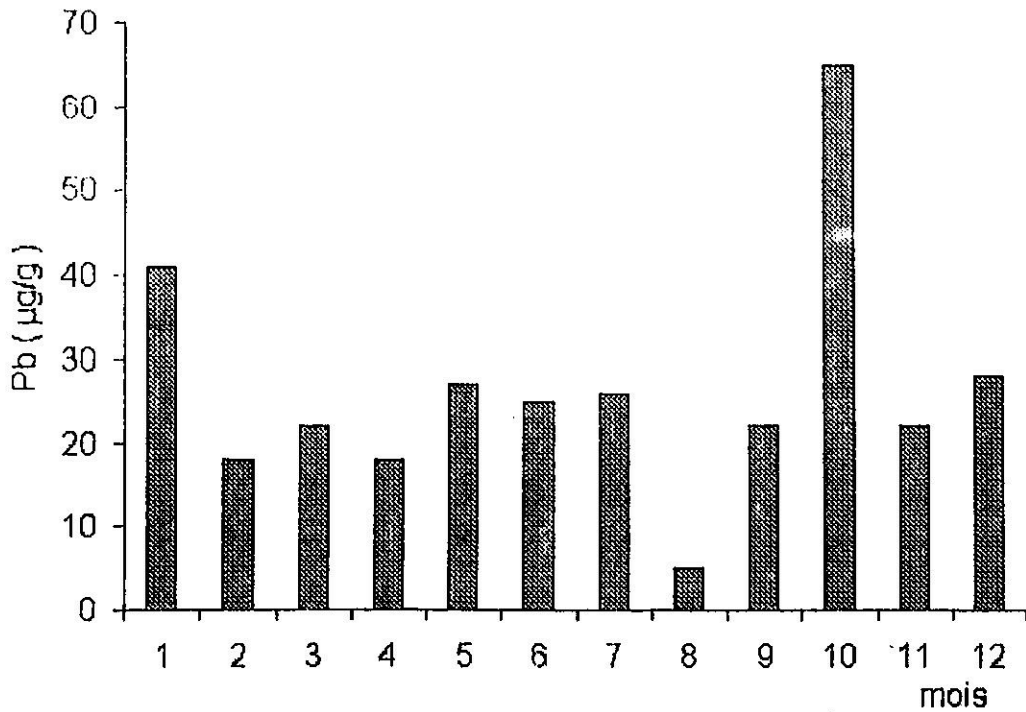


Fig.(25) Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Parmelia scorteae* au niveau du site 12.

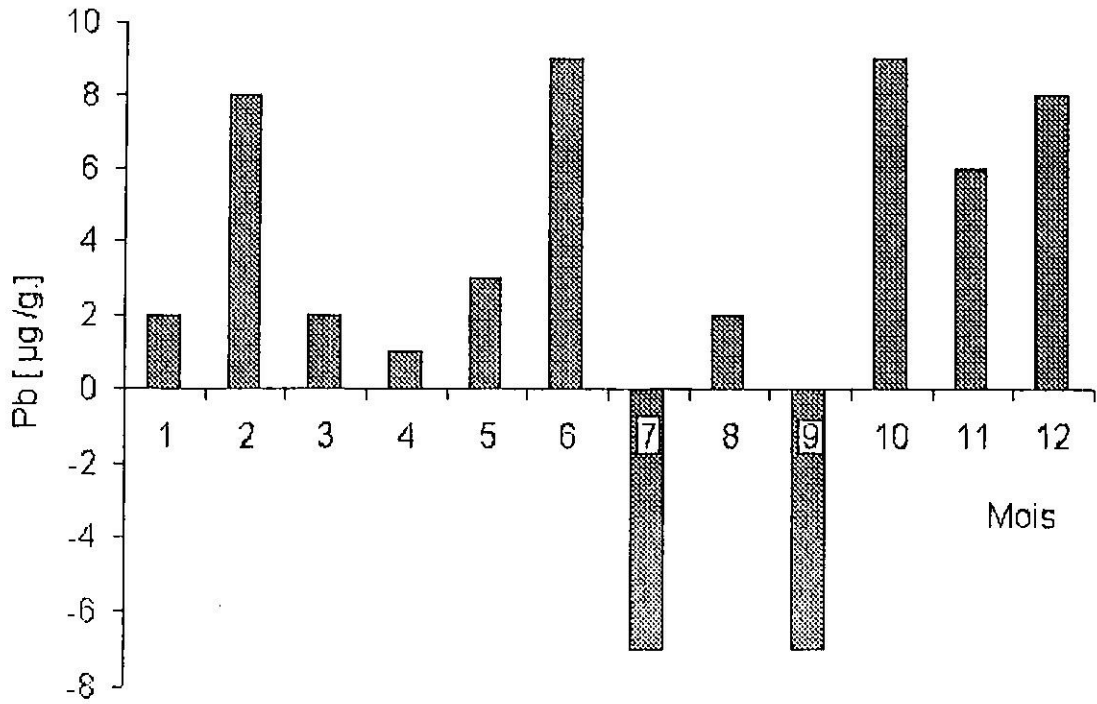
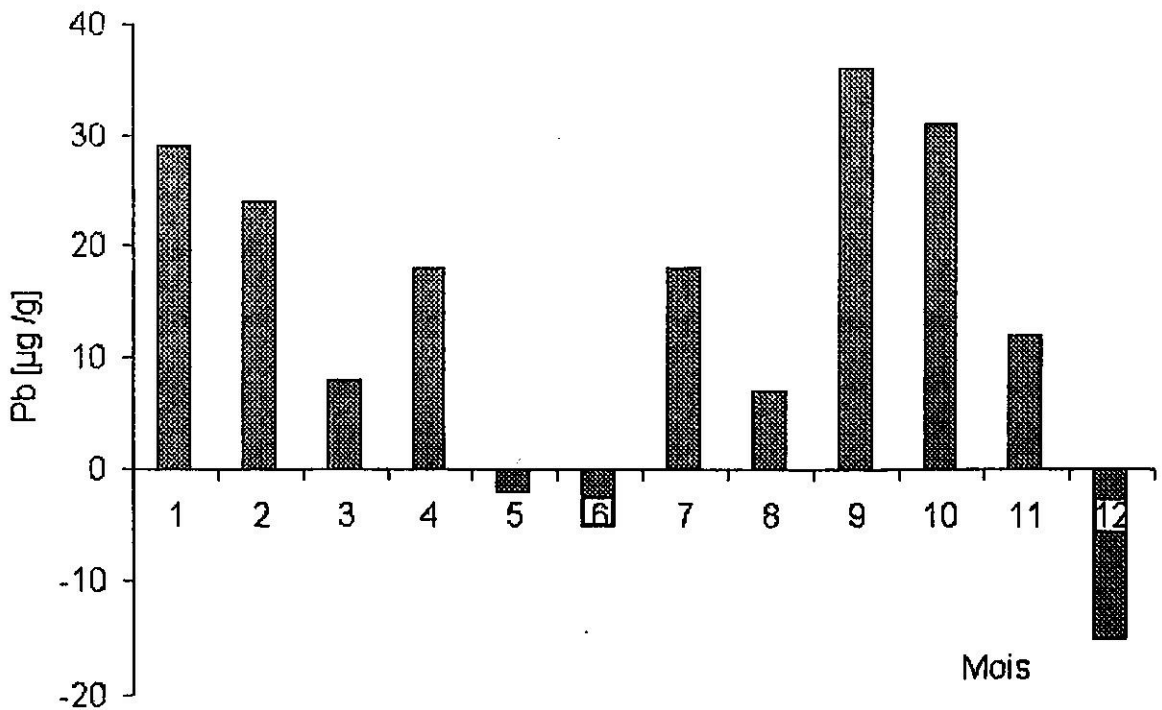


Fig.(26) Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez *Parmelia scorteae* au niveau du site 16.



Au mois de décembre l'accumulation du plomb se poursuit d'une manière irrégulière au niveau de l'ensemble des sites, avec un minimum de $3\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea* enregistré dans les sites 4 et 5, situés dans la banlieue d'Alger, et atteint $37\mu\text{g/g}$ au niveau du site 26 précédemment cité. Cette différence d'accumulation du plomb entre les sites au mois de décembre se retrouve aussi chez *Ramalina duriaei* où l'on peut constater un minimum d'accumulation du plomb au niveau du même site 4 précédent et atteint $36\mu\text{g/g}$ au niveau du site 16 très pollué.

Les variations d'accumulation du plomb entre les sites s'observent aussi aux mois suivants (janvier et février) pour les deux espèces, mais avec une amplitude généralement moins importante que celle des deux mois précédents au niveau des sites à forte pollution. Par la suite, les résultats sont moins homogènes, avec selon les sites des périodes d'accumulation positives mais aussi des périodes d'exsorption du plomb.

3-3-5-2-Période d'accumulation négative ou d'exsorption

Nous discuterons surtout du phénomène «d'exsorption» du plomb mis en évidence pour la première fois par Déruelle (1983a) puis décrit à nouveau par le même auteur (Déruelle, 1996). En effet, sur certains sites on constate qu'à partir du mois de mars, les lichens transplantés n'accumulent pas de plomb, mais en perdent. On peut parler alors d'accumulation négative ou mieux d'exsorption chez les deux espèces lichéniques transplantées. On remarque que pendant ce mois de mars le phénomène d'exsorption du plomb touche 4 sites chez *Ramalina duriaei* et 3 sites chez *Parmelia scortea*. La perte de plomb varie de 1 à $5\mu\text{g/g}$ chez la première espèce et de 2 à $5\mu\text{g/g}$ chez la deuxième. Ce phénomène de rejet du plomb continue au niveau de certains sites au mois d'avril, de telle sorte que le nombre de sites où a eu lieu l'exsorption atteint un seul site seulement chez *Ramalina duriaei* et 8 pour *Parmelia scortea*. La perte mensuelle en plomb est de $1\mu\text{g/g}$ seulement pour la première espèce observée au niveau du site 6 et elle varie de 1 à $8\mu\text{g/g}$ pour la deuxième espèce, observé au niveau des sites 7 et 1 respectivement.

Au mois de mai, ce phénomène d'exsorption du plomb s'est accru, et atteint 13 sites chez *Ramalina duriaei* et 15 sites chez *Parmelia scortea* dont 9 sites sont communs entre eux (sites 1, 3, 5, 6, 10, 15, 21, 22 et 23). Au niveau du site 1, la perte en plomb chez *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea* est identique. Elle est de $5\mu\text{g/g}$ et $4\mu\text{g/g}$ respectivement. Par contre, au niveau du site 3, la perte en plomb chez la première espèce ($8\mu\text{g/g}$) est inférieure à la deuxième ($26\mu\text{g/g}$). Cette différence de perte en plomb entre les deux espèces a été observée aussi au niveau des autres sites 5, 6, 10, 15, 21, 22 et 23.

Globalement la perte mensuelle en plomb varie de 1 à 11 $\mu\text{g/g}$ chez *Ramalina duriaei* et de 2 à 26 $\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea* pendant la même période.

Au mois de juin, le rejet de plomb touche 12 sites chez *Ramalina duriaei* et 9 sites chez *Parmelia scortea*, dont 5 sites sont communs pour les deux espèces. Chez *Ramalina duriaei*, on remarque une perte de plomb de 1 $\mu\text{g/g}$ au niveau des sites 6 et 9. La perte du plomb chez la deuxième espèce est comprise entre 1 $\mu\text{g/g}$ (au niveau du site 5) et 35 $\mu\text{g/g}$ (au niveau du site 4).

Le nombre des sites touchés par le phénomène d'exsorption au mois de juillet chez les deux transplants lichéniques est analogue à celui du mois précédent, avec 3 sites communs. L'amplitude de la perte du plomb est aussi similaire chez les deux espèces ; elle varie de 1 à 13 $\mu\text{g/g}$ chez *Ramalina duriaei* et de 1 à 17 $\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea*.

Le mois d'août est caractérisé par une diminution significative du nombre de sites où a eu lieu l'exsorption. Chez *Ramalina duriaei*, elle a touché 7 sites et 4 sites chez *Parmelia scortea* dont un site est commun aux deux espèces. L'amplitude de rejet du plomb varie de 1 à 9 $\mu\text{g/g}$ chez la première espèce et de 4 à 16 $\mu\text{g/g}$ chez la deuxième.

Au mois de septembre, on constate une différence importante du nombre de sites touchés par l'exsorption du plomb. Ce phénomène atteint 6 sites chez *Ramalina duriaei* et 10 sites chez *Parmelia scortea*, avec 3 sites communs. La perte de plomb est de l'ordre de 1 à 17 $\mu\text{g/g}$ chez la première espèce et de 2 à 35 $\mu\text{g/g}$ chez la deuxième.

Enfin, à la fin de l'expérience (mois d'octobre), on observe aussi une différence importante du nombre de sites où s'est produit l'exsorption, puisqu'elle concerne uniquement 3 sites chez *Ramalina duriaei* et 11 sites chez *Parmelia scortea*. L'exsorption est de l'ordre de 1 à 2 $\mu\text{g/g}$ seulement chez *Ramalina duriaei*, tandis que chez *Parmelia scortea* elle varie de 2 à 15 $\mu\text{g/g}$. Les tableaux (38 et 39) récapitulent les périodes d'exsorption du plomb chez *Ramalina duriaei* et chez *Parmelia scortea* pour les 32 sites étudiés de la région d'Alger. On note (+) si l'accumulation du plomb est positive et (-) si l'accumulation du plomb est négative.

Il apparaît donc qu'après la transplantation des lichens, une accumulation du plomb se produit sur tous les sites pendant 4 mois. Ensuite apparaît sur certains sites un phénomène d'exsorption du plomb, plus ou moins irrégulier mais qui atteint un maximum pour les 2 espèces au mois de mai. Nous allons voir quelles explications nous pouvons apporter à cette exsorption.

**Tableau (38)-Tableau récapitulatif l'accumulation (+) ou l'exorption (-)
du plomb chez *Ramalina duriaei* au niveau des 32 sites étudiés
de la région d'Alger**

Sites	M o i s											
	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
1	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-
2	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	+	+
3	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
4	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+
5	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+
6	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+
7	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
8	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+
9	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+
10	+	+	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+
11	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+
12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
13	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+
14	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
15	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+
16	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
17	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+
18	+	+	+	+	-	+	-	-	+	-	+	+
19	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
20	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+
21	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+
22	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	+	-
23	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-
24	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
25	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
26	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
27	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
28	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
29	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
30	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
31	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
32	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+

**Tableau (39)-Tableau récapitulant l'accumulation (+) ou l'exsorption (-)
du plomb chez *Parmelia scortea* au niveau des 32 sites étudiés
de la région d'Alger**

Sites	M o i s											
	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
1	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+
2	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-
3	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	-	+
4	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-
5	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	-
6	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+
7	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+
8	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-
9	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	-
10	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+
11	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-
12	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+
13	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-
14	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+
15	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+
16	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	-
17	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
18	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
19	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
20	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-
21	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+
22	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-
23	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
24	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
25	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
26	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
27	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
28	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
29	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
30	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
31	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
32	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+

3-3-5-3-Explication du phénomène d'exorsption du plomb

Le phénomène d'exorsption chez les lichens transplantés a été mis en évidence pour la première fois par Déruelle (1983a). Cet auteur a en effet constaté une exorsption sur 15 espèces transplantées près de l'autoroute A6 en France. Afin d'essayer de comprendre ce phénomène, des thalles ont alors subi au laboratoire un lessivage dans diverses conditions d'acidité. Ainsi un lessivage des lichens pourrait être à l'origine de l'exorsption du plomb contenu dans les thalles, et ce lessivage était d'autant plus important que l'acidité du milieu de lessivage augmentait. Déruelle (1983a) a alors pu conclure à un lessivage des lichens dû aux précipitations importantes pendant les mois où l'exorsption dominait. L'abondance des précipitations a un double effet, d'une part un effet de nettoyage de l'atmosphère des particules de plomb et d'autre part un lessivage des lichens eux-mêmes.

Signalons également que dans une étude plus récente (Déruelle, 1996) généralise ce phénomène d'exorsption suite à la baisse globale de la pollution atmosphérique plombique due à la diminution de l'adjonction du plomb dans l'essence. En effet, entre 1980 et 1992, les émissions plombiques ont diminué de 27%.

A la lumière de ces données, nous avons recherché si dans la région d'Alger, l'exorsption du plomb était lié aux variations de l'émission du plomb dans l'environnement et/ou aux variations des facteurs climatiques comme les précipitations, le brouillard et la direction des vents. Pour cela, nous avons recherché la fréquence du phénomène d'exorsption (en mois et en %) au niveau des 32 sites étudiés (voir tableau. 40).

Tableau (40)-Fréquence du phénomène d'exorsption (en mois et en %) chez *Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea* au niveau des 32 sites étudiés.

	Sites sub urbains ou protégés	Sites urbains normaux	Sites situés près des routes à grande circulation	Nombre de mois d'exorsption
<i>Ramalina duriaei</i>	31 (56 %)	20 (36 %)	4 (7 %)	55
<i>Parmelia scortea</i>	44 (62 %)	17 (24 %)	9 (12,9 %)	70

D'après ce tableau (40), on peut constater que la fréquence en mois du phénomène d'exorsption est très importante au niveau des sites sub-urbains ou protégés à faible pollution en comparaison avec les sites urbains normaux ou ceux plus pollués situés près des routes à grande circulation. Autrement dit, les fluctuations négatives de la teneur en plomb chez les deux espèces lichéniques sont très importantes au niveau des sites sub-urbains ou protégés où l'émission du plomb dans l'atmosphère est irrégulière. Il y aurait

donc, pendant ces mois, une variation de la circulation suffisamment importante pour expliquer l'exsorption du plomb.

Les données des précipitations fournies par les deux stations météorologiques d'Alger (tableau 41) montrent que les précipitations sont importantes pendant cette période. Elles peuvent alors produire un véritable lessivage des polluants par les eaux de ruissellement. Dans le cas de notre étude, on a constaté existe une forte corrélation négative entre l'accumulation du plomb chez les transplants lichéniques de *Ramalina duriaei*, de *Parmelia scortea* et les précipitations ($r = - 0,810$ et $r = - 0,720$) respectivement.

Tableau (41)-Données des précipitations des stations de la région d'Alger

	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
Dar El beida	51,2	117	155	410	101	80,7	60,9	19	7,7	0	15,3	68,4
Bouzaréa	82,8	167	109	39,2	78,7	58	65,7	30,7	2,5	0	0	94,2

Enfin, les changements de la direction des vents dominants du Nord ou du Nord-Ouest observés dès le début de la période d'exsorption (mois de mars) et qui ont laissé place aux vents du Nord-Est et du Nord-Ouest peuvent jouer un rôle dans le processus d'exsorption du plomb. Cette variabilité des vents et d'ailleurs bien connue comme ici où Seltzer (1946), qui a étudié le régime des vents de la côte algéroise, a constaté que la direction des vents dominants est très variable et que « dans la même journée, on peut observer une dominance des vents Ouest le matin à 7 heures, et à 13 heures, ils se transforment dans la direction Nord-Est ».

4-Accumulation du plomb au niveau des transects des autoroutes

Après avoir étudié l'accumulation du plomb par les transplants lichéniques au niveau des 32 mailles de la région d'Alger, nous allons maintenant examiner la teneur en plomb des échantillons de *Ramalina duriaei* et de *Parmelia scortea* qui ont été transplantés au jardin du Hamma. Nous verrons les résultats au niveau des sites 33 à 45, regroupés en trois séries, selon les trois axes de circulation.

4-1-Accumulation du plomb chez les transplants lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* au niveau de l'autoroute de l'Est

Les résultats de l'accumulation mensuelle du plomb chez les transplants de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* installés le 01/11/1991 et placés à 5 m, 10 m,

50 m et 100 m de la chaussée de l'autoroute de l'Est au niveau du jardin du Hamma sont présentés dans les tableaux 42 et 43 et les figures 27 et 28.

4-1-1-Accumulation du plomb chez *Parmelia scortea*

Sur la figure 27, nous remarquons que les *Parmelia scortea* transplantés à 5m (site 33) et à 10m (site 34) de la chaussée contiennent respectivement 433 et 317 $\mu\text{g/g}$ de plomb après 1 an de transplantation, soit un rapport d'accumulation temporelle (R12mois) respectivement de 20 et de 14. Cela s'explique aisément par une différence de pollution plombique due à une circulation automobile également très différente. En effet, le site le plus pollué se trouve près de deux axes routiers de grande circulation (avenue de l'ALN avec 80000 véhicules/jour et la rue Hassiba Ben Bouali avec 20000 véhicules/jour). Le site 34 se trouve à 10 m de l'axe de la rue Hassiba Ben Bouali dans un espace vert.

Tableau (42)-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Parmelia scortea* transplanté sur les sites 33, 34, 35 et 36 le 01/11/1991 au jardin du Hamma

MOIS	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
Site 33 à 5 m	72	87	108	125	157	172	183	218	255	311	320	433
Site 34 à 10 m	65	88	96	115	147	156	166	179	182	267	282	317
Site 35 à 50 m	38	45	54	62	68	71	83	87	92	95	98	102
Site 36 à 100 m	27	35	43	59	62	69	58	62	68	64	81	89

Tableau (43)-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Ramalina duriaei* transplanté sur les sites 33, 34, 35 et 36 le 01/11/1991 au jardin du Hamma.

MOIS	N	D	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O
Site 33 à 5 m	68	95	117	150	184	210	237	252	315	382	397	467
Site 34 à 10 m	63	122	167	213	238	268	312	333	375	402	415	438
Site 35 à 50 m	34	42	54	66	71	75	86	87	94	109	113	125
Site 36 à 100 m	21	31	36	47	53	60	55	59	57	65	76	78

4-1-2 –Accumulation du plomb chez *Ramalina duriaei*

Nous remarquons, tout d'abord qu'au niveau des deux sites 33 et 34, situés à 5m et à 10m des deux voies à grande circulation (Fig.28), on constate une augmentation presque linéaire de la quantité du plomb accumulé par *Ramalina duriaei* en fonction de la durée d'exposition à la contamination. Les teneurs en plomb des transplants lichéniques après un mois de transplantation à 5m de la chaussée (site 33) est de 68 $\mu\text{g/g}$, et atteint

Fig. (27) Accumulation spatio temporelle du plomb par *Parmelia scorteae* transplanté le 01/11/1991 au niveau de l'autoroute de l'Est au jardin du Hamma d'Alger [sites: 33 à 5m, site 34 à 10 m, site 35 à 50 m et site 36 à 100 m]

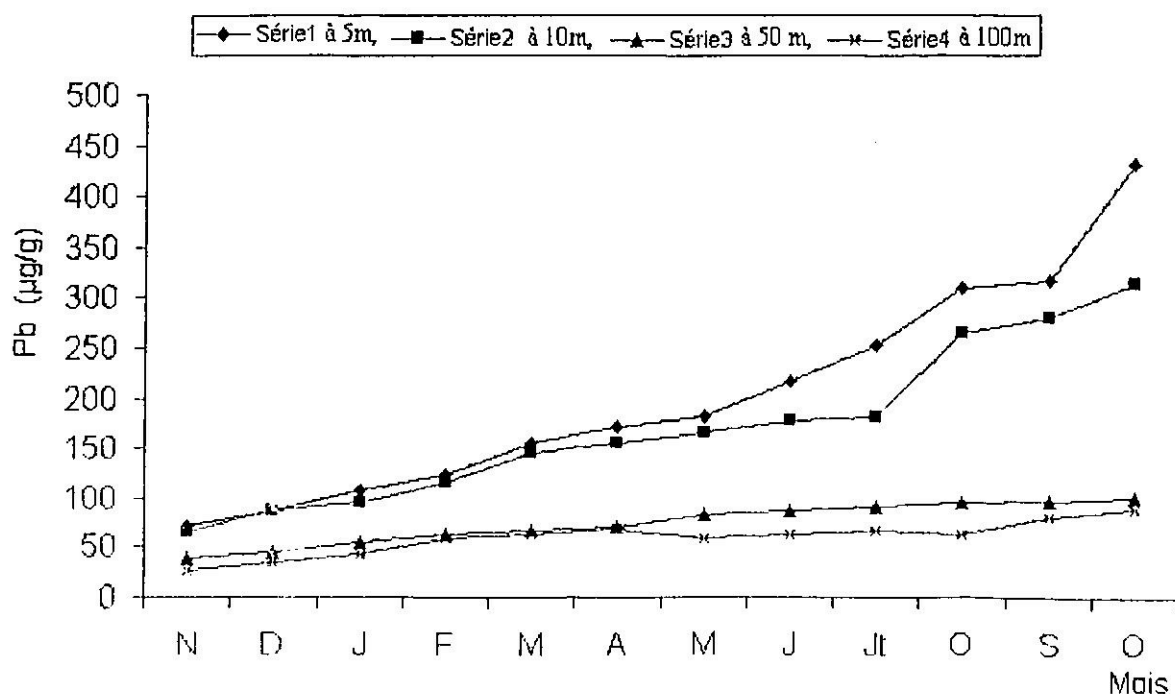
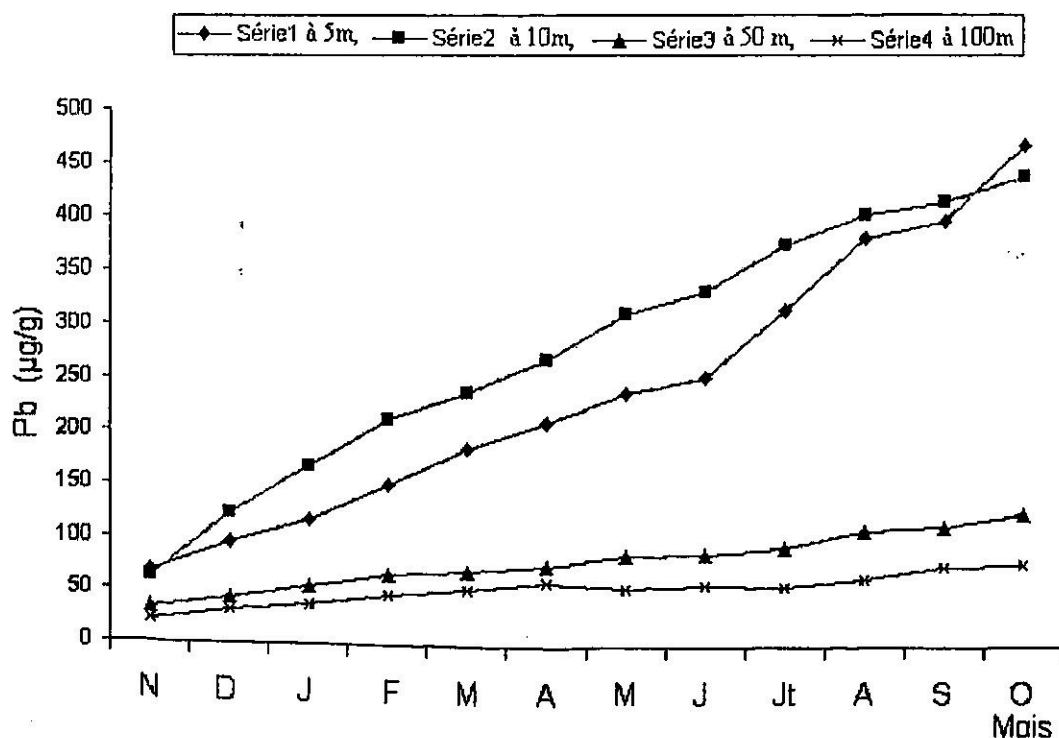


Fig.(28) Accumulation spatio temporelle du plomb par *Ramalina duriaei* transplanté le 01/11/1991 au niveau de l'autoroute de l'Est au jardin du Hamma (Site 33: série1 à 5m, site 34: série 2 à 10m, site 35: série 3 à 50m et site 36 série 4 à 100)



467µg/g après 12 mois, soit 27,5 fois le taux initial. La courbe des teneurs en plomb des transplants lichéniques à 10m de la chaussée (site 34) présente aussi une forme linéaire. On constate qu'il n'y a pas de grande différence d'accumulation du plomb par apport au site précédent. Au premier mois d'exposition, la teneur en plomb est de 63 µg/g et elle atteint 438µg/g au 12^{ème} mois soit 26 fois le taux initial. Les transplants sont exposés à la fois à l'autoroute et à la route secondaire Hassiba Ben Bouali. Par contre, l'accumulation du plomb est nettement plus faible au niveau des sites 35 et 36 situés respectivement à 50 et 100 m de la chaussée. Le rapport d'accumulation temporelle de 12 mois (R12mois) ne dépasse pas 7 à 50m et 4 seulement à 100m de la chaussée. Ceci s'explique par le rôle important des arbres qui jouent un rôle d'écran (brise-pollution) aux polluants particuliers. Ces résultats sont en accord avec les observations de Bernatsky (1969), Vestergaard *et al.* (1986), Bartok, (1988) et Semadi (1989).

Dans les deux cas, nous avons une corrélation hautement significative entre le taux de plomb accumulé par les thalles et l'éloignement à la route. En effet, nous avons ($R^2 = 0,961$) (voir figure 29) pour le *Parmelia scortea* et $R^2 = 0,829$ (voir figure 30) pour le *Ramalina duriaei*.

4-2-Accumulation du plomb chez les transplants lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* au niveau de l'autoroute du Sud

Les résultats de l'accumulation mensuelle du plomb chez *Parmelia scortea* et chez *Ramalina duriaei* au niveau du transect de l'autoroute du Sud sont rapportés dans les tableaux 44 et 45 et les figures 31 et 32.

Tableau (44)-Accumulation du plomb (µg/g) par *Parmelia scortea* transplanté sur les sites 37, 38, 39, 40, et 41, au niveau du transect perpendiculaire à l'autoroute du Sud à Ain Naâdja

Mois	M	J	Jt	A	S	O	N	D	J	F	M	A
Site 37 (bande centrale)	136	145	166	196	332	445	507	586	486	393	-	-
Site 38 à 10 m	80	89	103	117	125	145	152	168	233	267	278	302
Site 39 à 30 m	67	74	78	81	79	113	96	107	131	171	224	258
Site 40 à 50 m	52	57	52	47	78	68	96	101	117	126	135	147
Site 41 à 100 m	53	60	57	61	58	63	56	64	56	67	78	76

Fig. (29) Courbe de régression (corrélation entre l'accumulation du plomb par *Parmelia scorteae* et la distance de la route au niveau du jardin du Hamma)

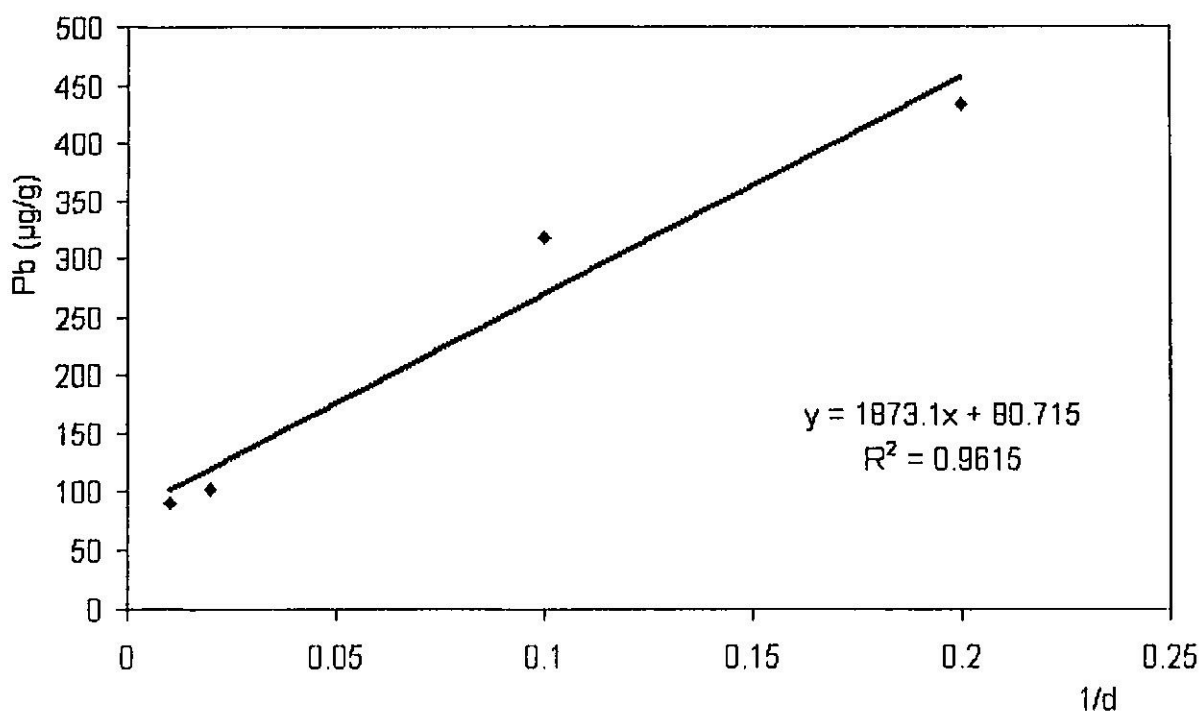


Fig.(30) Courbe de régression (corrélation entre l'accumulation du plomb par *Ramalina duriaei* et la distance de la route au niveau du jardin du Hamma)

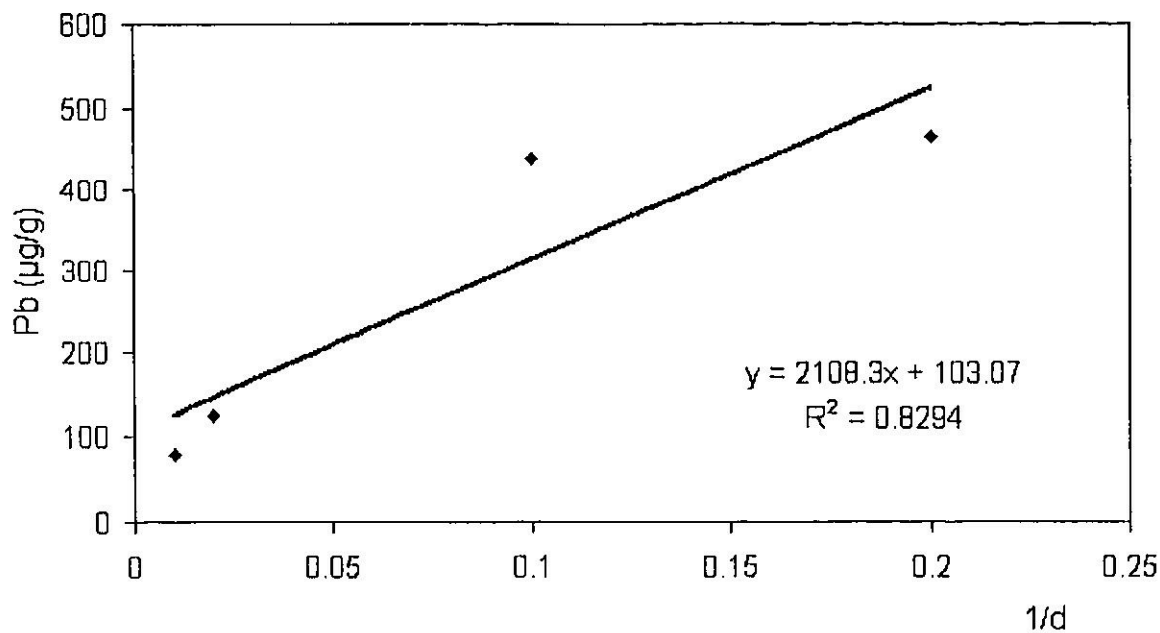


Tableau (45)-Accumulation du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Ramalina duriaei* transplanté sur les sites 37, 38, 39, 40 et 41, au niveau du transect perpendiculaire à l'autoroute du Sud à Ain Naâdja

Mois	M	J	Ji	A	S	O	N	D	J	F	M	A
Site37 (bande centrale)	266	275	326	352	478	509	587	887	725	978	876	1043
Site 38 à 10 m	95	97	109	128	158	194	220	228	253	303	323	376
Site 39 à 30 m	104	83	100	97	96	151	124	178	208	215	182	226
Site 40 à 50 m	75	85	88	93	88	112	119	132	146	148	112	123
Site 41 à 100 m	55	63	56	57	59	64	67	72	82	85	70	72

4-2-1-Accumulation du plomb chez *Parmelia scortea*

D'après la figure 31, l'accumulation du plomb des lichens installés à 5 m de la chaussée, entre les deux voies de circulation augmente progressivement au jusqu'au 4^{ème} mois et s'accélère ensuite pour former un pic au 8^{ème} mois où le taux de plomb accumulé par le lichen atteint 586 $\mu\text{g/g}$ soit 27 fois le taux initial (R8mois = 27). Ensuite le taux de plomb diminue au 9^{ème} et au 10^{ème} mois. Cette diminution peut être interprétée par le dépérissement du lichen qui n'a pas pu résister à l'effet des gaz d'échappement toxiques à proximité immédiat de l'autoroute. L'examen de coupes des thalles au microscope montre une désorganisation des hyphes et une altération des cellules algales. Nous n'avons pas effectué de mesures aux 11^{ème} et 12^{ème} mois car les échantillons étaient complètement nécrosés.

Pour le reste, on constate d'abord que tous les transplants de *Parmelia scortea* placés à 10 m, à 30 m, à 50 m et à 100 m de la chaussée accumulent faiblement le plomb pendant les 2 premiers mois. Ensuite, tous les transplants placés à 10 m, à 30 m, à 50 m et à 100 m accumulent progressivement le plomb en fonction du temps de telle sorte qu'au 12^{ème} mois le taux de plomb atteint 302 $\mu\text{g/g}$ à 10 m (R12mois = 14), 258 $\mu\text{g/g}$ à 30 m (R12mois = 12), 147 $\mu\text{g/g}$ à 50 m (R12mois = 7) et seulement 76 $\mu\text{g/g}$ (R12mois = 3) à 100 m.

4-2-2-Accumulation du plomb chez *Ramalina duriaei*

L'observation de la figure 32, permet de constater que les transplants de *Ramalina duriaei* placés entre les 2 voies de la circulations de l'autoroute du Sud (site 37) ont accumulé dès le premier mois de transplantation une quantité importante de plomb égale à 266 $\mu\text{g/g}$, soit 16 fois celle du témoin. Ce taux de plomb augmente avec le temps de contamination du lichen, mais on observe une diminution du plomb au 9^{ème} et au 11^{ème}

Fig.(31) Accumulation mensuelle du plomb par *Parmelia scorteae* au niveau d'un transect à l'autoroute du Sud à Ain Naâdja [site 37 à 5 m (bande centrale) série 1, site 38 à 10 m: série 2, site 39 à 30 m: série 3, site 40 à 50 m :série 4 et site 41 à 100 m : série 5]

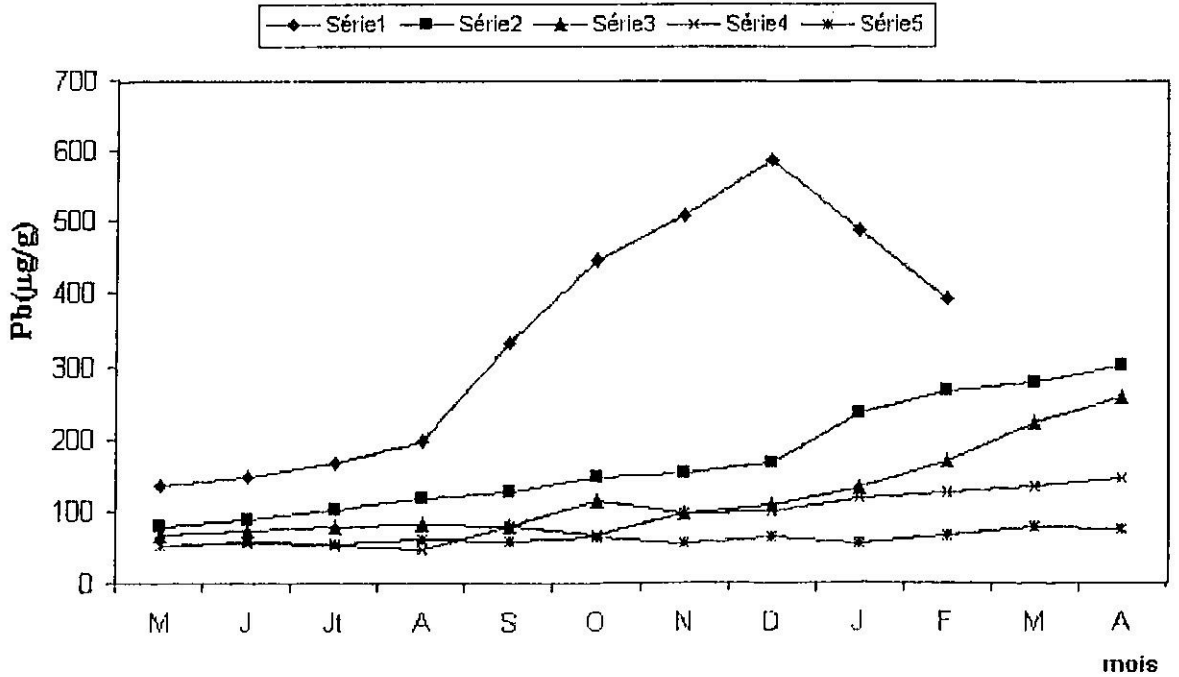
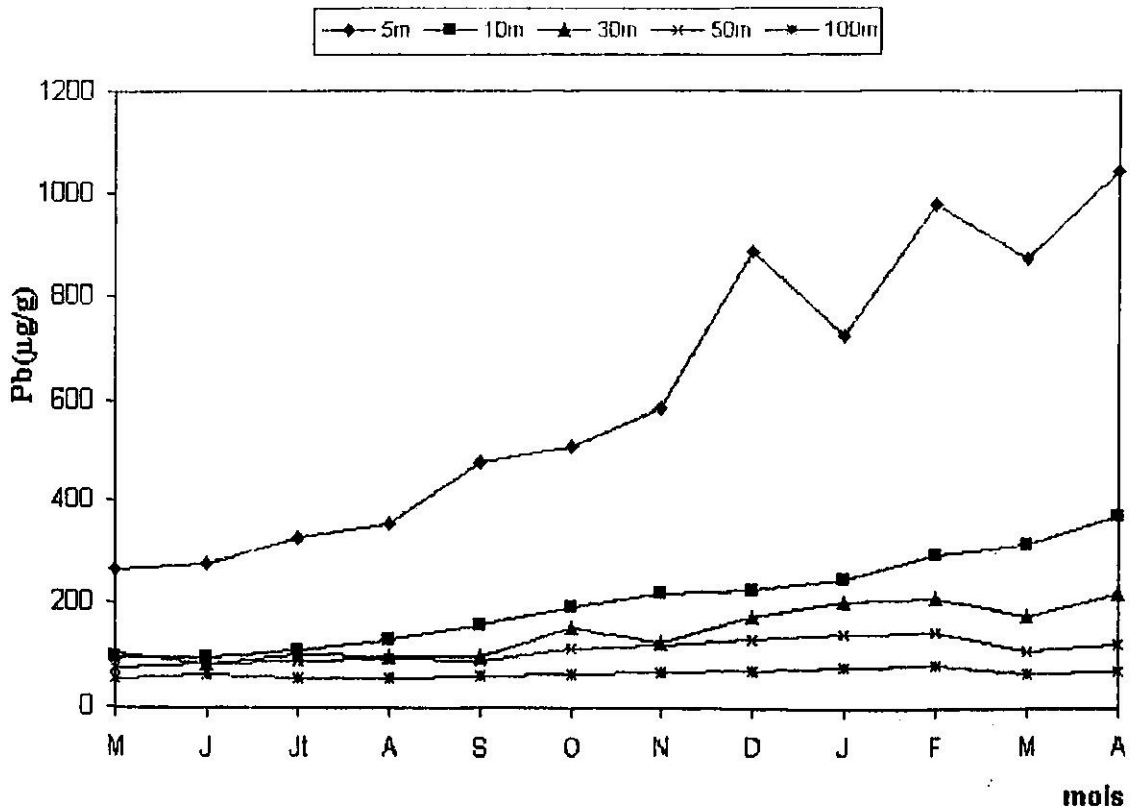


Fig.(32) Accumulation spatio - temporelle du plomb par *Ramalina duriaei* en fonction de la distance de l'autoroute du Sud au niveau de Ain Naâdja [site 37: à 5m (bande centrale) ; site 38 à 10 m; site 39 à 30 m; site 40 à 50 m et site 41 à 100 m]



mois. Cependant la qualité de plomb accumulé par *Ramalina duriaei* atteint son maximum au 12^{ème} mois avec une valeur de 1043µg/g, équivalant à 61,3 fois celle du témoin.

Les transplants de *Ramalina duriaei* placés à 10 m (site 38), à 30 m (site 39), à 50 m (site 40) et à 100 m (site 41) accumulent le plomb en quantité moins importante que ceux placés entre les deux voies de l'autoroute. Ceci est dû probablement à la dépression du terrain au niveau de l'autoroute et à l'existence, à proximité du site 38, d'une rangée d'oliviers ayant un rôle de barrière entravant la dispersion des particules atmosphériques. On constate, en outre, que quelle que soit la durée de la transplantation, l'accumulation du plomb par *Ramalina duriaei* diminue en fonction de l'éloignement de l'autoroute du Sud au niveau du transect de Ain Naâdja. Cette diminution est très forte dans les 10 premiers mètres, puis plus lente ensuite.

L'examen des courbes de régression (figures 33 et 34) montre que $R^2 = 0,927$ pour *Parmelia scortea* et que $R^2 = 0,962$ pour *Ramalina duriaei*. Ici aussi, nous avons donc dans les deux cas une corrélation hautement significative entre le taux de plomb accumulé par les lichens et l'inverse de la distance (1/d) à la chaussée.

4-3-Accumulation du plomb chez les transplants lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* au niveau de la rocade des Annassers

L'accumulation mensuelle du plomb des échantillons lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* transplantés à 65 m, 80 m et 100 m de hauteur, le 01/05/1992, au niveau de la falaise de la rocade des Annassers située à 20 m de la chaussée est présentée dans les tableaux 46 et 47 et les figures 35 et 36.

4-3-1-Accumulation du plomb chez *Parmelia scortea*

D'après la Fig. (35), on peut constater que l'accumulation du plomb par les transplants de *Parmelia scortea* placés à 65 m, 80 m et 100 m d'altitude augmente globalement avec le temps. On peut noter quelques irrégularités des courbes, notamment en ce qui concerne les échantillons installés à 80 m de la route. A la fin de l'exposition, les lichens transplantés à 100 m de hauteur contiennent 115µg/g de plomb, ceux transplantés à 80 m de hauteur contiennent 155µg/g de plomb et ceux transférés à 65 m de haut en contiennent 133 µg/g. Nous notons que les lichens situés à 80m ont accumulé une quantité de plomb égale à 8 fois la teneur initiale.

Etant données la faible quantité de résultats et l'irrégularité de l'accumulation, nous ne pouvons pas envisager d'explication valable, comme l'indique d'ailleurs le

Fig.(33) Courbe de régression relative à l'accumulation du plomb par *Parmelia scorteae* en fonction de la distance de l'autoroute à Ain Naâdja

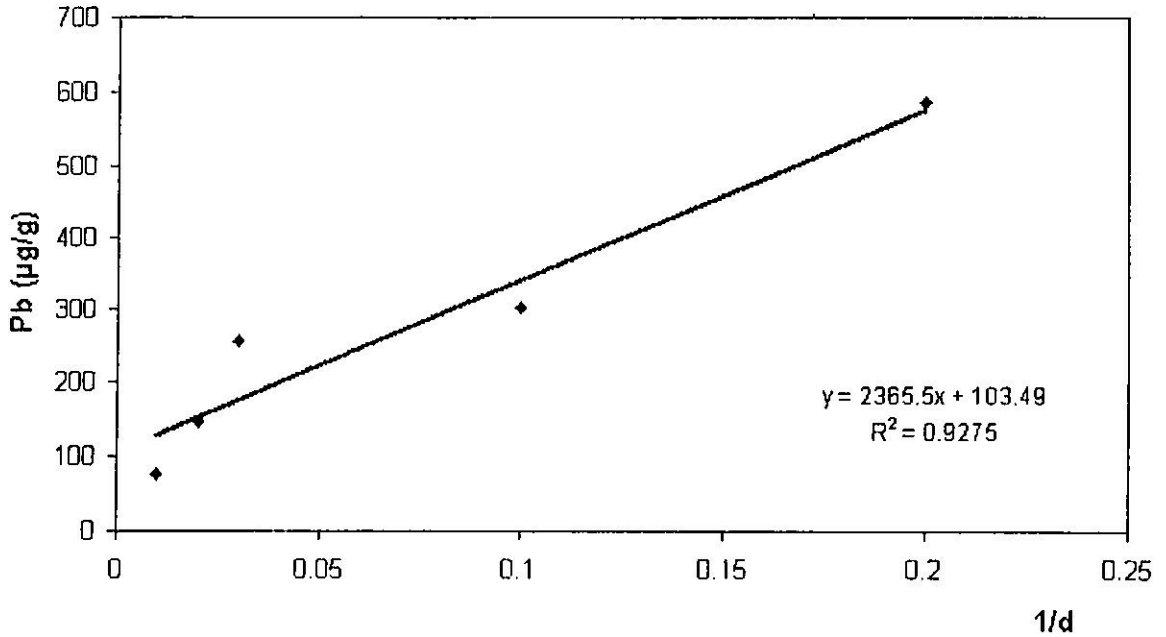
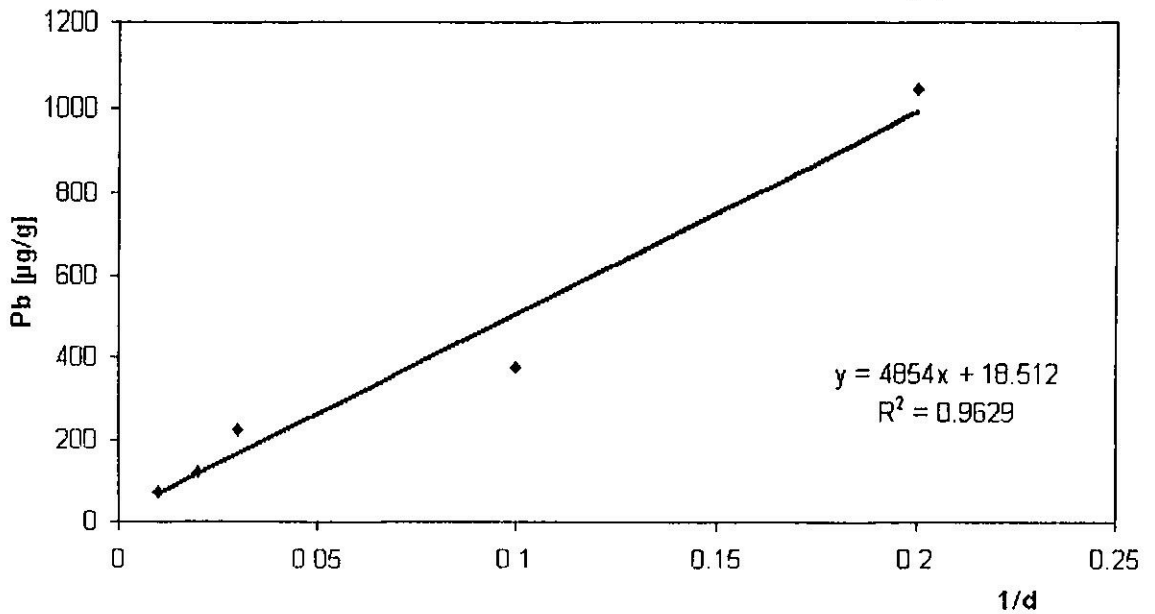


Fig. (34) Courbe de régression (corrélation entre l'accumulation du plomb par *Ramalina duriaei* et la distance de l'autoroute du Sud à Ain Naâdja)



coefficient de régression ($R^2 = 0,118$) particulièrement faible et traduisant une corrélation non significative.

Tableau (46)-Accumulation du plomb par *Parmelia scortea* en fonction de l'altitude au niveau de la falaise de la rocade des Annassers

Sites / Mois	M	J	Jt	A	S	O	N	D	J	F	M	A
43 à 65 m	65	73	68	71	75	81	91	98	102	110	121	133
44 à 80 m	61	57	54	67	78	75	114	79	82	105	144	155
45 à 100 m	63	75	68	64	88	86	88	92	96	99	107	115

Tableau (47)-Accumulation du plomb par *Ramalina duriaei* en fonction de l'altitude au niveau de la falaise de la rocade des Annassers

Sites / Mois	M	J	Jt	A	S	O	N	D	J	F	M	A
42 à 50 m	96	88	138	145	157	180	156	125	136	159	192	224
43 à 65 m	78	63	76	101	86	88	130	158	164	168	183	216
44 à 80 m	67	69	94	108	81	86	97	102	116	149	126	198
45 à 100 m	83	76	84	93	99	103	111	108	125	151	127	199

4-3-2-Accumulation du plomb chez *Ramalina duriaei*

D'après la figure (36) on remarque que l'accumulation du plomb augmente globalement en fonction du temps d'exposition et que les courbes de la teneur en plomb des transplants de *Ramalina duriaei* sont irrégulières quelle que soit l'altitude. A la fin de l'exposition, on a des taux de plomb variant de 199 à 224 $\mu\text{g/g}$, soit une différence de l'ordre de 10%. Comme précédemment, il n'est pas possible de préciser avec certitude, même si le coefficient de régression ($R^2 = 0,605$) est plus élevé, si les différences de l'accumulation sont dues à la hauteur des transplantations.

4-4-Comparaison des résultats avec ceux des autres auteurs

4-4-1-Chez *Parmelia scortea*

En absence de données concernant cette espèce, nous avons comparé nos résultats avec ceux provenant de deux autres espèces voisines comme *Hypogymnia physodes* (autrefois appelée *Parmelia physodes*) et *Parmelia caperata* qui ont fait l'objet de plusieurs travaux en Europe, que ce soit en zone urbaine, près des routes ou en zone industrielle.

Fig. (35) Accumulation spatio - temporelle du plomb par *Parmelia scorteae* en fonction de l'altitude au niveau de la falaise des Annassers [site 43 à 65 m, site 44 à 80 m et site 45 à 100 m]

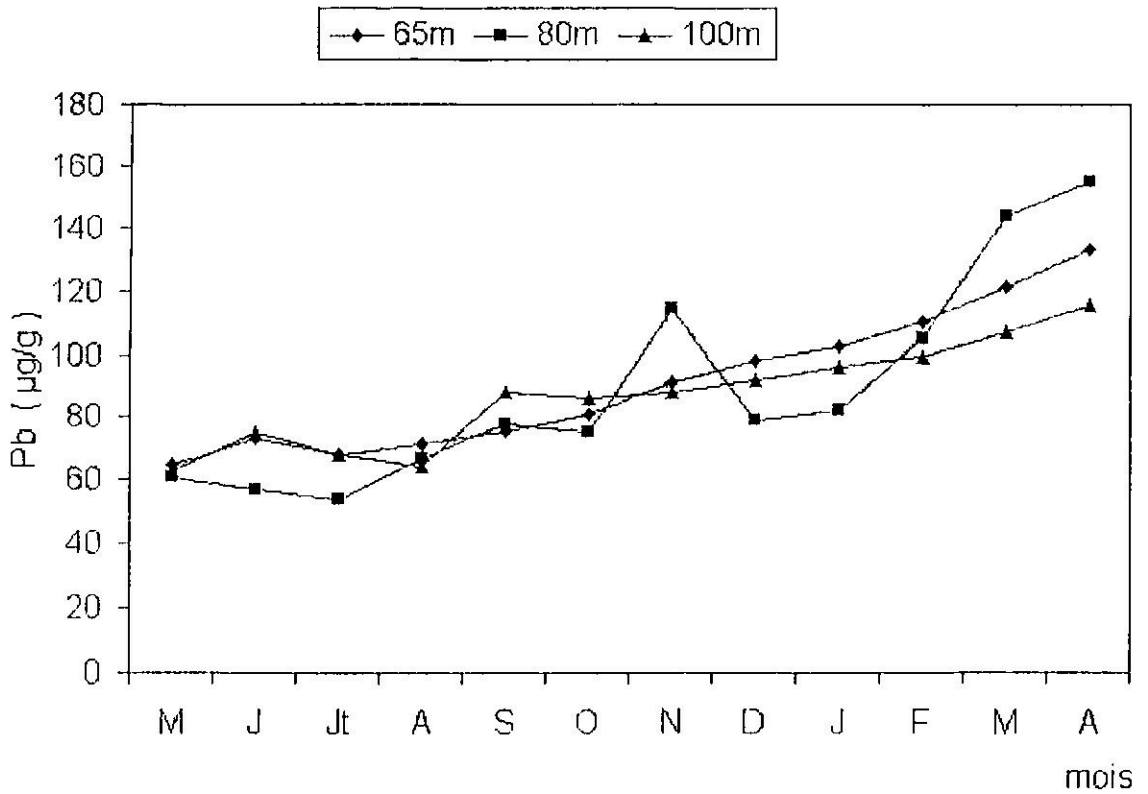
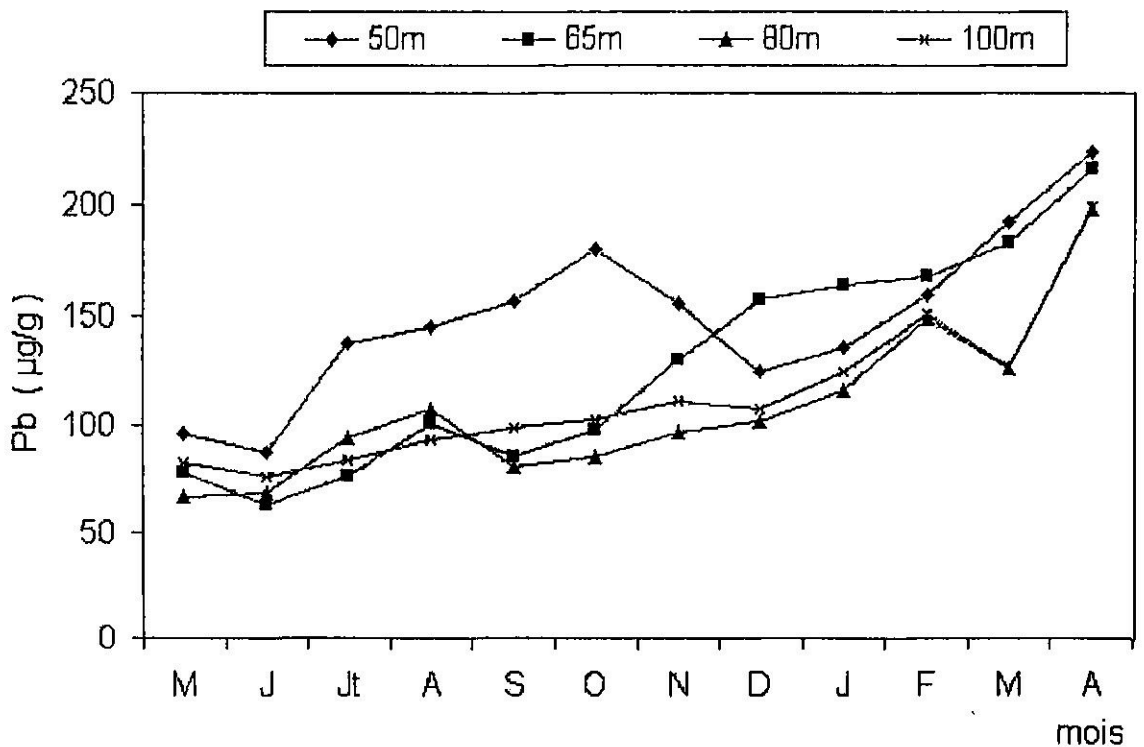


Fig. (36) Accumulation spatio - temporelle du plomb par *Ramalina duriaei* en fonction de l'altitude au niveau de la falaise des Anassers [site 42 à 50 m, site 43 à 65 m, site 44 à 80 m et site 45 à 100 m]



En zone urbaine à Budapest, Farkas *et al.* (1985) qui ont transplanté cette première espèce au niveau de 50 sites pendant trois mois ont trouvé que la teneur en plomb des thalles varie entre 59 et 325 $\mu\text{g/g}$, qui se situe dans la gamme des valeurs trouvées à Alger pour *Parmelia scortea*. Toutefois le maximum de plomb enregistré par les transplants de *Parmelia scortea* pour la même période est de l'ordre de 166 $\mu\text{g/g}$, au niveau de l'autoroute du Sud.

En France, Déruelle (1983a) qui a transplanté *Hypogymnia physodes* pendant 12 mois à 5 m de l'autoroute A6, trouve une valeur de 296 $\mu\text{g/g}$, de plomb, valeur qui est proche de la teneur en plomb des thalles de *Parmelia scortea* placés à 10 m de la chaussée au niveau de l'autoroute de l'Est (317 $\mu\text{g/g}$) et qui se rapproche de celle trouvée au niveau de l'autoroute du Sud (302 $\mu\text{g/g}$) à 10 m de la chaussée après 12 mois de transplantation. En ce qui concerne la transplantation de *Parmelia caperata*, Déruelle (1983a) a détecté 389 $\mu\text{g/g}$ de plomb, toujours après 12 mois de transplantation et à 8 m de la même autoroute. Nos résultats enregistrés en Algérie (433 $\mu\text{g/g}$ au niveau de l'autoroute de l'Est et 333 $\mu\text{g/g}$ au niveau de l'autoroute du Sud) sont du même ordre de grandeur. Signalons pour terminer que le *Parmelia caperata* transplanté en France (Déruelle, 1983a) avait accumulé 896 $\mu\text{g/g}$ de plomb après 22,6 mois de transplantation tandis que les thalles se développant naturellement au même endroit contenaient 1010 $\mu\text{g/g}$ de plomb. Ces valeurs donnent une idée de la fiabilité de nos résultats qui pour une période de transplantation de 12 mois sont semblables à ceux obtenus en France. On pourra donc retenir que l'accumulation du plomb par les lichens foliacés traduit de façon convenable la proximité et l'importance d'une voie de circulation.

4-4-2-Chez *Ramalina duriaei*

Plusieurs travaux réalisés en Israël ont montré que les transplants de *Ramalina duriaei* accumulent des quantités variables de plomb. Ainsi Garty et Fuchs (1982) qui ont transplanté cette espèce dans différents sites en Israël pendant 8 mois, trouvent des taux de plomb qui compris 12 et 246 $\mu\text{g/g}$, avec le maximum à des intersections de routes de Tel-Aviv. Cette valeur est très proche de celle obtenue à proximité de l'autoroute de l'Est au niveau du jardin du Hamma (252 $\mu\text{g/g}$ à 5 m de la chaussée). Elle est aussi comparable à celle trouvée à 10 m de l'autoroute du Sud (228 $\mu\text{g/g}$) au niveau du site 38, pour la même période d'exposition.

Par ailleurs, la gamme de la teneur en plomb des transplants de *Ramalina duriaei* exposés pendant 12 mois varie de 9 à 168 $\mu\text{g/g}$ en Israël (Galun *et al.*, 1984). Ces valeurs

se situent parmi celles des sites sub-urbains ou urbains à pollution modérée de la région d'Alger. Cependant, les valeurs minimales de la teneur en plomb de cette espèce, de l'ordre de 9 à 12 $\mu\text{g/g}$ en Israël sont nettement inférieures à celles trouvées à Mazafran (17 $\mu\text{g/g}$) au niveau de la région de provenance des transplants.

En outre, d'autres travaux de Garty *et al.* (1985), Garty et Hagemeyer (1987) et Garty (1988) indiquent que le *Ramalina duriaei* accumule des taux de plomb très variables qui atteignent au maximum 30,6 fois la valeur normale, aux intersections des routes de Tel-Aviv après 12 mois d'exposition à la pollution. Pour la même période d'exposition à la pollution automobile dans la région d'Alger, le *Ramalina duriaei* a accumulé des taux de plomb allant de 2,8 à 61,3 fois la teneur initiale au niveau des autoroutes.

Enfin les travaux de Semadi (1989) et Déruelle et Semadi (1993), dans la région de Annaba (Algérie) montrent que les transplants de *Ramalina duriaei*, installés sur trois transects près des routes à grande circulation, accumulent du plomb en fonction du temps, de l'éloignement de la route et de l'intensité du trafic routier. D'après ces auteurs, les teneurs en plomb de *Ramalina duriaei*, après 2 mois d'exposition à la pollution, à 5 m de la chaussée varient de 105 à 122 $\mu\text{g/g}$. Ces valeurs sont proches de celles trouvées à Alger, dans des conditions semblables, au niveau du site 33 (95 $\mu\text{g/g}$) situé près du jardin du Hamma pour la même distance et la même période d'exposition à la pollution automobile. Nous avons à Alger pour le site 37, situé entre les 2 voies de circulation de l'autoroute du Sud, une valeur supérieure avec 275 $\mu\text{g/g}$ de plomb, probablement à cause de l'importance du trafic routier à Alger. En outre, les teneurs en plomb de *Ramalina duriaei* situé à 50 m de la chaussée à Annaba (50 et 40 $\mu\text{g/g}$) sont proches de celle trouvée au niveau du site 35 à l'autoroute de l'Est d'Alger (42 $\mu\text{g/g}$), et inférieures à celle trouvée au niveau du site 39 (83 $\mu\text{g/g}$), toujours pour la même distance et la même période d'exposition. Cela souligne encore une fois l'importance du trafic routier à Alger par rapport à celui de Annaba. Enfin, d'une manière générale, tous les transplants de Semadi (1989) situés à 100 m de la route ont des teneurs en plomb (11 $\mu\text{g/g}$) largement inférieures à celles des transplants (31 $\mu\text{g/g}$ à 63 $\mu\text{g/g}$) d'Alger.

En conclusion, nous pouvons noter que la contamination par le plomb, au cours du temps, des transplants lichéniques de *Parmelia scortea* et de *Ramalina duriaei* est très importante le long des transects réalisés près de l'autoroute de l'Est au Jardin du Hamma et près de l'autoroute du Sud à Ain Naâdja. Chez ces deux espèces lichéniques, l'accumulation du plomb est très élevée à proximité de la chaussée (5 et 10 m). Au-delà de ces distances le taux de plomb baisse sensiblement, comme partout ailleurs.

CHAPITRE 5 : ACCUMULATION DU PLOMB PAR LES LICHENS

IN SITU

Le *Ramalina duriaei* est parfois présent sur les sites (9 sites) de transplantation de nos échantillons et le *Xanthoria parietina* est lui toujours présent sur tous les sites (32 sites). Nous en avons alors profité pour effectuer des dosages du plomb contenu dans ces échantillons se développant naturellement aux mêmes endroits que les transplants.

1-Chez *Ramalina duriaei*

1-1-Présentation des résultats

Les prélèvements d'échantillons de *Ramalina duriaei* dans leur milieu naturel au niveau de certains points de la région d'Alger, nous permettent d'une part, de déterminer le niveau de contamination en plomb de cette espèce, soumise à la pollution urbaine, et d'autre part de comparer les résultats d'analyses avec les transplants de cette espèce au niveau du même site. Les résultats d'analyse du plomb des échantillons de *Ramalina duriaei in situ* prélevés le 17 et 18/01/1993 au niveau de neuf sites dans la région d'Alger sont consignés dans le tableau (48).

1-2-Comparaison avec les transplants

D'après les résultats obtenus on peut constater, que les échantillons de *Ramalina duriaei* prélevés *in situ* en milieu urbain et suburbain au niveau des sites 6, 8, 9 et 15 de la région d'Alger ont accumulé des quantités de plomb supérieures à celles des transplants de la même espèce au niveau du même site. Le taux de plomb augmente généralement chez les échantillons prélevés à proximité de la route tel que le site 4 (Bainem) où l'on note 287µg/g à 5m, le site 15 (Voirol) où l'on observe 182µg/g à 10m, le site 9 (Parc zoologique) qui enregistre 112µg/g à 20m et enfin les sites 11 (Beau fraisier) et 18 (Bouzaréa fraisier) où l'on note respectivement 82µg/g et 78µg/g de plomb à 30 m de la chaussée. Par contre sur les sites situés entre 80 et 100 m de la chaussée, le taux de plomb enregistré se rapproche de celui mesuré par les transplants de la même espèce après 12 mois de transplantation. C'est le cas des sites 4, 8, 12 et 14. Par contre les prélèvements de *Ramalina duriaei* effectués à plus de 500 m de la route contiennent peu de plomb. Ainsi les teneurs en plomb des échantillons en milieu de la forêt de Bainem ne dépassent pas 35µg/g, et ceux du maquis de Beau Fraisier 32µg/g, tandis que ceux du sommet de Bouzaréa en contiennent 30µg/g seulement.

Tableau (48) Accumulation du plomb par *Ramalina duriaei in situ* au niveau de neuf sites de la région d'Alger en comparaison avec les teneurs en plomb des transplants de la même espèce après 12 mois de transplantation.

Maille	N° du site	Nom du site	Pb ($\mu\text{g/g}$) après 12 mois	Pb ($\mu\text{g/g}$) in situ	Observations
a 5	4	Bainem (centre de la forêt)	49	35	287 $\mu\text{g/g}$ à 5 m
b 2	6	Ben Aknoun (cité Univ.)	75	90	à 25 m
b 4	8	Sidi Lakhdar (forêt)	54	66	à 100 m
c 1	9	Parc zoologique	85	112	à 20 m
c 3	11	Beau Fraisier (maquis)	66	32	82 $\mu\text{g/g}$ à 30 m
c 3	12	Bouzaréa (École Normale)	69	67	à 80 m
d 2	14	Clinique des Orangers	98	96	à 40 m
d 2	15	Voirol (Hydra)	69	182	à 10 m
c 4	18	Bouzaréa (Anc. Fort)	58	30	78 $\mu\text{g/g}$ à 30 m

Ces valeurs élevées du taux du plomb des lichens *in situ* ont été observées aussi par Déruelle (1983a) chez plusieurs espèces près de l'autoroute A6 en forêt de Fontainebleau. Cela s'explique par le fait que les lichens *in situ* sont normalement soumis à la pollution plombique pendant plusieurs années alors que les transplants n'ont été contaminés dans le cas présent que pendant 12 mois.

En conclusion, nous pouvons confirmer ici que l'accumulation du plomb par les lichens indigènes, dépend essentiellement, comme pour les lichens transplantés de l'éloignement de la route donc de l'intensité du trafic automobile.

2-Chez *Xanthoria parietina*

L'accumulation du plomb chez *Xanthoria parietina* a été recherchée sur des échantillons *in situ* naturellement développés sur les troncs des oliviers au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger et à proximité du jardin du Hamma (5m, 10m, 30m, 50m et 100m). Les résultats des analyses de plomb des échantillons prélevés le 15 16 et 17 août 1992 et le 15, 16 et 17 janvier 1993 sont consignés dans les tableaux 49 et 50.

Tableau (49) Accumulation du plomb chez *Xanthoria parietina* en hiver et en été au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger

N° des Sites	Maille	Sites	Pb µg/g M.S hiver	Pb µg/g M.S été	µg/g M.S moyenne
1	a1	El Achour	100	95	97,5
2	a2	Dely Brahim	178	239	208,5
3	a3	Beni Messous	109	135	122,0
4	a5	Bainem (INRF)	56	84	70,0
5	b1	Haouch Chaouch	105	142	123,5
6	b2	Ben Aknoun	103	72	87,5
7	b3	Fougeroux	136	135	135,5
8	b4	Sidi Lakhdar	86	88	87,0
9	c1	Parc zoologique	133	84	108,5
10	c2	Cité Malki	171	115	143,0
11	c3	Beau Fraisier	57	42	49,5
12	c3	Bouzaréa (E.N.)	51	61	56,0
13	d1	Birmandrais	271	242	256,5
14	d2	Clinique des orangers	98	157	127,5
15	d2	Voirol	124	93	108,5
16	d2	Palais du peuple	507	146	326,5
17	d3	Fontaine fraîche	269	157	213,0
18	c4	Bouzaréa (Anc. fort)	102	89	95,5
19	e1	Vieux Kouba	331	153	242,0
20	e1	Palais de la culture	306	193	249,5
21	f2	Jardin du Hamma	883	829	856,0
22	d3	Université d'Alger	127	188	157,5
23	f2	Kouba (Fort)	406	360	383,0
24	f2	El Anasser	600	783	691,5
25	g1	Hôpital Parnet	194	171	182,5
26	g2	Carroubier	531	262	396,5
27	h1	Mohammadia	495	182	338,5
28	i1	Belford (I.N.A)	488	384	436,0
29	j1	Hotel Ziri	482	293	387,5
30	j2	Foire	190	157	173,5
31	j2	Bordj El Kiffan	606	534	570,0
32	j1	Bab Ezzouar	234	139	186,5

Tab (50) Teneurs en plomb ($\mu\text{g/g}$) de *Xanthoria parietina* en fonction de la distance à l'autoroute de l'Est à proximité du jardin du Hamma.

Sites	Distance	Plomb ($\mu\text{g/g}$)
33	5 m	883
34	10 m	791
35	30 m	408
36 a	50 m	218
36 b	100 m	142

2-1-Accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* au niveau des mailles

D'après le tableau (49), on peut constater que le *Xanthoria parietina* contient des quantités très différentes de plomb dans la région urbaine d'Alger, selon la situation géographique du site. Au niveau des sites situés près des autoroutes comme le site 21 par exemple, on a relevé $856\mu\text{g/g}$ de plomb, soit 53 fois la valeur normale ($16\mu\text{g/g}$). Les teneurs élevées en plomb ont été aussi observées près des routes à grande circulation. C'est le cas du site 24 où l'on a enregistré $691\mu\text{g/g}$ et des sites situés à proximité de la chaussée (site 31 avec $570\mu\text{g/g}$ de plomb) et enfin aux intersections des routes tel que le site 16 où l'on a noté $326\mu\text{g/g}$ de plomb. Par contre, on remarque qu'au niveau de certains sites situés sur les hauteurs ou en banlieue comme les sites 4, 11 et 12, la quantité de plomb accumulé par le lichen est relativement faible avec respectivement une valeur de $70\mu\text{g/g}$, $49\mu\text{g/g}$ et $56\mu\text{g/g}$ de plomb.

La comparaison de l'accumulation du plomb chez *Ramalina duriaei in situ* et *Xanthoria parietina in situ*, au niveau des mêmes sites de prélèvement montre des résultats variables selon les sites. Ainsi pour les sites 6 et 9 les teneurs en plomb des deux espèces sont pratiquement identiques $90\mu\text{g/g}$ pour *Ramalina duriaei* et $87,5\mu\text{g/g}$ pour *Xanthoria parietina* au site 6 puis $112\mu\text{g/g}$ pour *Ramalina duriaei* et $108,5\mu\text{g/g}$ pour *Xanthoria parietina* au site 9. Pour les sites 8, 14 et 18 la teneur en plomb est plus faible avec respectivement 66 et $87\mu\text{g/g}$ au site 8, $96\mu\text{g/g}$ et $127,5\mu\text{g/g}$ au site 14 et enfin $78\mu\text{g/g}$ et $95,5\mu\text{g/g}$ sur le site 18. Pour les trois derniers sites (4, 11 et 12) il y a une plus forte teneur pour le *Ramalina duriaei* que pour le *Xanthoria parietina* à savoir respectivement $287\mu\text{g/g}$ et $70\mu\text{g/g}$ au site 4, 82 et $49,5\mu\text{g/g}$ au site 11, 67 et $56\mu\text{g/g}$ au site 12.

On peut partiellement expliquer ces variations parce que le *Ramalina duriaei* est une espèce fruticuleuse qui semble accumuler plus de plomb que *Xanthoria parietina*, espèce foliacée donc moins exposée à l'atmosphère ambiante que le *Ramalina*. Cela est surtout valable lorsque les échantillons de *Ramalina duriaei* sont prélevés à proximité de la route.

L'utilisation de *Xanthoria parietina in situ* comme espèce indicatrice de la pollution par le plomb a déjà été proposée par plusieurs auteurs comme Bargagli *et al.* (1985), Bargagli (1989), Zanini *et al.* (1992) et Bartok (1992).

Toutes les teneurs en plomb de *Xanthoria parietina* mesurées par ces différents auteurs se situent dans la gamme du taux de plomb moyen estimé dans la région d'Alger qui varie de 49 à 856µg/g, avec une teneur maximale de 883µg/g enregistrée à proximité du jardin du Hamma à 5m de l'autoroute. Cependant cette valeur demeure inférieure à celle signalée par Déruelle et Guilloux (1994) près d'une usine de production de plomb tétraethyle où *Xanthoria parietina* a accumulé 2170µg/g. La teneur en plomb chez *Xanthoria parietina*, prélevé au niveau de différents sites témoins (éloignés de toute source de pollution) est de 15µg/g à Zemouri (40km à l'Est d'Alger), alors que qu'au niveau de la forêt de Mazafran (35km à l'Ouest d'Alger), on note de 14 à 18µg/g. Compte tenu des valeurs enregistrées au niveau de ces 2 sites (proches de la région d'Alger), nous avons retenu une valeur moyenne de 16µg/g, que nous considérons comme teneur normale. Cette dernière est supérieure à la teneur du plomb accumulé par *Xanthoria parietina* en Roumanie qui est de 6,85µg/g (Bartok *et al.*, 1992), mais se rapproche des valeurs signalées en Italie par Casparo *et al.* (1989) avec 8 à 15µg/g). Néanmoins elle demeure inférieure à celle de Déruelle et Guilloux (1994) qui notent 30µg/g, en France.

Enfin, le rapport d'accumulation des thalles lichéniques, rapport défini par Déruelle (1983a) atteint au maximum une valeur de 55µg/g à Alger, valeur largement supérieure à celle trouvée par les auteurs signalés précédemment. Cependant, ce rapport demeure inférieur à celui signalé par Déruelle et Guilloux (1994) à Paimbœuf, en France et qui atteint 72µg/g dans une région où les thalles sont soumis à une très forte pollution plombique.

2-2-Accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* en fonction de la distance de la route au niveau du Jardin du Hamma

Le tableau (50) montre que la teneur en plomb de *Xanthoria parietina* augmente à proximité de la route. A 5 m de la chaussée, le lichen a accumulé une quantité considérable de plomb mesurée à 883µg/g, soit 55 fois la teneur normale. Le taux de plomb baisse lentement jusqu'à 10 m (791µg/g), puis plus rapidement par la suite. A 30 m de la route la teneur en plomb n'est que de 408µg/g soit 46% de la valeur maximale (5 m de la chaussée). Le déclin de la courbe (Fig.37a) se poursuit à 50 m et 100 m, et la quantité de plomb accumulé par le lichen à ces distances est 218µg/g et 142µg/g respectivement.

La droite de régression (figure 37b) nous montre qu'il y a une corrélation entre la teneur en plomb et l'inverse de la distance 1/d à la route avec une exactitude supérieure à 75% (Coefficient de détermination : $R^2 = 0,756$). On confirme donc les résultats obtenus par ailleurs.

2-3-Variation de l'accumulation du plomb chez *Xanthoria parietina* au cours du temps

L'accumulation du plomb au cours du temps est un phénomène maintenant bien connu surtout depuis que l'exsorption du plomb a été mise en évidence suite au lessivage des thalles (Déruelle,1983a) et suite à la diminution de la quantité de plomb ajoutée au carburant (Déruelle,1996). En effet, s'il existe une corrélation étroite entre l'accumulation du plomb par les lichens et les retombées atmosphériques, cet auteur a montré que les lichens répercutent très fidèlement la dépollution plombique d'origine automobile. Une relation quantitative entre l'exsorption du plomb et la diminution de la pollution atmosphérique a même pu être établie de part et d'autre de l'autoroute A6 en forêt de Fontainebleau en France.

En ce qui concerne notre étude, l'application du test « t » de Student pour échantillons indépendants sur deux périodes (hiver et été) pour 32 sites étudiés révèlent que $t_{\text{observé}} = 1,74$ chiffre supérieur à $t_{\text{théorique}} (t_{0,95})$, d'où l'existence d'une différence significative de la bioaccumulation plombique entre les deux périodes (tableau 51)

Tableau (51)-Comparaison des deux moyennes de l'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* (hiver et été) par le test (t) de Student

	N	X	S
C1	32	266	207,8
C2	32	212	187,2

C1 = période hivernale X = Moyenne

C2 = période estivale S = écart type

N = effectif

$t_{\text{obs.}} = 1,74$ est supérieur à $t_{\text{théorique}} (t_{0,95})$, d'où il existe une différence significative entre les deux moyennes

Fig. (37 a) Accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* en fonction de la distance de la route au jardin d'essai du Hamma

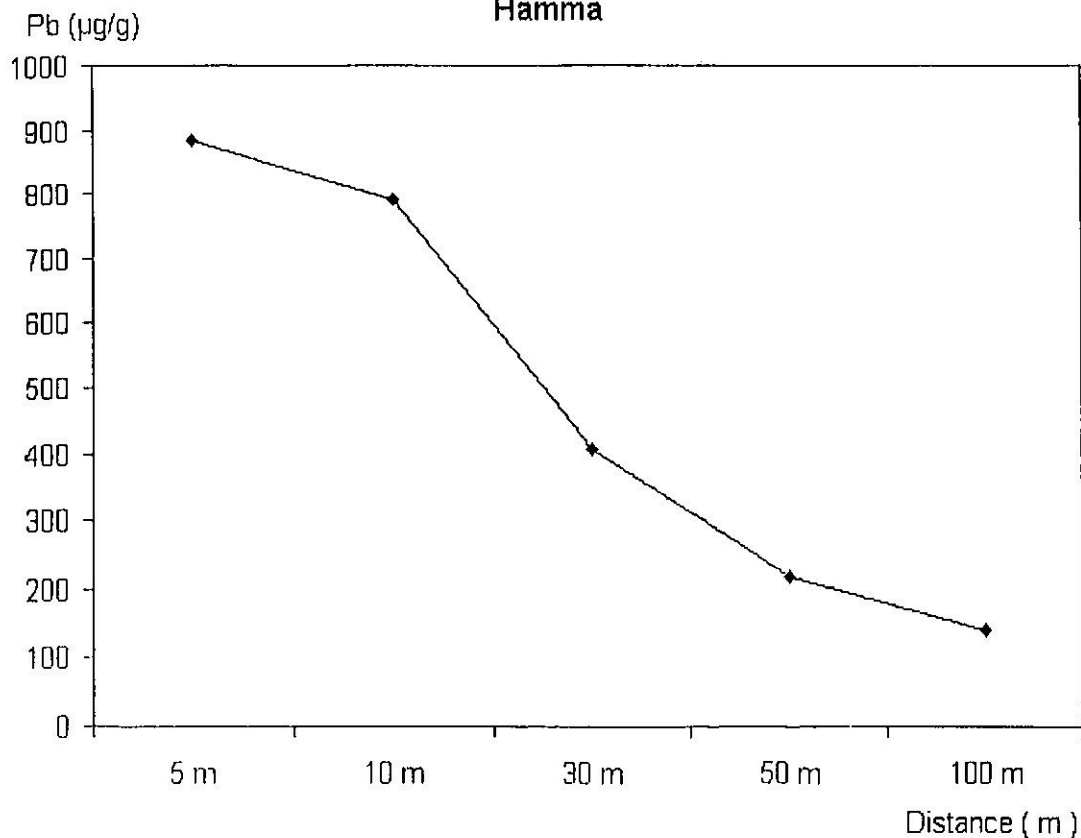
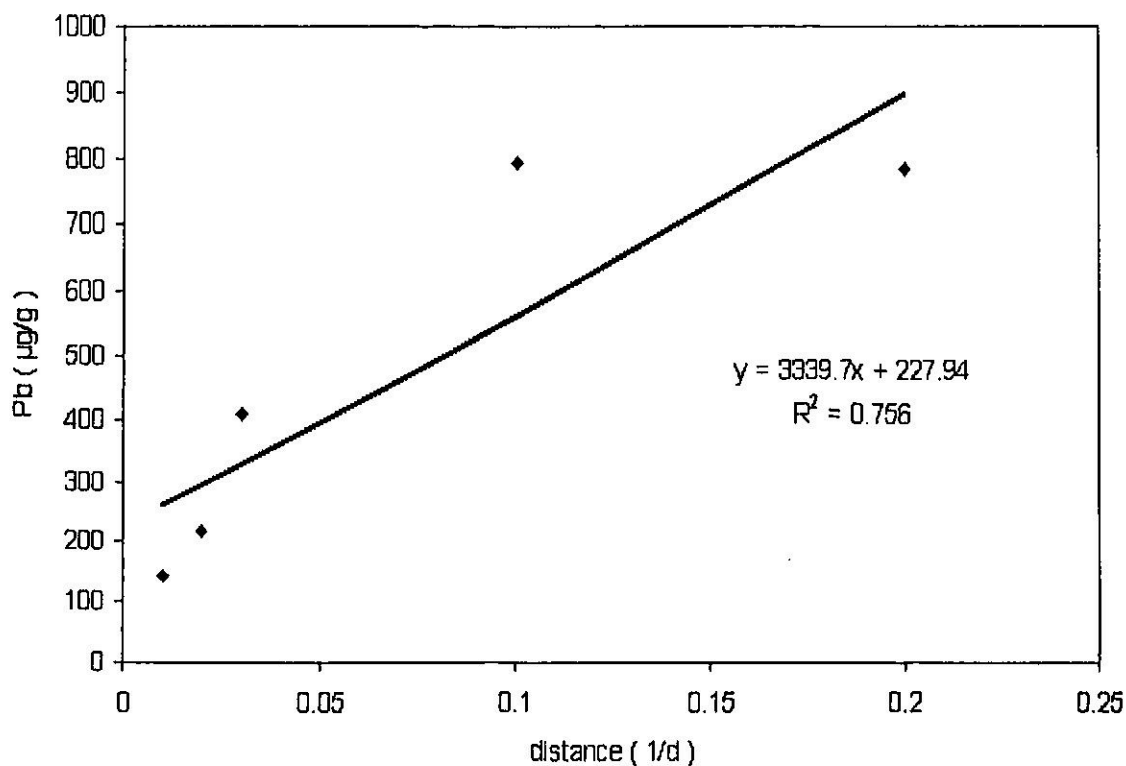


Fig.(37b) Droite de régression relative à l'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* en fonction de la distance par rapport à l'autoroute de l'Est au niveau du jardin du Hamma



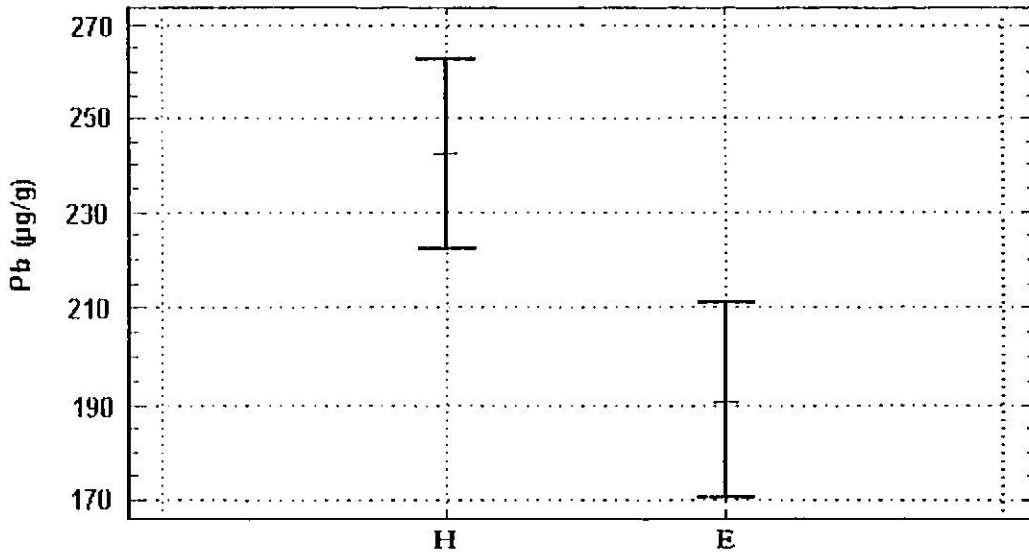
Le *Xanthoria parietina* accumule plus de plomb en hiver qu'en été dans plus de 70% des sites étudiés. Plusieurs facteurs peuvent influencer les variations temporelles de l'accumulation du plomb chez les lichens. En plus des variations de l'intensité de la pollution qui peut être considérée comme un facteur déterminant, Déruelle (1984) distingue deux autres facteurs importants : les facteurs internes et les facteurs externes. Parmi les facteurs internes, cet auteur cite le phénomène d'exsorption du plomb qu'il a mis en évidence auparavant (Déruelle, 1983a) et les variations du taux de plomb selon l'âge des thalles lichéniques, signalées au début par Lawrey et Hale (1979). Ces variations ont été observées à nouveau par Déruelle (1983a) et confirmées ensuite par plusieurs autres auteurs chez différentes espèces lichéniques (Hale et Lawrey, 1985; Schwartzman *et al.*, 1987; Bargagli *et al.*, 1987b puis Déruelle et Guilloux, 1994). Les facteurs externes sont liés aux variations de la dispersion du plomb dans l'atmosphère, et peuvent influencer localement l'accumulation du plomb par les lichens. C'est le cas notamment des facteurs climatiques, microclimatiques et topographiques. Parmi les facteurs climatiques on peut noter les précipitations et le vent. D'après Déruelle (1983a), la pluviosité importante peut produire un véritable lessivage de l'atmosphère avec entraînement des polluants qui contaminent les thalles. Ce phénomène explique en partie les teneurs en plomb plus élevées chez *Xanthoria parietina* pendant la période hivernale. D'autres travaux ont démontré que les échantillons lichéniques prélevés face au vent contiennent des taux plus élevés de plomb que ceux du côté inverse des vents dominants (Campbell, 1976; Folkson, 1978; Goyal et Seaward, 1981a; Déruelle, 1983a; Bartok, 1988; Bargagli, 1989 et enfin Semadi et Déruelle, 1993). Au niveau de la région d'Alger, les vents dominants du Nord et du Nord-Est d'été pourraient également influencer l'accumulation du plomb par les thalles au niveau de certains sites comme Dély Brahim, Haouch chaouch, Clinique des Orangers et El Annasser (sites 2, 5, 14 et 24 respectivement).

Les variations de la topographie locale affectent également le taux de plomb dans l'environnement, et il s'avère que les concentrations des particules atmosphériques sont plus élevées au niveau des dépressions qu'au niveau des pentes et des collines. Ce facteur topographique explique aussi les accumulations élevées de plomb chez *Xanthoria parietina* dans la partie Est et Nord-Est de la zone étudiée située à proximité de la mer au niveau des sites de Bordj El Kiffan, Hôtel Ziri, Mohammadia, Caroubier, El Annasser, Jardin du Hamma et Palais du peuple (sites: 31, 29, 27, 26, 24, 21 et 16). Il en est de même pour les faibles accumulations du plomb notées sur les hauteurs de Bouzaréa comme à Sidi Lakhdar, Beau fraisier, Bouzaréa et Bouzaréa fraisier (sites 8, 11, 12 et 18).

Nos observations sont en accord avec celles des autres auteurs (Hesketh, 1972 ; Strom, 1976 et Bartok, 1988).

La figure (38) montre l'intervalle des 2 moyennes d'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina in situ* où l'on peut constater la différence de l'accumulation du plomb par le lichen en hiver par rapport à celui de l'été.

Fig.(38) Représentation graphique de l'accumulation saisonnière du plomb par *Xanthoria parietina* (H : hiver, E : été)



En conclusion de ce chapitre, nous pouvons retenir qu'il y a une différence significative de la teneur en plomb des *Ramalina duriaei* et des *Xanthoria parietina in situ* au niveau des différents sites de la région d'Alger. Il y a aussi une différence significative du plomb accumulé par le lichen *Xanthoria parietina* en hiver et en été. Enfin nous retrouvons à proximité du jardin du Hamma une relation inverse entre la teneur en plomb chez ce lichen et l'éloignement de la route.

CHAPITRE 6 : ACCUMULATION DU PLOMB PAR LES ECORCES D'OLIVIER

1-Mesure de l'accumulation du plomb par les écorces d'olivier

Les écorces des arbres des zones urbaines ou situés près des sites industriels sont exposées à la pollution pendant de longues années. La surface rugueuse de l'écorce permet aux particules de plomb (et des autres métaux lourds) d'adhérer fortement et d'être retenues efficacement. L'analyse quantitative du plomb qui s'y dépose peut alors donner

une estimation de la teneur du plomb atmosphérique. Parmi les travaux réalisés précédemment, on peut citer ceux de Laaksovirta *et al.* (1976), Rasmussen et Johnsen (1976) Andersen *et al.* (1978), Pakarinen *et al.* (1978) et Hartel (1982).

1-1-Prélèvement des écorces

Le prélèvement des écorces sur les troncs d'olivier s'effectue de la même façon que celui réalisé pour l'étude du pH (Grodinska, 1971; Lötchert et Köhm, 1973, Johnsen et Sochting, 1973, Hartel *et al.*, 1980 et Nimis, 1985). Les échantillons sont collectés sur les écorces généralement entre 1m et 1,50m du sol. Les fragments d'écorce prélevés ont une épaisseur de 0,5 à 3 mm

1-2-Dosage du plomb accumulé

Les échantillons récoltés sont ensuite séchés à l'étuve (105 C°) pendant 24 heures puis ils sont broyés et tamisés. La masse de la poudre est de l'ordre de 0,2 à 0,5g.

Le dosage du plomb a été réalisé selon la même technique que celle utilisée pour doser le plomb accumulé par les thalles des lichens, après minéralisation dans de l'eau oxygénée à 110 volumes (marque FLUKA). Les mesures de la teneur en plomb dans 20ml d'acide nitrique à 2% ont été faites par spectrophotométrie d'absorption atomique à l'Institut des Sciences Maritimes et du Littoral d'Alger (spectrophotomètre Perkin Elmer, modèle 2380).

2-Résultats obtenus

L'accumulation du plomb par les écorces de l'olivier (*Olea europaea*) a été recherchée au niveau des 32 sites étudiés précédemment et selon un transect réalisé près de l'autoroute de l'Est au niveau du jardin du Hamma (prélèvements à 5 m, 30 m, 50 m et 100 m de la chaussée). Les résultats où nous avons distingué les moyennes hivernales et les moyennes estivales sont regroupés dans les tableaux 52 et 53 ci-après.

3-Analyse des résultats et discussion

3-1-Accumulation du plomb sur les sites étudiés

3-1-1-Accumulation du plomb dans les différentes mailles

D'après les résultats enregistrés au tableau (52), on peut constater que les teneurs moyennes en plomb des écorces de l'olivier des 32 sites étudiés dans la région d'Alger varient de 91 à 1633µg/g. Au niveau des sites sub-urbains, les teneurs en plomb des

Tableau (52)-Teneur en plomb des écorces d'olivier sur les 32 sites étudiés dans la région d'Alger (périodes hivernale et estivale)

N° du site	Maille	Nom du site	Pb. Hiver (µg/g)	Pb. Eté (µg/g)	Moyenne Pb (µg/g)	Rapport d'accumulation
1	A01	El Achour	284	124	204	14,5
2	B01	Dely Brahim	154	221	187	13,3
3	C01	Beni-Messous	321	90	205	14,6
4	D01	Bainem (I.N.R.F)	114	69	91	6,5
5	A02	Haouch Chaouch	188	139	163	11,6
6	B02	Ben Aknoun	85	167	125	8,9
7	C02	Fougeroux	186	167	176	12,5
8	D02	Sidi Lakhdar	60	141	100	7,1
9	A03	Parc Zoologique	119	140	129	9,2
10	B03	Cité Malki	116	234	174	12,4
11	C03	Beau fraisier	199	119	158	11,2
12	C03	Bouzaréa (E.N)	111	77	93	6,6
13	A04	Bir Mourad Raïs	232	292	262	18,7
14	B04	Clinique des Orangers	1744	187	965	68,9
15	B04	Voirol	353	97	225	16,0
16	B04	Palais du Peuple	1821	1445	1633	117,4
17	C04	Fontaine Fraîche	160	169	164	11,7
18	D04	Bouzaréa (Anc Fort)	57	171	113	8,0
19	A05	Vieux Kouba	296	226	260	18,5
20	A05	Palais de la Culture	213	227	219	15,6
21	B05	Jardin du Hamma	238	274	255	18,2
22	C04	Université d'Alger	248	329	288	20,5
23	A06	Kouba (Fort)	187	344	265	18,9
24	B06	El-Anasser (P.T)	636	869	752	53,7
25	A07	Hôpital Parnet	231	251	241	17,2
26	A07	Carroubier	306	1090	698	49,8
27	A08	Mohammadia	139	1667	903	64,5
28	A09	Belford (I.N.A)	136	577	356	25,4
29	A09	Hotel Ziri	392	336	363	25,9
30	A09	Foire	212	222	216	15,4
31	A10	Bordj El Kiffan	318	205	261	18,6
32	B10	El Kiffan	191	192	191	13,6
		Témoin			14	

Tableau (53)-Teneur en plomb (µg/g) des écorces d'olivier en fonction de la distance à l'autoroute de l'Est près du jardin du Hamma.

N° du site	Distance	Pb (µg/g)
33	5 m	1116
34	10 m	976
35	30 m	311
36 a	50 m	195
36 b	100 m	131

écorces sont faibles; c'est le cas de Fraisier (91µg/g), Sidi Lakhdar (100µg/g), des (93 à 113µg/g), Ben Fort (125µg/g), Parc Zoologique (129µg/g). Beau fraisier (158µg/g) et Haouch Chaouch (163µg/g). Les teneurs en plomb des écorces augmentent au niveau des sites urbains vers les sites situés près des routes, tel que: El-Achour (204µg/g), Palais de la Culture (219µg/g), Hôpital Parnet (241µg/g), Vieux Kouba (260µg/g) pour atteindre 288µg/g à l'Université d'Alger. Enfin les quantités de plomb enregistrées par les écorces des arbres d'olivier situés à proximité des routes à grande circulation sont considérables puisqu'on a relevé 356µg/g à Belfort (I.N.A), 698µg/g à Caroubier, 903µg/g à Mohammadia et 1633µg/g au carrefour du Palais du Peuple.

En absence de travaux concernant les teneurs en plomb des écorces de l'olivier, nous nous sommes référées aux travaux réalisés sur d'autres espèces d'arbres. On constate que les teneurs en plomb des écorces de l'olivier de notre région sont supérieures aux valeurs trouvées sur *Fraxinus* et *Fagus* (9 et 6µg/g) signalées par Rasmussen et Johnsen (1976) au Nord du Danemark. Nos résultats se situent dans la gamme des teneurs en plomb des écorces de *Pinus sylvestris* (184 à 1590µg/g) rapportées par Laaksovirta *et al.* (1976) au niveau de l'autoroute du Sud de Helsinki, et sont aussi du même ordre que ceux de Andersen *et al.* (1978) à Copenhague et ses environs. Ces auteurs qui ont utilisé trois espèces (*Ulmus*, *Fraxinus* et *Tilia*) notent des teneurs en plomb qui varient de 250 à 280µg/g. A Alger on a enregistré 200 à 288µg/g pour la zone urbaine à pollution moyenne.

En zones sub-urbaines, les auteurs précédents ont relevé des teneurs en plomb de l'ordre de 100 à 170µg/g, similaires à celles de teneurs à Alger (91 à 164µg/g). Même si les espèces sont différentes d'une région à l'autre, on peut considérer que nos résultats sont comparables à ceux des autres auteurs.

La comparaison des deux périodes hivernale et estivale selon le test de «t» de Student (tableau 54) montre que «t» observé (0,22) inférieur à théorique et par conséquent, il n'y a pas de différence significative entre la teneur en plomb fixée par les écorces de l'olivier en été et en hiver.

Tableau (54)-Comparaison des deux moyennes de l'accumulation du plomb par les écorces (hiver et été) par le test (t) de Student

	N	X	S	
C1	32	394	981	$t^{obs} = 0,22$ N.S.
C2	32	421	445	

N : Effectif, X : Moyenne, S : Ecart type, N.S.: Non significatif

En conclusion, on peut retenir que l'accumulation du plomb par les écorces de l'olivier montre une grande variation au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger. On peut aussi noter qu'il n'y a pas de différence significative entre les teneurs en plomb fixée par les écorces en hiver et en été.

3-1-2-Accumulation du plomb sur le transect de l'autoroute de l'Est

Le dosage du plomb des écorces de l'olivier réalisé à 5m, 10m, 30m, 50m et à 100 m de la chaussée de l'autoroute de l'Est au niveau du jardin du Hamma (tableau 53) et figure (39) montre qu'il y a une diminution significative du taux de plomb fixé par les écorces lorsqu'on s'éloigne de la chaussée. A 5 m, la teneur en plomb des écorces est très élevée puisqu'elle atteint 1116µg/g. Ensuite, elle baisse légèrement à 10 m (976µg/g) pour chuter fortement entre 10m et 30m (de 976µg/g à 311µg/g) puis plus lentement entre 30m et 100m (de 311µg/g à 131µg/g). La corrélation (cf. figure.40) entre les teneurs en plomb des écorces de l'olivier et la distance de la route est très significative ($R^2 = 0,879$).

Ce phénomène a déjà été observé par Laaksovirta *et al.* (1976) près de l'autoroute du Sud de Helsinki (Finlande), mais la teneur en plomb à 100 m est plus faible au jardin du Hamma où l'on note 131µg/g au niveau de ce site contre 200µg/g à Helsinki.

3-2-Comparaison de l'accumulation du plomb par les écorces d'olivier et par les lichens

Nous avons regroupé l'ensemble de résultats des dosages du plomb accumulé par les écorces et les lichens dans deux tableaux. Le premier (tableau 55) réunit les teneurs en plomb des deux transplants lichéniques à la fin de la période de transplantation (12 mois) et la teneur en plomb des écorces. Afin de mieux saisir le problème, nous y avons aussi ajouté les taux de plomb des échantillons de *Xanthoria parietina* trouvés *in situ* sur chaque site. Le second tableau (tableau 56) regroupe les teneurs en plomb accumulé pendant les deux périodes hivernale et estivale pour les mêmes espèces.

Pour rechercher s'il y a une relation entre les différentes accumulations du plomb par *Parmelia scorteae*, *Ramalina duriaei*, *Xanthoria parietina* et les écorces d'olivier pendant les deux périodes hivernales et estivales, nous avons calculé le coefficient de corrélation entre ces deux variables prises deux à deux (Tableau 57).

Fig. (39) Accumulation du plomb par les écorces de l'olivier en fonction de la distance de l'autoroute de l'Est à proximité du jardin du Hamma

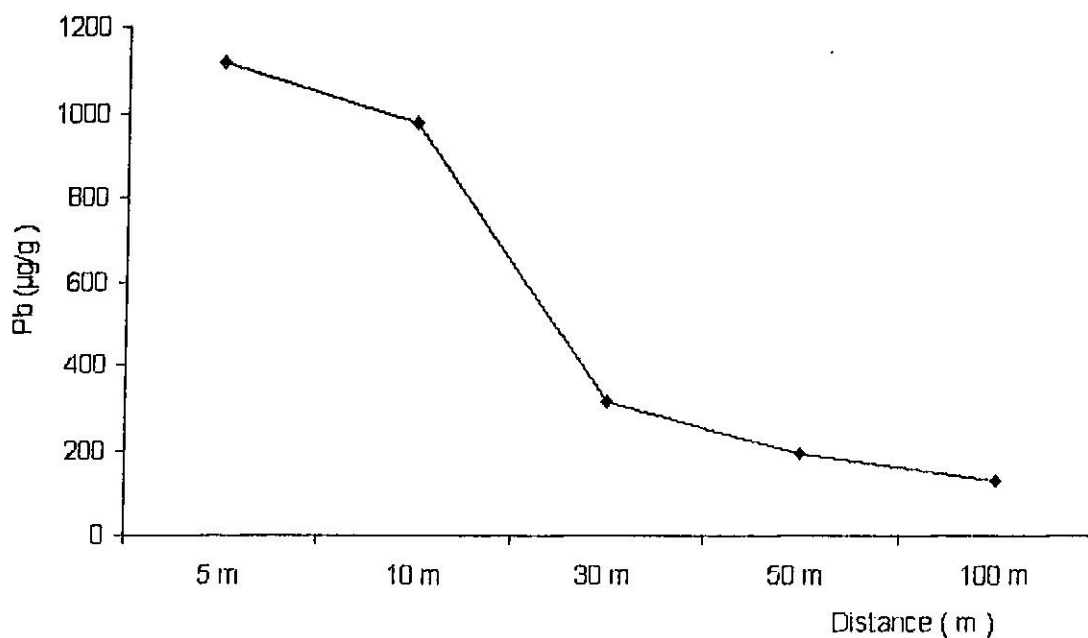


Fig. (40) Droite de régression relative à l'accumulation du plomb par les écorces de l'olivier en fonction de la distance par rapport à l'autoroute de l'Est à proximité du jardin du Hamma

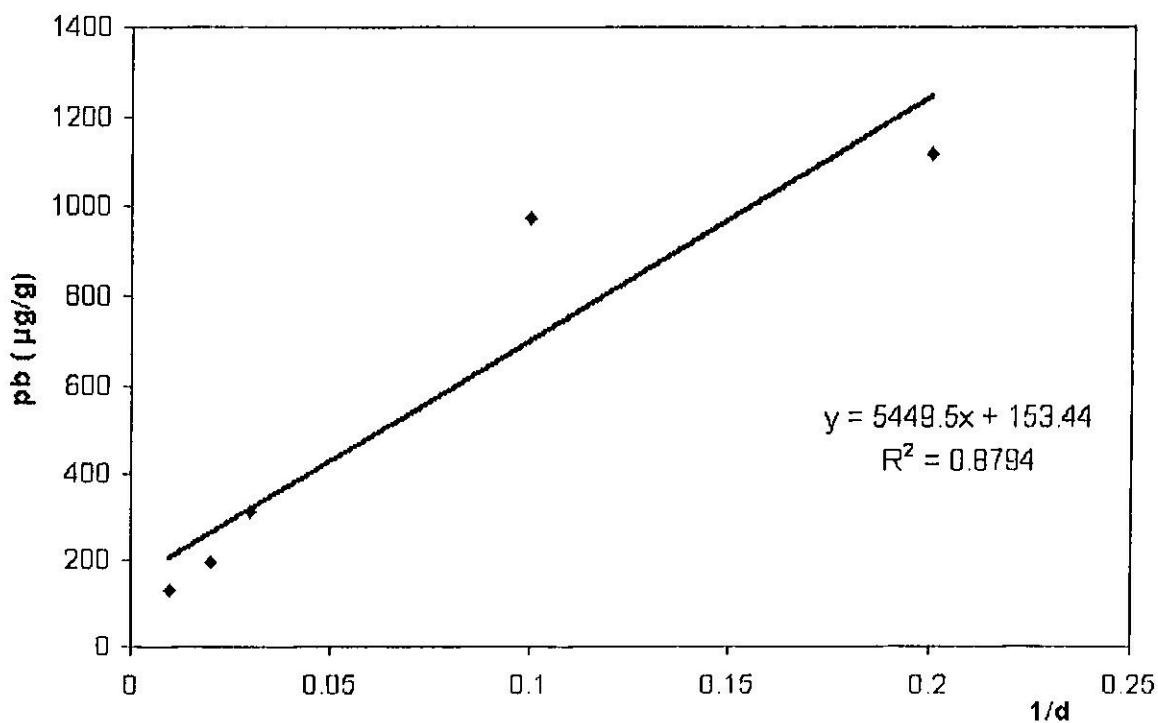


Tableau (55)-Teneurs en plomb ($\mu\text{g/g}$) de *Parmelia scortea*, *Ramalina duriaei*, *Xanthoria parietina* et des écorces d'olivier, au niveau des 32 sites de la région d'Alger.

N° du site	Accumulation annuelle de <i>Parmelia</i>	Accumulation annuelle de <i>Ramalina</i>	Accumulation moyenne annuelle de <i>Xanthoria</i>	Accumulation moyenne annuelle des écorces
1	79	59	98	204
2	64	56	208	188
3	55	67	122	205
4	60	49	70	92
5	62	53	123	163
6	89	75	87	126
7	71	91	136	177
8	31	54	87	100
9	48	85	108	130
10	65	67	143	175
11	59	66	50	159
12	68	69	56	94
13	92	117	256	262
14	88	98	127	965
15	73	69	108	225
16	183	270	326	1633
17	83	136	212	164
18	76	58	95	114
19	320	430	242	261
20	75	76	250	220
21	89	78	856	251
22	87	81	158	288
23	92	96	383	266
24	204	217	691	752
25	106	112	183	242
26	296	346	394	698
27	132	125	338	903
28	146	184	436	357
29	163	166	387	364
30	129	136	174	217
31	199	190	570	261
32	60	70	187	191

Résultat des calculs de r :

- 1-corrélations entre *Parmelia* et *Ramalina* ($r = 0,809^{**}$)
- 2-corrélations entre *Parmelia* et écorce ($r = 0,459^{**}$)
- 3-corrélations entre *Parmelia* et *Xanthoria* ($r = 0,501^{**}$)
- 4-corrélations entre *Ramalina* et écorce ($r = 0,659^{**}$)
- 5-corrélations entre *Ramalina* et *Xanthoria* ($r = 0,534^{**}$)
- 6-corrélations entre *Xanthoria* et écorce ($r = 0,330$)

** La corrélation est significative au niveau 0,01

Tableau (56)-Moyenne de l'accumulation du plomb ($\mu\text{g/g}$) par *Xanthoria parietina*, les transplants lichéniques (*Ramalina duriaei* et *Parmelia scorteae*) et les écorces d'olivier pendant l'été et l'hiver, dans les différents sites de la région d'Algèr

Sites	Pb <i>Xanthoria</i>		Pb Ecorce		Pb <i>Parmelia</i>		Pb <i>Ramalina</i>	
	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
1	100	95	284	124	44	66	44	50
2	178	239	154	221	46	70	45	55
3	109	135	321	90	53	43	46	60
4	56	84	114	69	38	42	38	41
5	105	142	188	139	39	66	37	51
6	103	72	85	167	55	70	55	58
7	136	135	186	167	47	57	43	74
8	86	88	60	141	36	51	33	35
9	133	84	119	140	44	62	45	59
10	171	115	116	234	51	59	45	53
11	57	42	199	119	44	66	42	62
12	51	61	111	77	37	50	38	61
13	271	242	232	292	72	112	67	103
14	98	157	1744	187	44	61	51	74
15	124	93	353	97	42	49	42	48
16	507	146	1821	1445	86	153	100	206
17	269	157	160	169	41	92	50	103
18	102	89	57	171	45	97	42	43
19	331	153	296	226	110	238	67	113
20	306	193	213	227	46	77	51	68
21	883	829	238	274	45	65	38	60
22	127	188	248	329	54	73	60	79
23	406	360	187	344	45	79	47	73
24	600	783	636	869	71	134	74	135
25	194	171	231	251	54	80	46	79
26	531	262	306	1090	115	208	107	245
27	495	182	139	1667	62	116	46	81
28	488	384	136	577	64	106	75	156
29	482	293	392	336	53	127	60	126
30	190	157	212	222	45	77	45	97
31	606	534	318	205	70	118	69	127
32	234	139	191	192	45	59	38	60

Tableau (57)-Matrice de corrélation entre les moyennes de l'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina*, les écorces d'olivier, *Ramalina duriaei* et *Parmelia scorteae* pendant les deux périodes hivernale et estivale.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
C2						
C3	0,175					
C4		0,243				
C5	0,495**		0,258			
C6		0,250		0,555**		
C7	0,527**		0,455**		0,861**	
C8		0,322		0,663**		0,784**

Légende

C1 : Moyenne de l'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* en hiver.

C2 : Moyenne de l'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* en été.

C3 : Moyenne de l'accumulation du plomb par les écorces d'olivier en hiver.

C4 : Moyenne de l'accumulation du plomb par les écorces d'olivier en été.

C5 : Moyenne de l'accumulation du plomb par *Ramalina duriaei* en hiver.

C6 : Moyenne de l'accumulation du plomb par *Ramalina duriaei* en été.

C7 : Moyenne de l'accumulation du plomb par *Parmelia scorteae* en hiver.

C8 : Moyenne de l'accumulation du plomb par *Parmelia scorteae* en été.

Les calculs ont été effectués à l'aide du logiciel d'analyse et de traitement des données (SPSS 1997). Le coefficient de corrélation est compris entre -1 et $+1$. Les deux variables sont d'autant plus corrélées entre elles quand la valeur de r se rapproche de 1 en valeur absolue, et elles ne sont pas corrélées quand la valeur de r se rapproche de 0 en valeur absolue.

3-2-1-Cas des transplants lichéniques (*Ramalina duriaei* et *Parmelia scorteae*)

Les résultats du calcul du coefficient de corrélation des moyennes annuelles de l'accumulation du plomb par les différentes espèces lichéniques considérées au niveau des 32 sites étudiés ainsi que par les phorophytes montrent que cette relation est très significative entre l'accumulation du plomb par *Parmelia scorteae* et *Ramalina duriaei* ($r = 0,809^{**}$), significative aussi entre l'accumulation par *Parmelia scorteae* et *Ramalina duriaei* et les écorces ($r = 0,459^{**}$ et $r = 0,659^{**}$).

Pour les moyennes hivernales, on constate une corrélation de $r = 0,455^{**}$ entre l'accumulation du plomb par les écorces d'olivier et par *Parmelia scorteae*, tandis que celle entre les écorces et *Ramalina duriaei* est de $r = 0,258$ (non significative). Cette corrélation est plus faible que celle obtenue en considérant les deux espèces transplantées ($r = 0,860^{**}$).

3-2-2-Cas des lichens *in situ* (*Xanthoria parietina*)

En se référant au tableau (55), on constate que les écorces d'olivier accumulent plus de plomb au niveau de 26 sites de la région d'Alger (81% sur l'ensemble des sites) par rapport à *Xanthoria parietina in situ*. Ces résultats sont analogues à ceux rapportés par Laaksovirta *et al.* (1976) en Finlande et Andersen *et al.* (1978) au Danemark. Par contre De Bruin (1985) et De Bruin et Hackenitz (1986) pensent que les écorces fixent la même quantité de plomb que les lichens *in situ* en Hollande.

D'après le tableau (57), on observe une bonne corrélation entre l'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina* en hiver et l'accumulation du plomb par *Parmelia scorteu* et *Ramalina duriaei* ($r = 0,527$ et $0,495$ respectivement) Par contre, il n'y a pas de corrélation particulière entre l'accumulation du plomb par les écorces et *Xanthoria parietina* aussi bien en ce qui concerne les moyennes annuelles que les moyennes saisonnières.

3-3-Influence des facteurs environnementaux

On a déjà essayé de mettre en évidence la relation entre l'accumulation du plomb chez les lichens et certains facteurs environnementaux influençant la quantité du plomb chez les lichens que se soit dans leur milieu naturel ou dans un milieu exposé à la pollution. Déruelle (1984) a distingué deux types de facteurs : les facteurs internes et les facteurs externes. Les facteurs internes sont liés à la physiologie du lichen et à sa capacité d'absorption du plomb dans l'environnement. Les facteurs externes sont très nombreux et on peut citer notamment la distance à la source de pollution, les facteurs climatiques (vent, pluviosité, humidité), la nature du substrat sur lequel est fixé le lichen, la topographie ou encore les quantités des retombées atmosphériques.

Les variations de l'accumulation du plomb entre les différents individus de la même espèce qui sont généralement liées à l'âge du lichen ont été démontrées dans plusieurs travaux (Dixon, 1975; Lawrey et Hale, 1979; Seaward, 1980; Goyal et Seaward, 1981a; Déruelle, 1984; Hale et Lawrey, 1985; Bargagli *et al.*, 1987b et Bargagli 1989 et Schwartzman *et al.*, 1987).

De plus il existe des disproportions considérables entre les différentes espèces et leurs aptitudes à accumuler le plomb au niveau du même site (Pakarinen et Makinen, 1976; Nieboer *et al.*, 1977; Rasmussen *et al.*, 1980, Seaward et Bylinska, 1980; Déruelle, 1983a; Pakarinen, 1985; Garty et Ammann, 1987; Burguera *et al.*, 1989 et Semadi, 1989).

3-3-1-Analyse multidimensionnelle de l'accumulation du plomb en relation avec les conditions écologiques du site

3-3-1-1-Problématique

Les facteurs écologiques du site, c'est-à-dire les facteurs substratiques, climatiques et biotiques interviennent sur l'accumulation du plomb par les lichens. Si l'effet de la distance à la source de la pollution, la quantité des dépôts atmosphériques, le volume du trafic automobile, la direction des vents dominants sur la quantité de plomb accumulée chez les lichens sont plus au moins connus, les travaux portant sur les conditions écologiques locales c'est-à-dire stationnelles sont rares. C'est cette approche que nous avons suivi dans le but de mettre en évidence l'effet des conditions écologiques du site, en relation avec la quantité de plomb accumulé par les écorces d'olivier, par nos transplants lichéniques à la fin de l'expérience et par *Xanthoria parietina in situ*

Nous rejoignons les observations de Seaward (1973), Ammann *et al.*(1987) et Puckett (1988) qui pensent que l'analyse multivariable des facteurs écologiques est une meilleure approche pour mettre en évidence leurs effets sur les lichens dans le système écologique urbain. A cet effet, nous avons entrepris une étude statistique de toutes les données que nous avons pu recueillir.

On peut supposer avec Legendre (1979) que la quantité de plomb accumulée par les bioaccumulateurs (lichens ou écorces) sont des variables écologiques dépendantes appelées descripteurs écologiques ($y_1, y_2, y_3, \dots, y_n$) et que les caractères écologiques des sites forment les objets ou variables indépendantes. On peut représenter une matrice de données sous une forme codée ($x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$). Les variables dépendantes (teneurs en plomb des sites pour *Parmelia scortea*, *Ramalina duriaei*, *Xanthoria parietina* et les écorces) sont codées respectivement de la façon suivante :

- ▪ Parm 1 : 0 à 100 µg/g ; Parm 2 : 101 à 200 µg/g ; Parm 3 : 201 à 300 µg/g ; Parm 4 : 301 à 400
- ▪ Ram 1 : 0 à 100 µg/g ; Ram 2 : 101 à 200 µg/g ; Ram 3 : 201 à 300 µg/g ; Ram 4 : 301 à 400
- ▪ Xp 1 : 0 à 100 µg/g ; Xp 2 : 101 à 200 µg/g ; Xp 3 : 201 à 300 µg/g ; Xp 4 : 301 à 400 ; Xp 5 : 401 à 500 µg/g ; Xp 6 : 501 à 600 µg/g et Xp 7 plus de 600 µg/g.
- ▪ Ec 1 : 0 à 100 µg/g ; Ec 2 : 101 à 200 µg/g ; Ec 3 : 201 à 300 µg/g ; Ec 4 : 301 à 400 ; Ec 5 : 401 à 500 µg/g ; Ec 6 : 501 à 600 µg/g ; Ec 7 : 601 à 700 µg/g ; Ec 8 : 701 à 800 µg/g ; Ec 9 : 801 à 900 µg/g ; Ec 10 : 901 à 1000 µg/g. et Ec 11 : plus de 1000 µg/g.

Les variables indépendantes au niveau de chaque site sont codées aussi sous une forme numérique de la façon suivante et sont regroupées dans le tableau (58).

Tableau (58)-Résumé des paramètres environnementaux des 32 sites étudiés

N° du site	Maille	Nom du site	1 Alt.	2 IPA	3 Urb.	4 Aut.	5 R.sec	6 Dist.	7 C.veg	8 Obst
1	a01	El Achour	7	4	1	1	1	3	1	1
2	b01	Dely Brahim	8	3	2	3	2	5	1	2
3	c01	Beni-Messous	8	3	1	1	1	10	2	1
4	d01	Bainem (I.N.R.F)	6	5	1	1	1	10	2	2
5	a02	Haouch Chaouch	8	4	1	1	1	8	3	2
6	b02	Ben Aknoun	8	4	2	2	2	8	3	3
7	c02	Fougeroux	8	3	2	2	2	2	2	3
8	d02	Sidi Lakhdar	9	3	1	1	1	10	4	1
9	a03	Parc Zoologique	8	5	1	2	1	10	4	1
10	b03	Cité Malki	8	3	3	2	3	10	2	1
11	c03	Beau fraisier	9	3	1	2	1	4	1	1
12	c03	Bouzaréa (E.N)	10	3	2	2	1	9	3	3
13	a04	Bir Mourad raïs	7	2	2	2	2	3	1	4
14	b04	Clinique des Orangers	7	2	3	3	3	5	3	4
15	b04	Voïrol	7	3	1	1	1	6	4	2
16	b04	Palais du Peuple	5	2	4	3	4	2	3	3
17	c04	Fontaine Fraîche	6	2	3	3	2	1	1	2
18	d04	Bouzaréa (Anc- Fort)	10	3	1	1	1	2	3	2
19	a05	Vieux Kouba	6	2	3	3	2	5	2	3
20	a05	Palais de la Culture	6	2	1	1	1	2	1	1
21	b05	Jardin du Hamma	1	1	3	3	2	10	4	1
22	c04	Université d'Alger	3	1	4	4	4	5	3	4
23	a06	Kouba (Fort)	6	1	3	3	2	2	3	2
24	b06	El-Anasser (P'TT)	2	1	4	4	4	1	1	4
25	a07	Hôpital Parnet	3	1	3	3	2	9	1	3
26	a07	Carroubier	1	1	3	3	2	2	1	2
27	a08	Mohammadia	2	2	2	2	1	5	3	2
28	a09	Belford (I.N.A)	2	2	3	3	4	2	2	1
29	a09	Hotel Ziri	2	2	2	2	2	2	1	1
30	a09	Foire	2	2	1	1	1	9	3	2
31	a10	Bordj-El-Kiffan	1	1	3	3	1	1	1	2
32	b10	Bab-Ezzouar	1	2	2	2	1	4	2	2

Légende

- Altitude (à 8 échelles) = 1 : 0 à 50 m, 2 : 51 à 100 m, 3 : 101 à 150 m, 4 : 151 à 200 m, 5 : 201 à 250 m, 6 : 251 à 300 m, 7 : 301 à 350 m, 8 : 351 à 400 m.
- Indice de Pureté Atmosphérique ou I.P.A. (voir chapitre 9) à 5 échelles = 1 fortement pollué, 2 : pollué, 3 : moyennement pollué, 4 : faiblement pollué et 5 : très faiblement pollué
- Urbanisation = 4 : très urbanisé, 3 : moyennement urbanisé, 2 : peu urbanisé, 1 paysage plus ou moins naturel.
- Autoroutes ou route à grande circulation : 1 : absence d'autoroute, 2 : 01 autoroute, 3 : 02 autoroutes et plus
- Routes secondaires = 1 : 01 route, 2 : 02 routes, 3 : 03 routes, 4 : plus de 03 routes

- Distance de la route la plus proche (à 10 échelles) = 1 : 1 à 5m, 2 : 6 à 10m, 3 : 11 à 20m, 4 : 21 à 30m, 5 : 31 à 50m, 6 : 51 à 100m, 7 : 101 à 150m, 8 : 151 à 200m, 9 : 201 à 300m, 10 : plus de 300m
- Couvert végétal (de 1 à 4) = 1 : (un arbre), 2 : (2 à 4 arbres), 3 : (5 à 10 arbres) et 4 : (bois ou forêt)
- Obstacles artificiels (bâtiments, murs, etc..) échelle de 1 à 4 = 1 : (absence d'obstacle), 2 : (obstacle sur 01 côté), 3 : (obstacle sur 02 côtés) et 4 : (obstacles sur tous les côtés).

Remarque : afin de faciliter les calculs statistiques et de pouvoir effectuer une étude la plus large possible, nous avons effectué une analyse factorielle des correspondances multiples (A.F.C.M.) en même temps pour les transplants (*Parmelia scorteae* et *Ramalina duriaei*) et les lichens observés *in situ* (*Xanthoria parietina*)

3-3-1-2-Résultats des analyses factorielles des correspondances multiples (A.F.C.M.)

Le traitement des données avec le logiciel Stat box a permis d'établir le tableau (59) et les figures 41 à 44.

Tableau (59)-Présentation du pourcentage d'inertie sur les quatre premiers axes (F1, F2, F3, et F4)

Bio-accumulateur	F1	F2	F3	F4
<i>Xanthoria parietina</i>	9,45	7,77	7,70	6,80
<i>Parmelia scorteae</i>	9,71	8,05	7,60	6,74
<i>Ramalina duriaei</i>	9,92	4,10	7,58	6,84
Ecorces d'olivier	9,25	7,90	7,38	6,74

Dans tous les cas, l'axe factoriel 1 des A.F.C.M. réalisées sur les concentrations en plomb chez les lichens ou les écorces est relié au gradient de concentration en plomb. On va alors pouvoir comparer ce gradient à celui des variables environnementales des différents sites et l'on notera au tableau (60) :

- (+) si variation dans le même sens.
- (-) si variation inverse
- (- +) si variation imprécise.

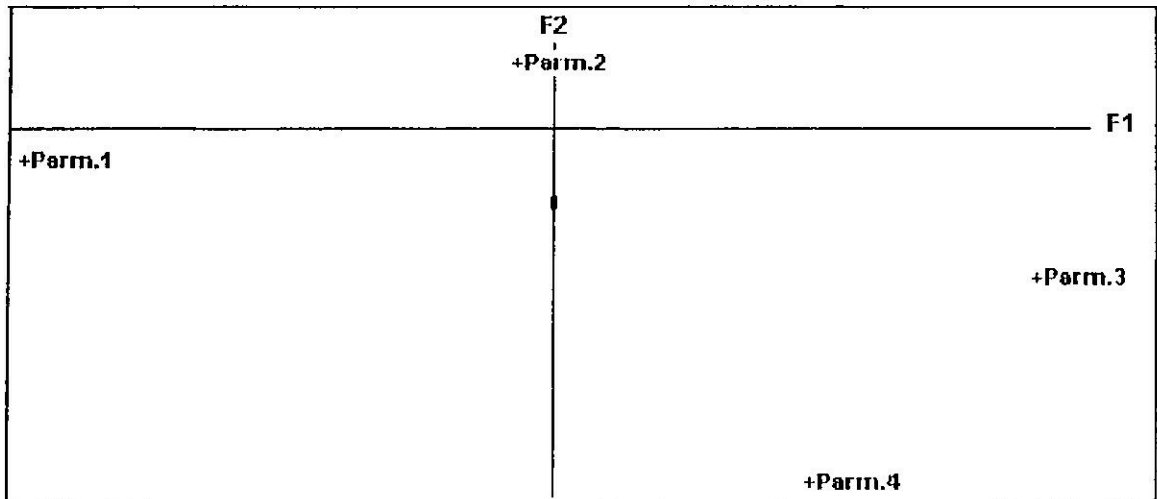
Tableau (60)-Corrélation entre la teneur en plomb des bioaccumulateurs et les variables écologiques des sites (résultats des A.F.C.M.)

	Alt.	I.P.A	Urb.	Aut.	R.Sec.	Dist.	C.Veg.	Obst.
<i>Xanthoria parietina</i>	-	-	+	+	+	-	- +	- +
<i>Parmelia scorteae</i>	-	-	+	+	+	-	- +	- +
<i>Ramalina duriaei</i>	-	-	+	+	+	-	- +	- +
écorces de l'olivier	-	-	+	+	+	-	- +	- +

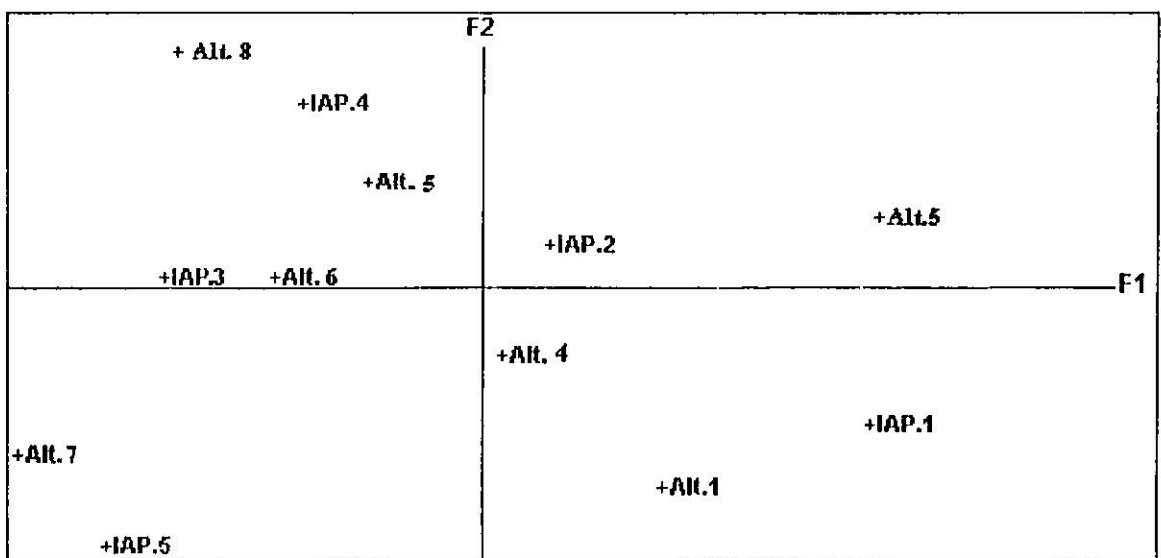
Fig (41) Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM) des teneurs en plomb de *Parmelia scortea* et les paramètres écologiques des sites (en classes)

A: teneurs en plomb de *Parmelia scortea* (Parm); **B:** Altitudes (Alt) et IAP; **C:** Urbanisation (Urb) et Autoroutes (Aut); **D:** Couvert végétal (Vég) et Obstacles (Obst); **E:**Distance (Dist) et Routes secondaires (sec)

A

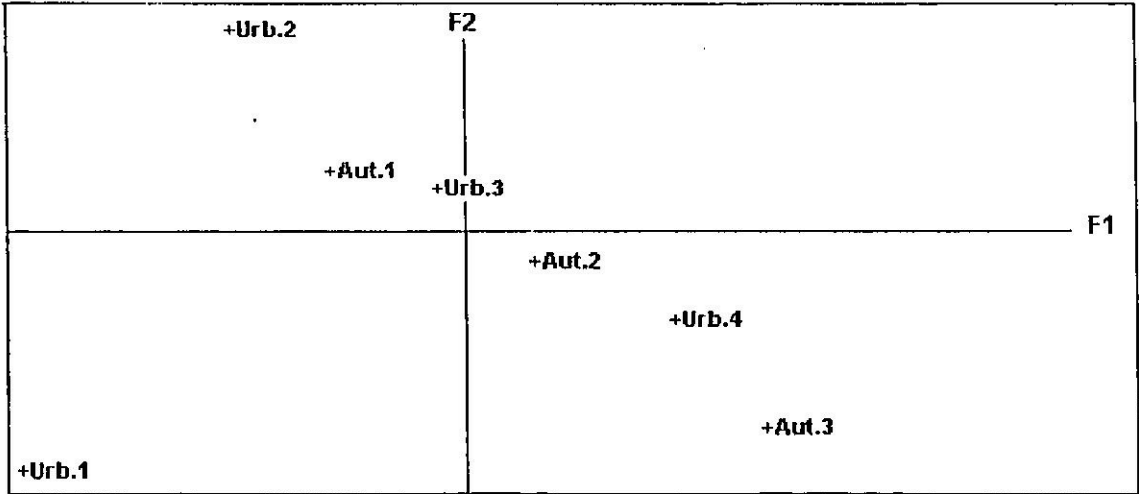


B

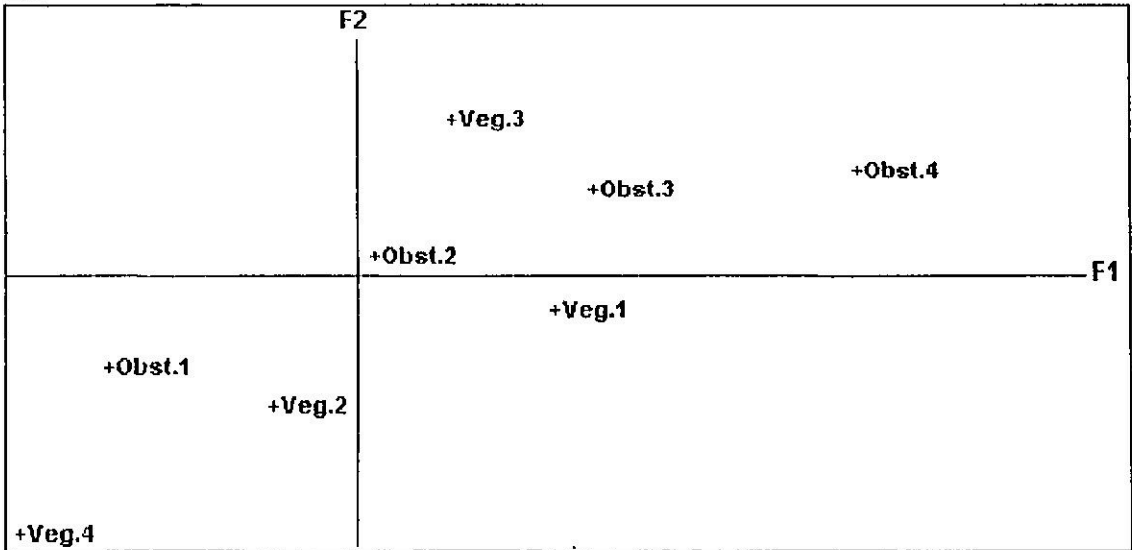


Suite Fig. (41)

C



D



E

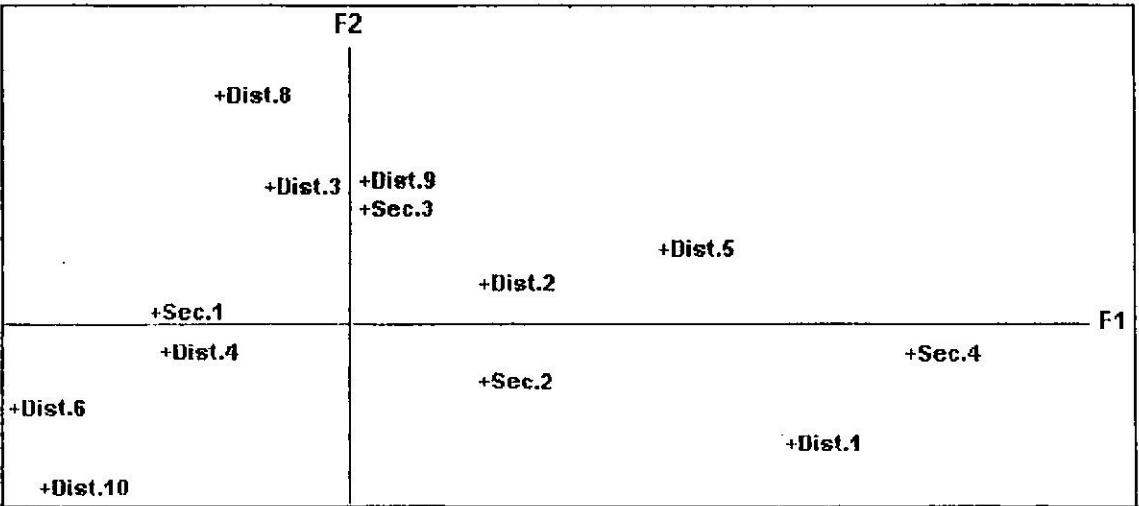
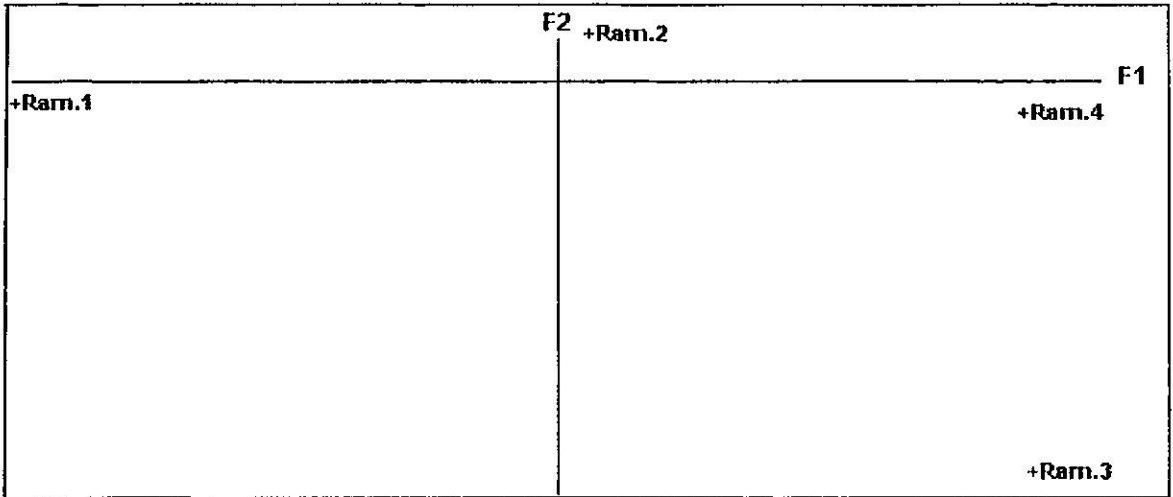


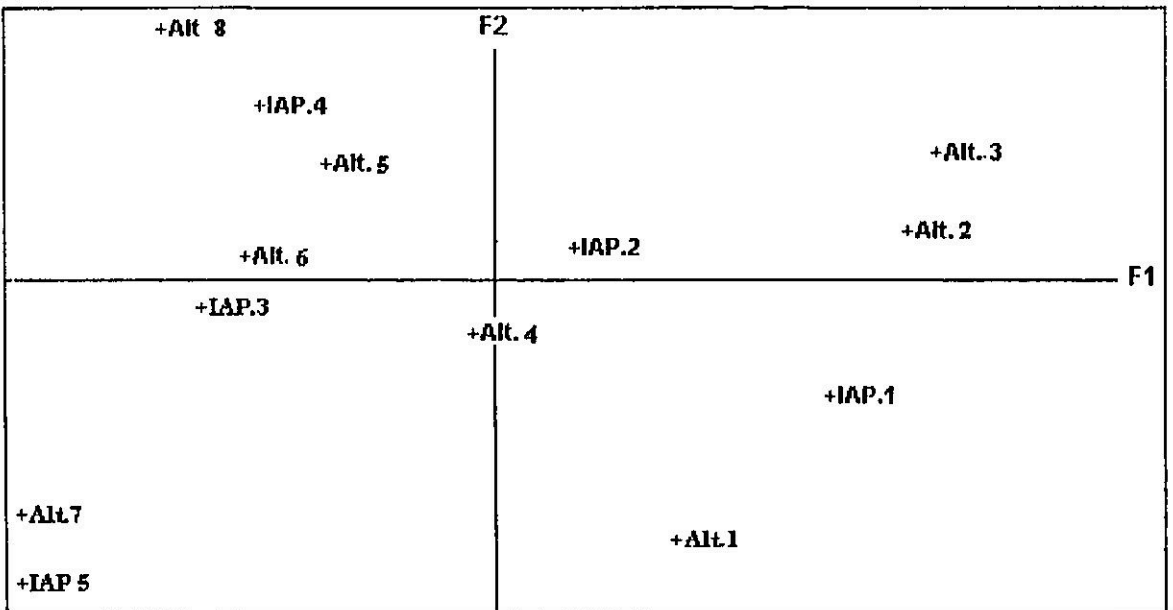
Fig. (42) Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM) des teneurs en plomb de *Ramalina duriaei* et les paramètres écologiques des sites (en classes)

A: teneurs en plomb de *Ramalina duriaei* (Ram); B: Altitudes (Alt) et IAP; C: Urbanisation (Urb) et Autoroutes (Aut); D: Couvert végétal (Vég) et Obstacles (Obst); E:Distance (Dist) et Routes secondaires (sec)

A

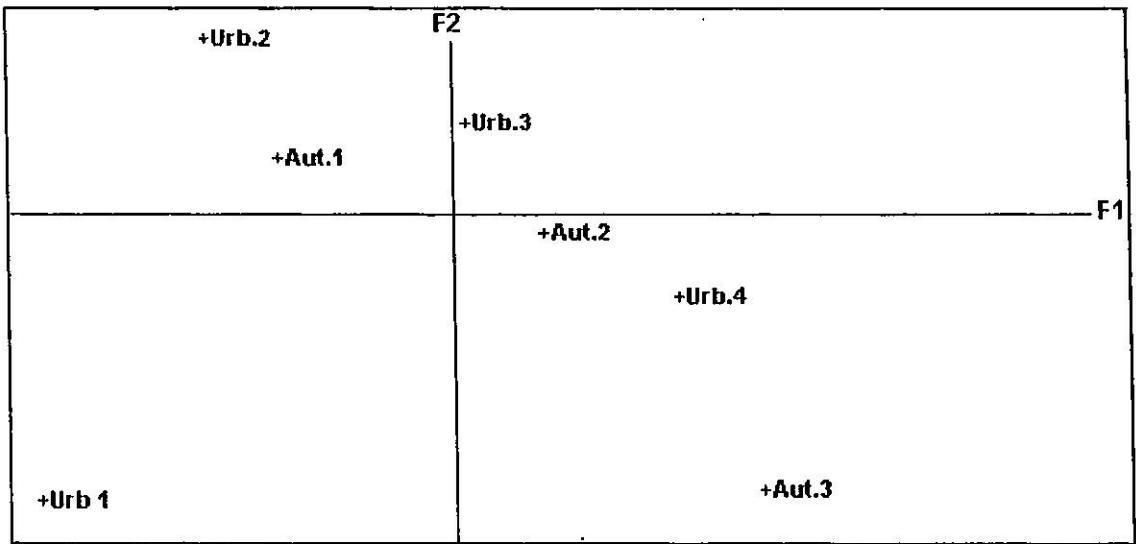


B

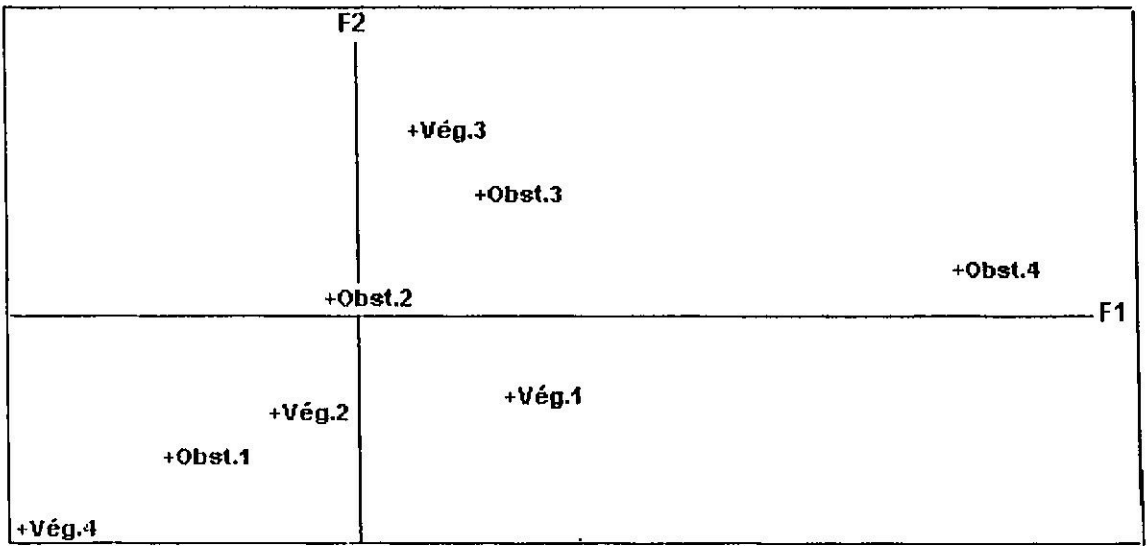


Suite Fig. (42)

C



D



E

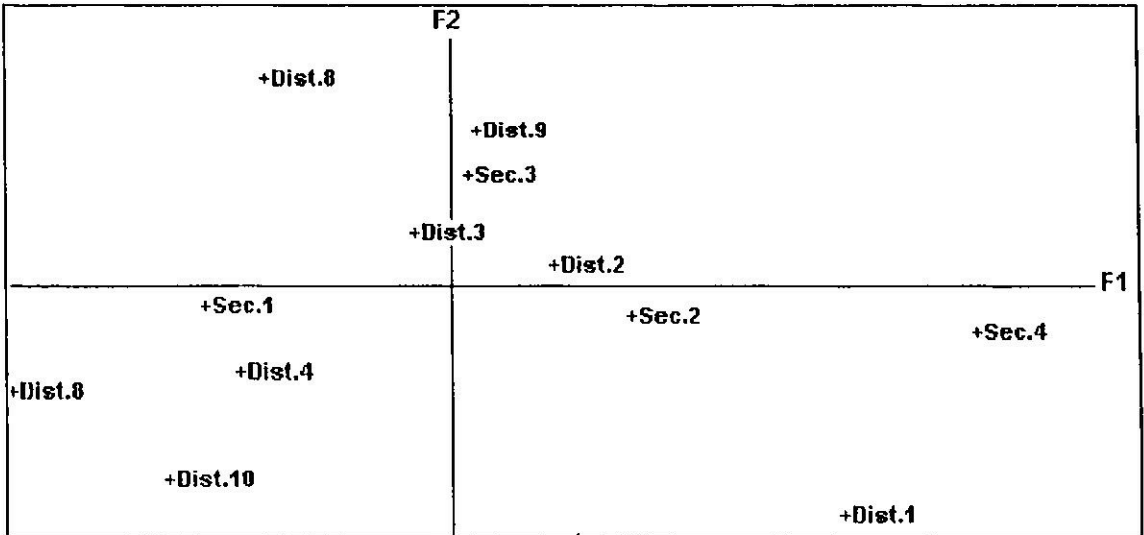
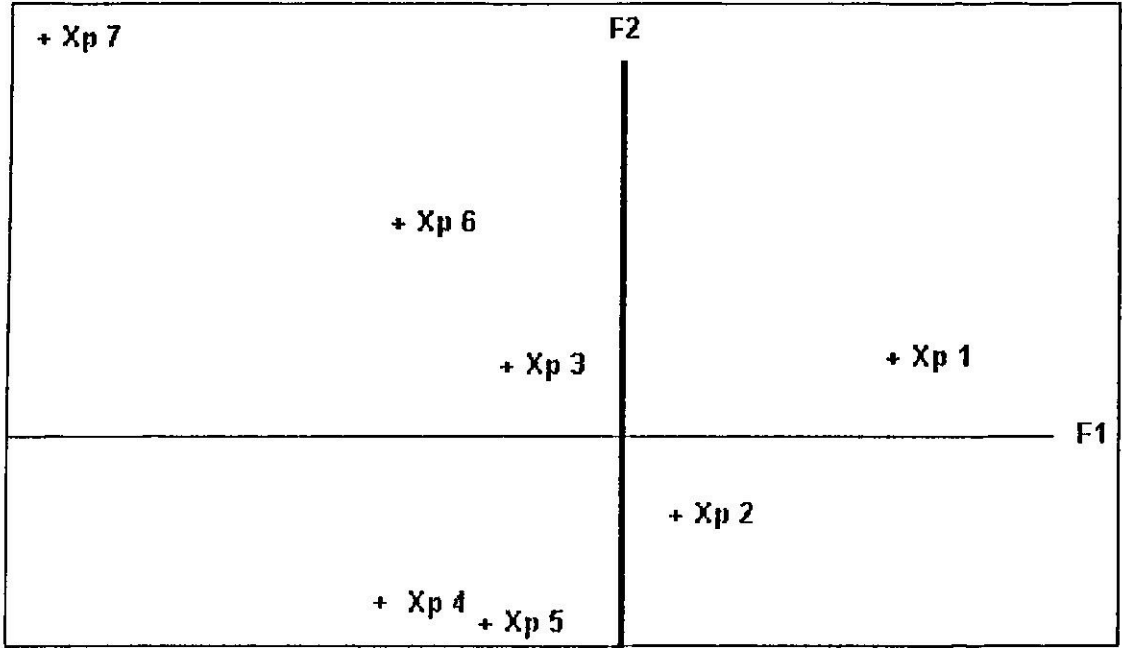


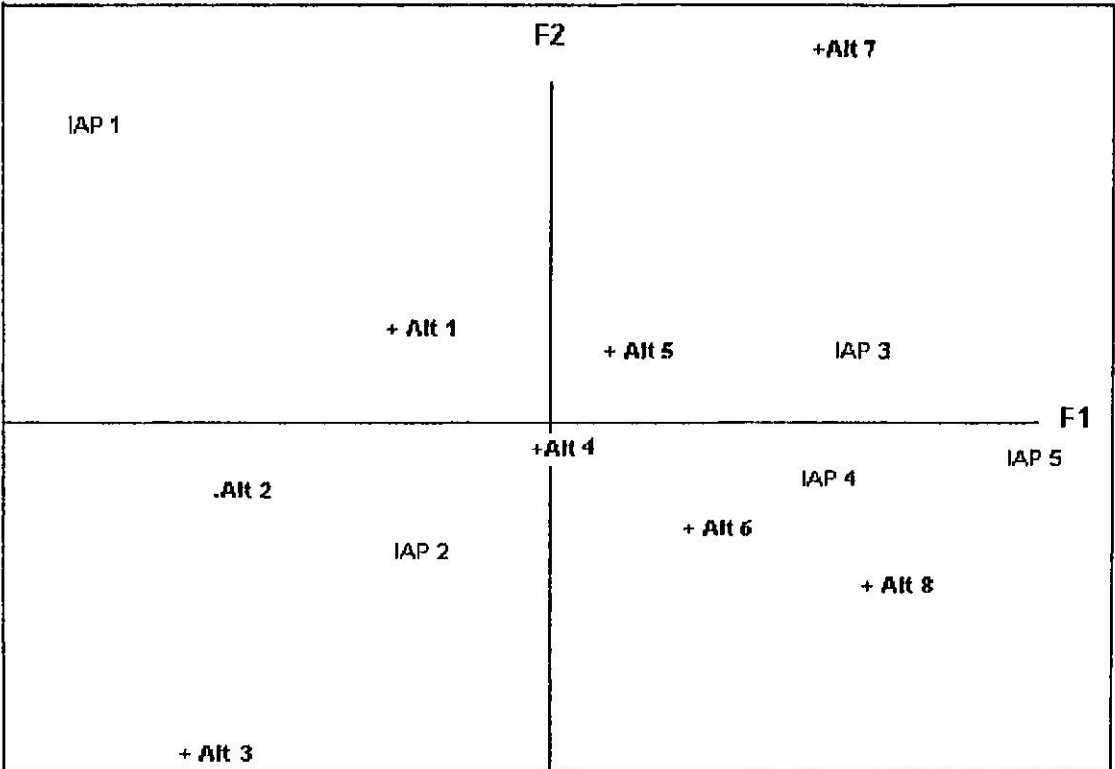
Fig (43) Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM) des teneurs en plomb de *Xanthoria parietina* et les paramètres écologiques des sites (en classes)

A: teneurs en plomb de *Xanthoria parietina* (Xp); **B:** Altitudes (Alt) et IAP; **C:** Urbanisation (Urb) et Autoroutes (Aut); **D:** Couvert végétal (Vég) et Obstacles (Obst) ; **E:**Distance (Dist) et Routes secondaires (sec)

A

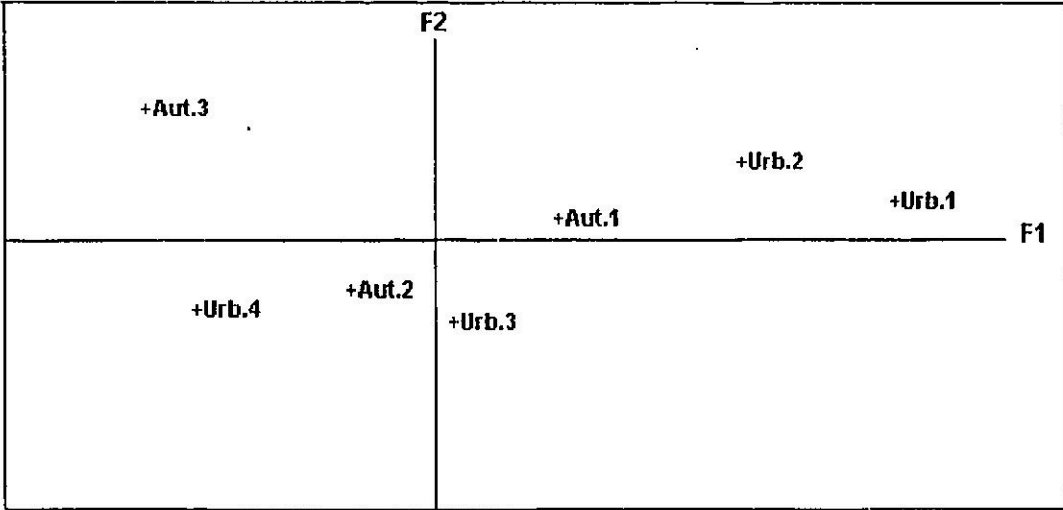


B

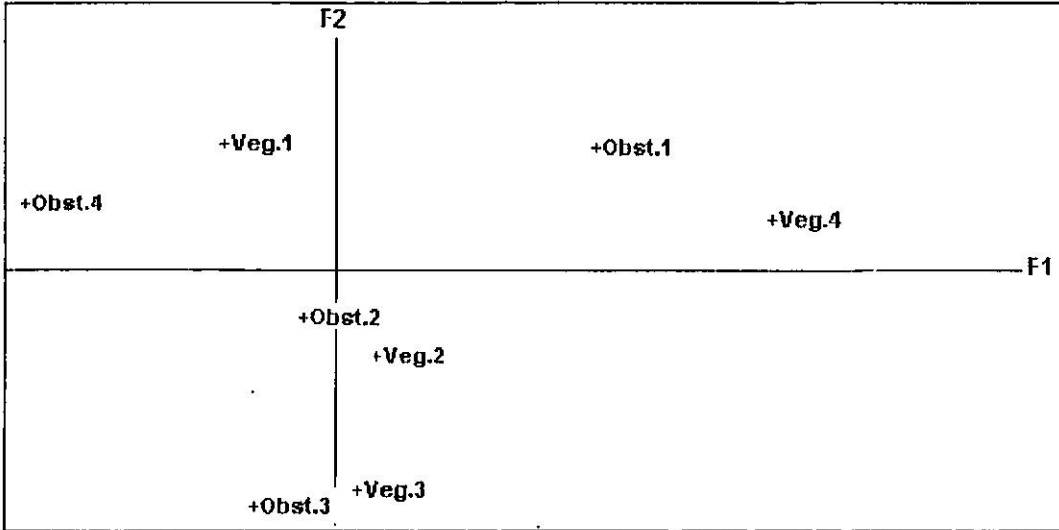


Suite Fig. (43)

C



D



E

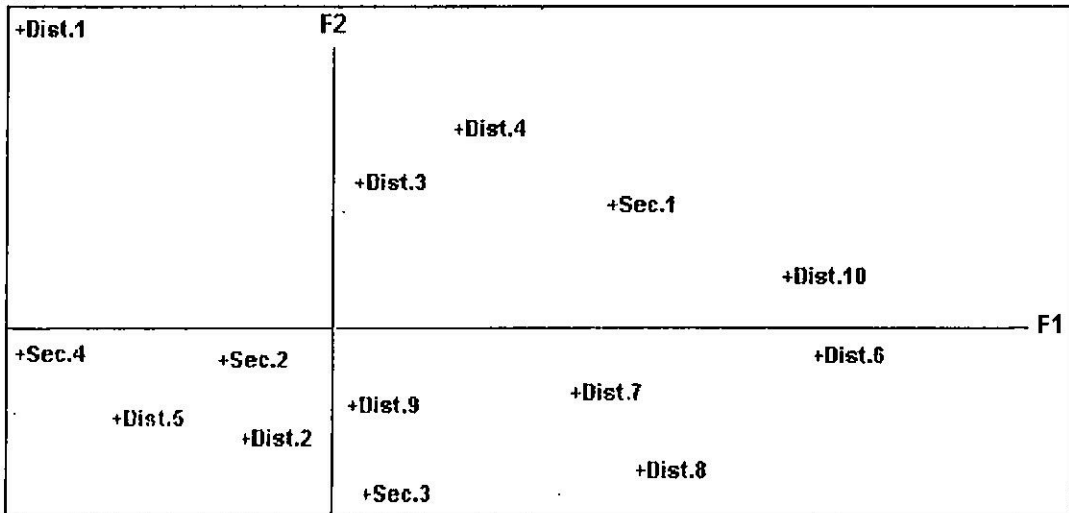
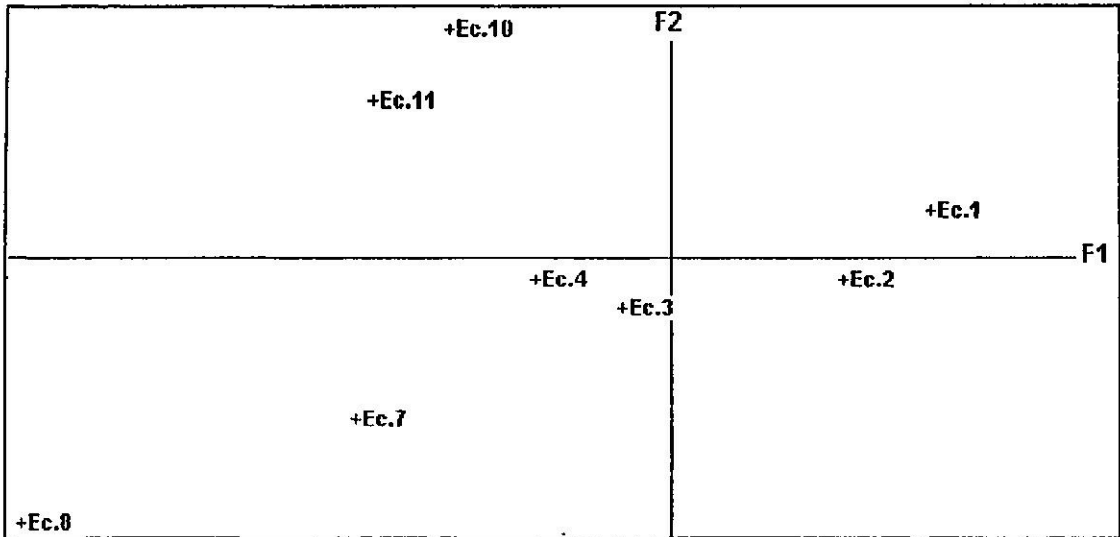


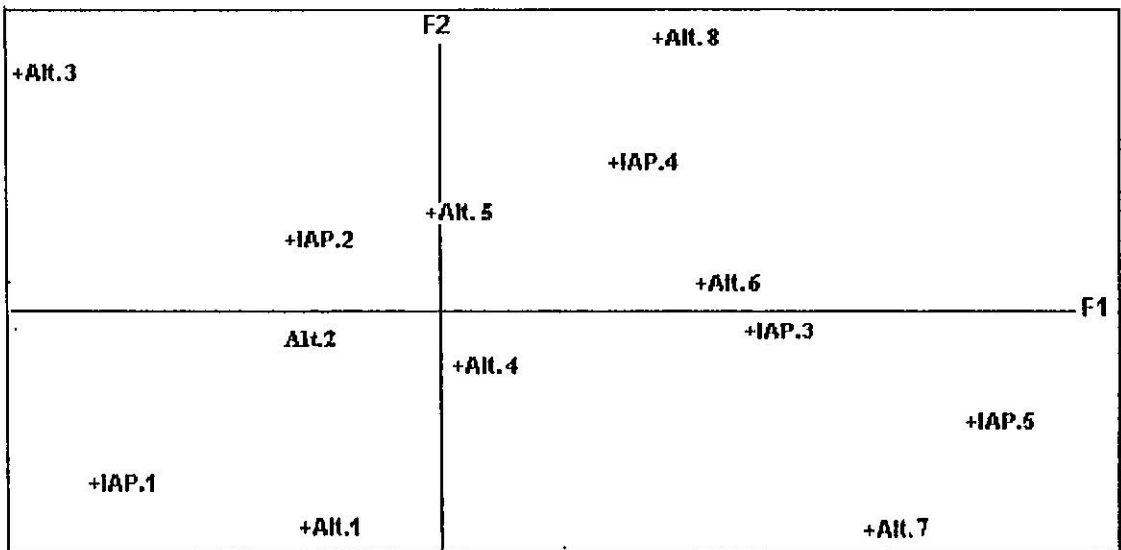
Fig (44) Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM) des teneurs en plomb des écorces de l'olivier et les paramètres écologiques des sites (en classes)

**A: teneurs en plomb des écorces de l'olivier (Ec); B: Altitudes (Alt) et IAP; C: Urbanisation (Urb) et Autoroutes (Aut); D: couvert végétal (veg.) et obstacles (obst.)
E : Distance (Dist) et Routes secondaires (sec)**

A

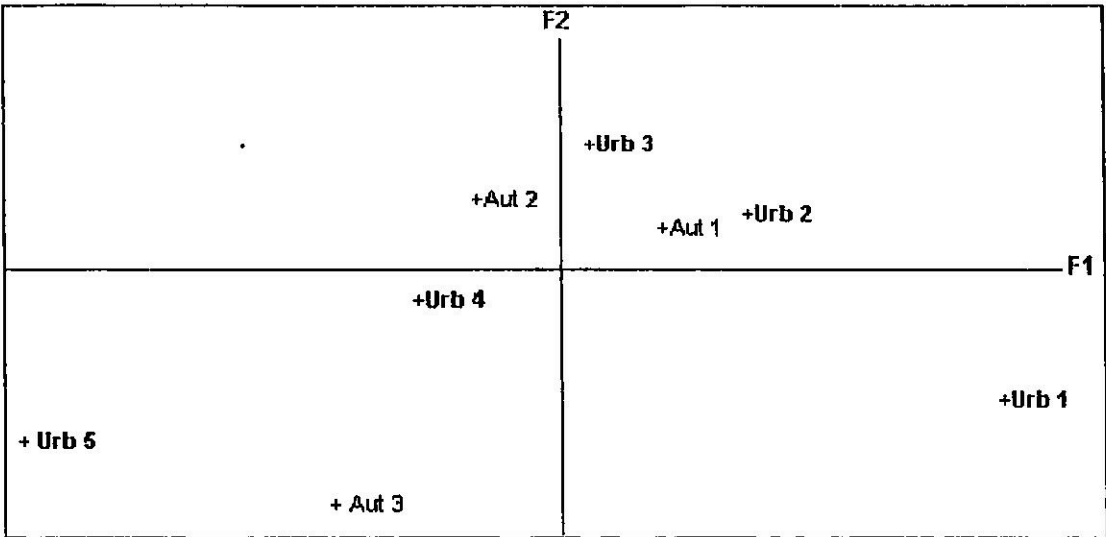


B

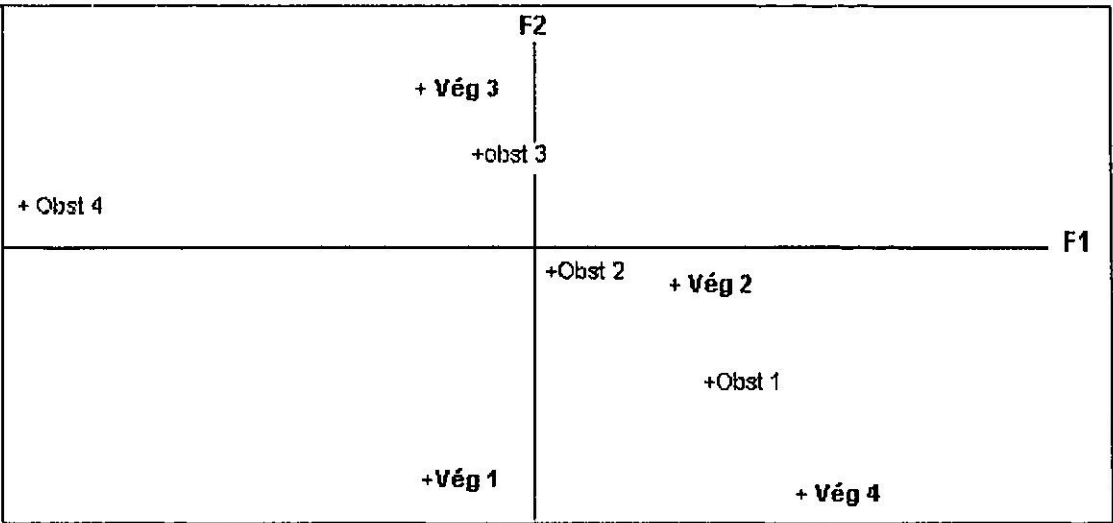


Suite Fig.(14)

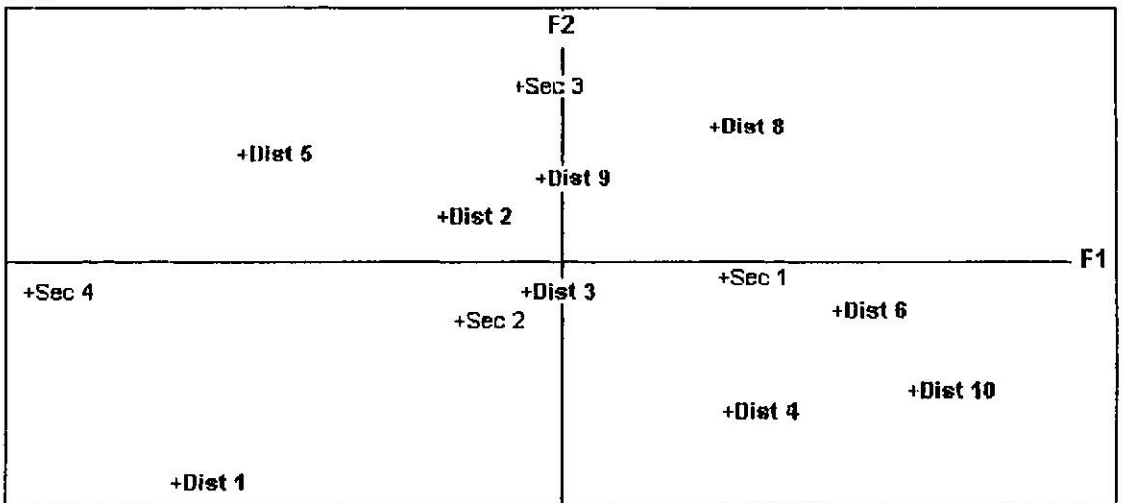
C



D



E



D'après le tableau (60), on peut séparer 3 types de variables :

- celles qui varient dans le même sens que la pollution par le plomb : Urbanisation (Urb), Autoroutes (Aut), Routes secondaires (R.Sec);
- celles qui varient en sens inverse : Altitude (Alt.), Indice de Pureté Atmosphérique (I.P.A.), Distance à la route la plus proche (Dist.).
- celles qui ont une variation peu nette : Couvert végétal (C.veg), Obstacles artificiels (Obst.).

Ces corrélations, jusque là plutôt qualitatives, peuvent être quantitatives grâce au coefficient de corrélations statistique avec des seuils de signification différents (voir tableau 61).

On retrouve les 4 types de variables de l'accumulation du plomb et les 8 variables écologiques des sites, et la corrélation significative mentionnée auparavant.

Tableau (61)-Résultats des analyses statistiques (corrélation entre les teneurs en plomb des bioaccumulateurs et les variables écologiques des sites)

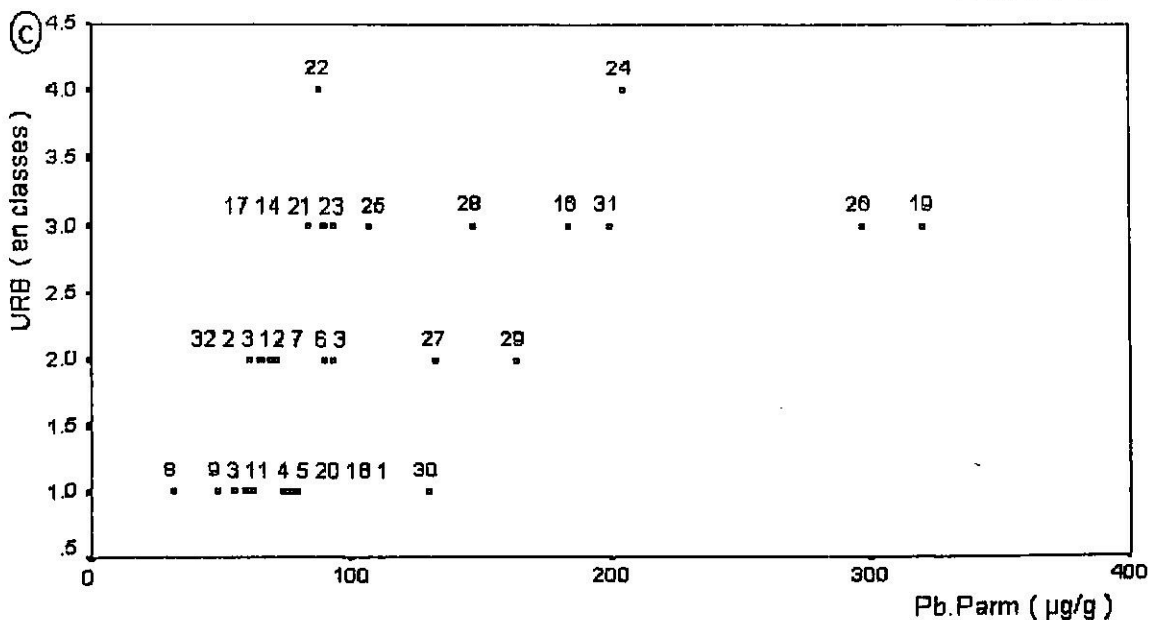
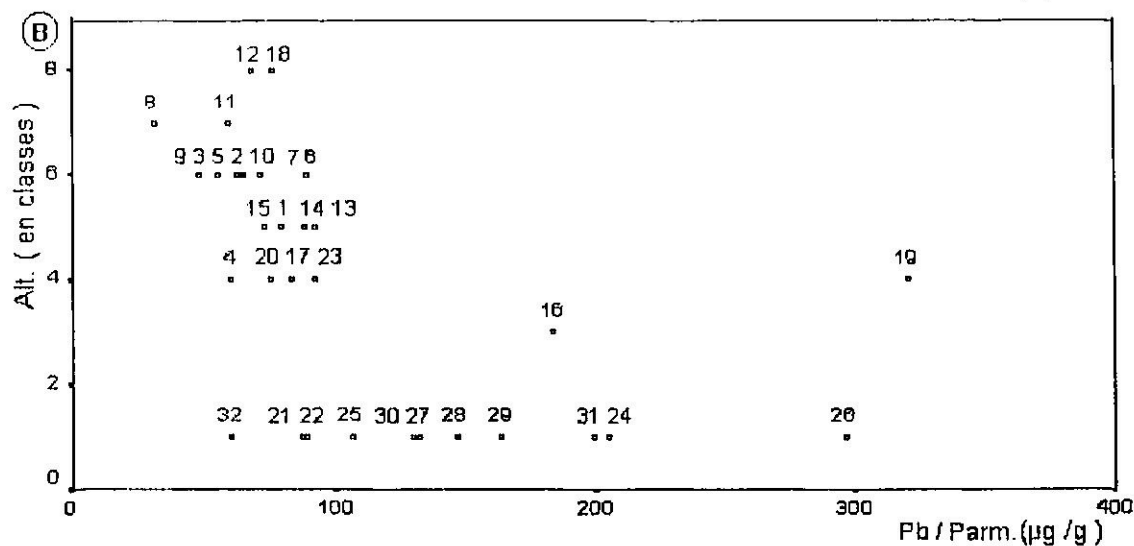
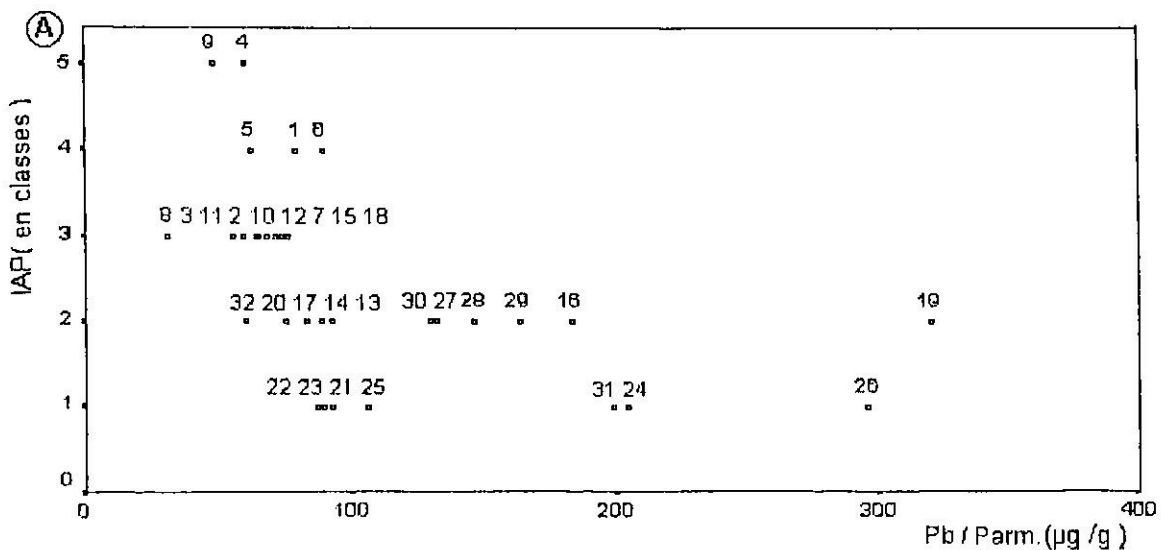
	Alt.	I.P.A.	Dist.	Urb.	Aut.	R.sec.	C.veg.	Obst.
Corr. <i>Parmelia</i>	-0,446	-0,377	-0,467	0,473	0,518	0,317	-0,311	0,267
Corr. <i>Ramalina</i>	-0,433	-0,478	-0,434	0,608	0,578	0,562	-0,337	0,208
Corr. <i>Xanthoria</i>	-0,613	-0,603	-0,603	0,592	0,502	0,467	-0,401	0,191
Corr. Écorces	-0,387	-0,410	-0,342	0,433	0,290	0,479	0,030	0,362

Pour rechercher les corrélations entre les teneurs en plomb des sites et les paramètres écologiques de ces mêmes sites nous avons projeté dans l'espace sous forme de diagrammes de dispersion les teneurs en plomb des sites et les paramètres écologiques correspondants. Les figures 45 à 48 représentent les diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des variables environnementales et les teneurs en plomb des lichens (*Parmelia scortea*, *Ramalina durieui*, *Xanthoria parietina*) et des écorces de d'olivier.

D'après les résultats des tableaux 59 et 60 et des figures 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47 et 48 on peut déterminer la relation entre l'accumulation du plomb et les différents paramètres écologiques.

Fig. (45) Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb chez *Parmelia scorteae*

- A - Zones de l'AP en classes et les teneurs en plomb chez *Parmelia scorteae*
- B - Altitude (Alt.) en classes et les teneurs en plomb chez *Parmelia scorteae*
- C - Urbanisation (Urb.) en classes et les teneurs en plomb chez *Parmelia scorteae*
- D - Autoroutes (Aut.) en classes et les teneurs en plomb chez *Parmelia scorteae*
- E - Distance (Dist.) en classes et les teneurs en plomb chez *Parmelia scorteae*



Suite Fig.(45)

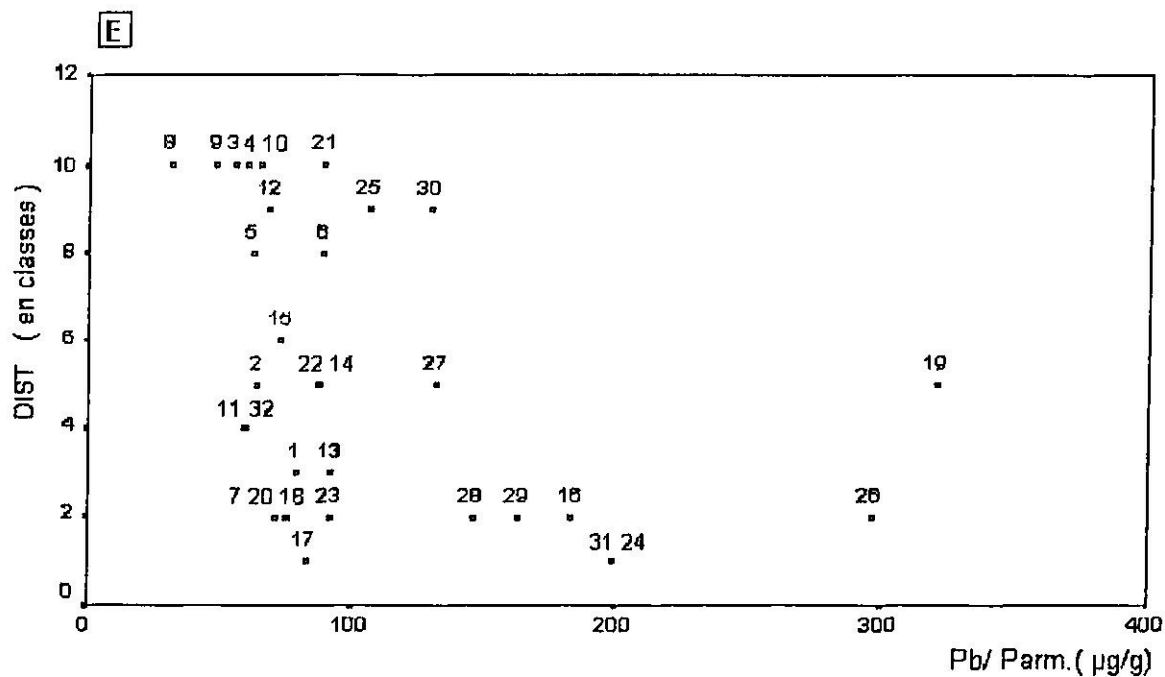
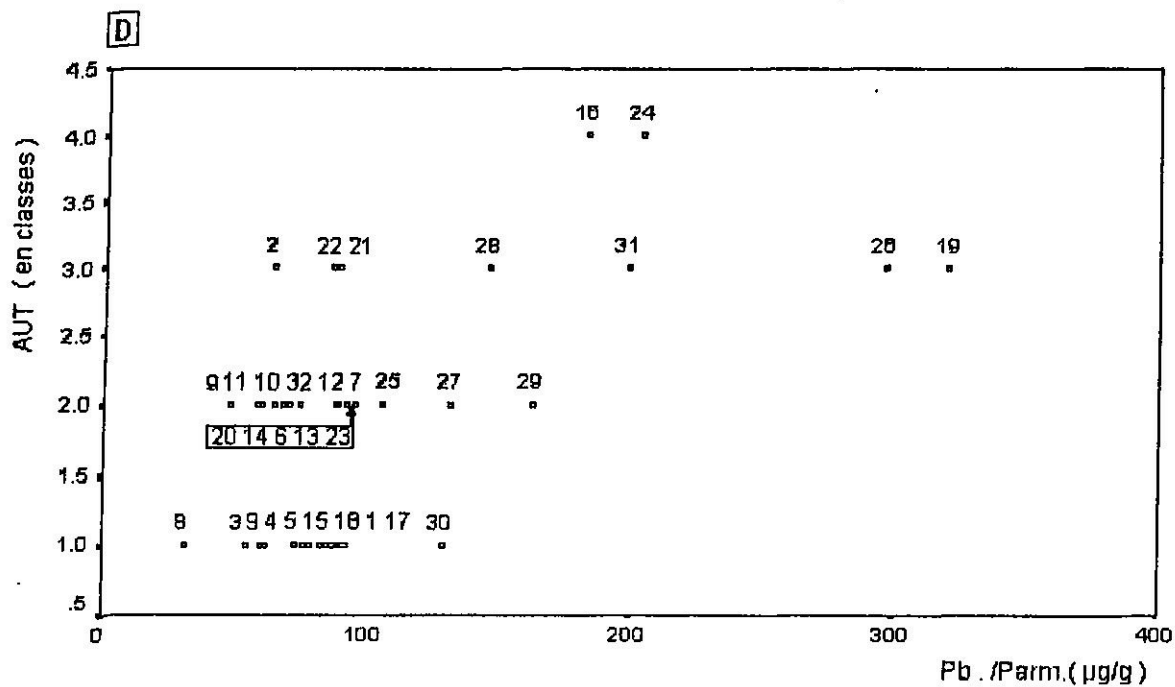


Fig. (46) Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*

A - Zones de l'IAP en classes et les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*

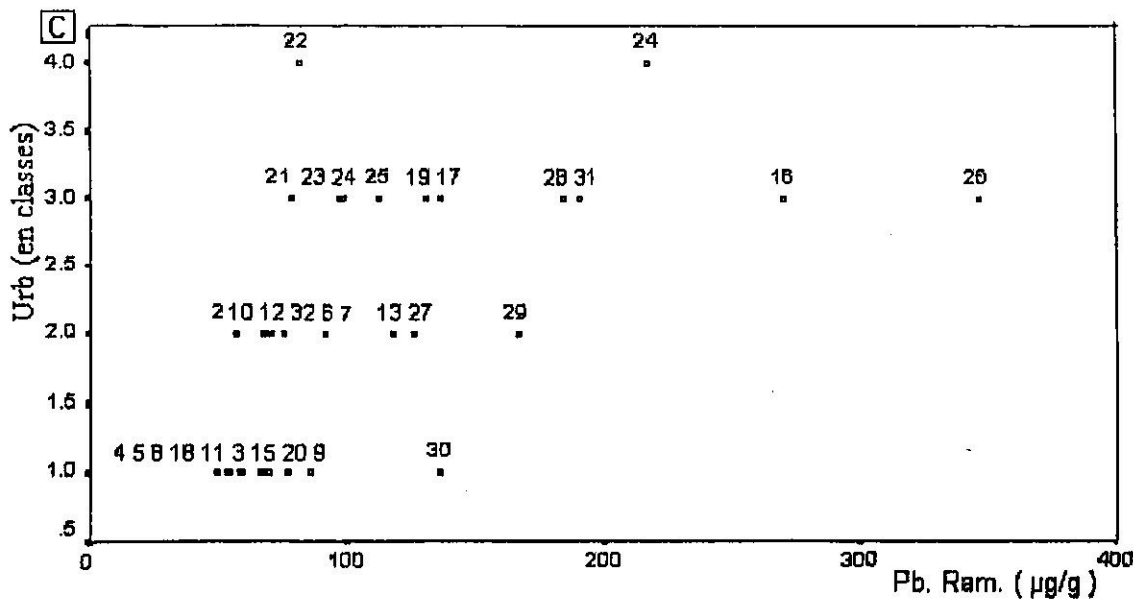
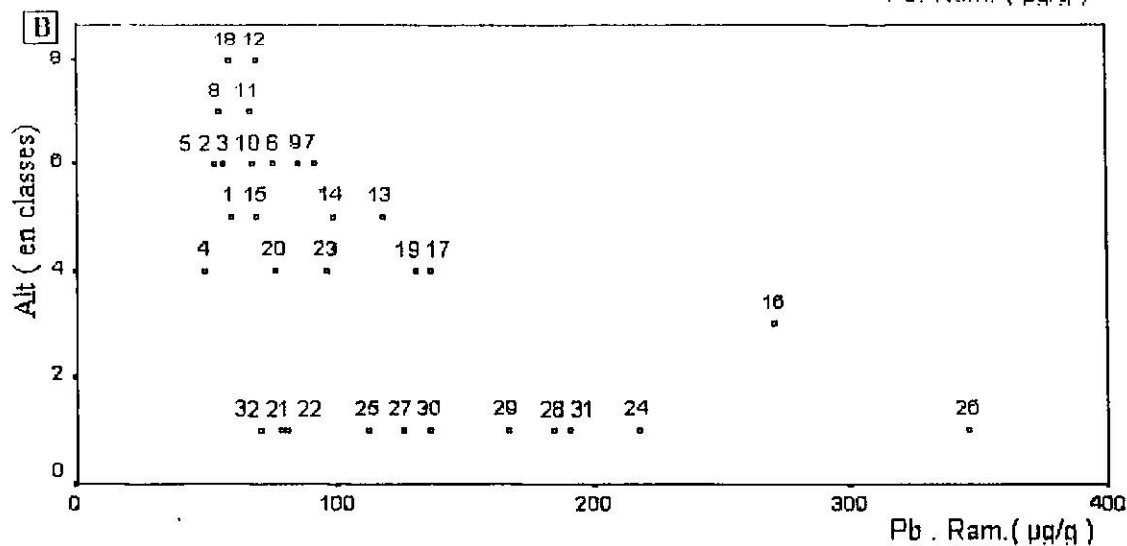
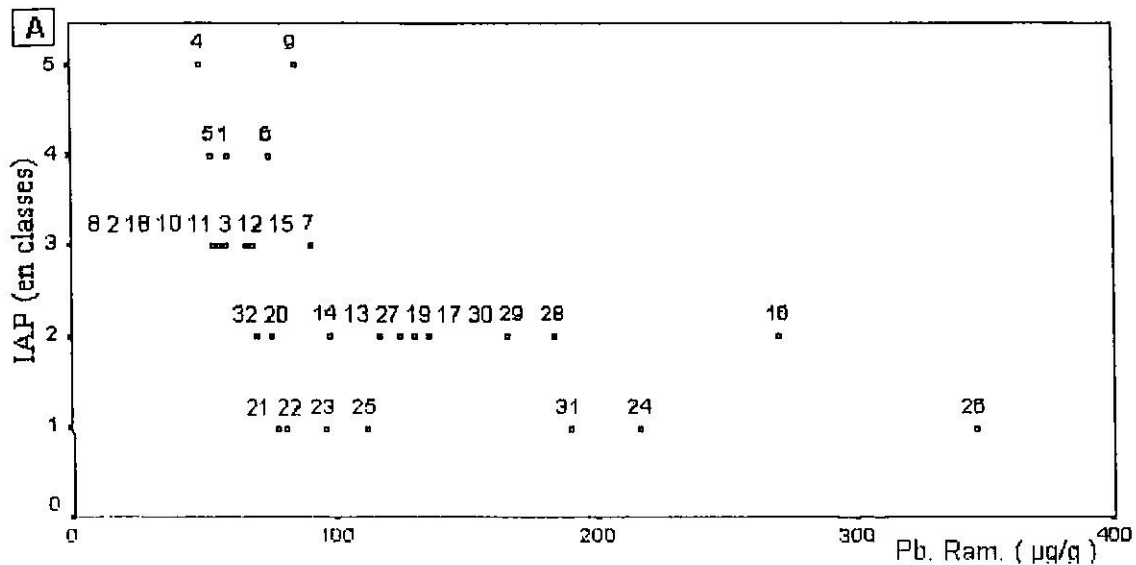
B - Altitude (Alt.) en classes et les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*

C - Urbanisation (Urb.) en classes et les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*

D - Autoroutes (Aut.) en classes et les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*

E - routes secondaires (R.Sec.) en classes et les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*

F - Distance (Dist.) en classes et les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*



Suite Fig. (46)

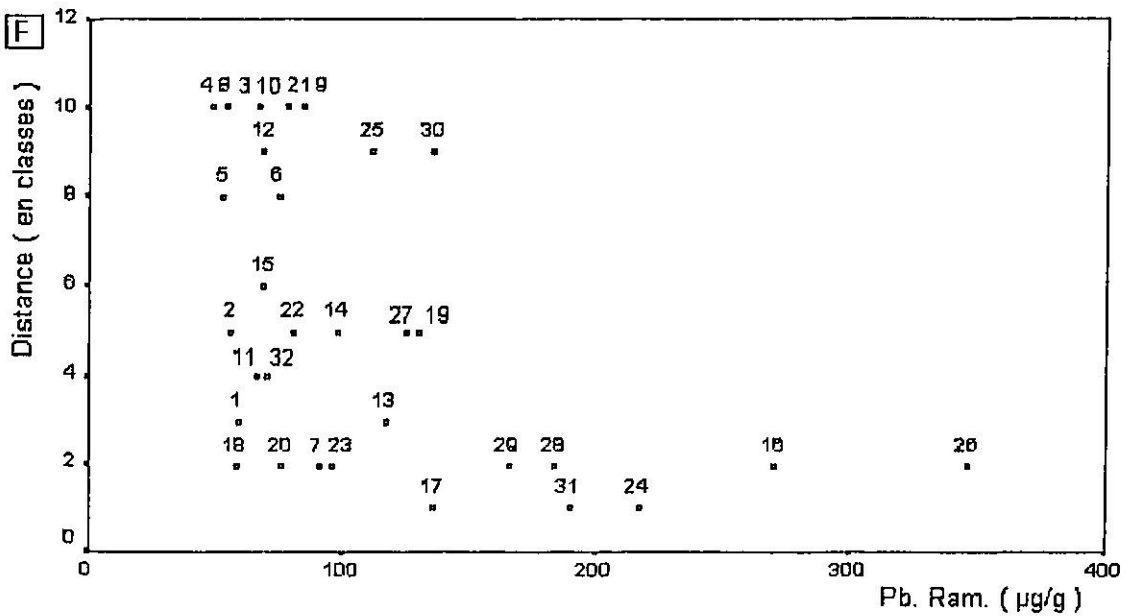
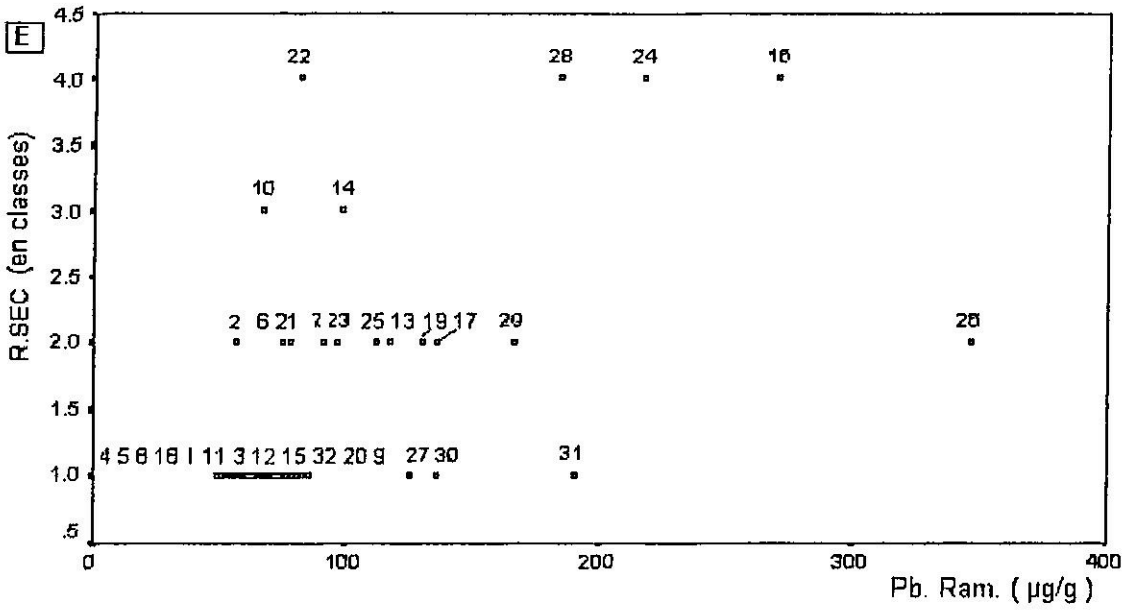
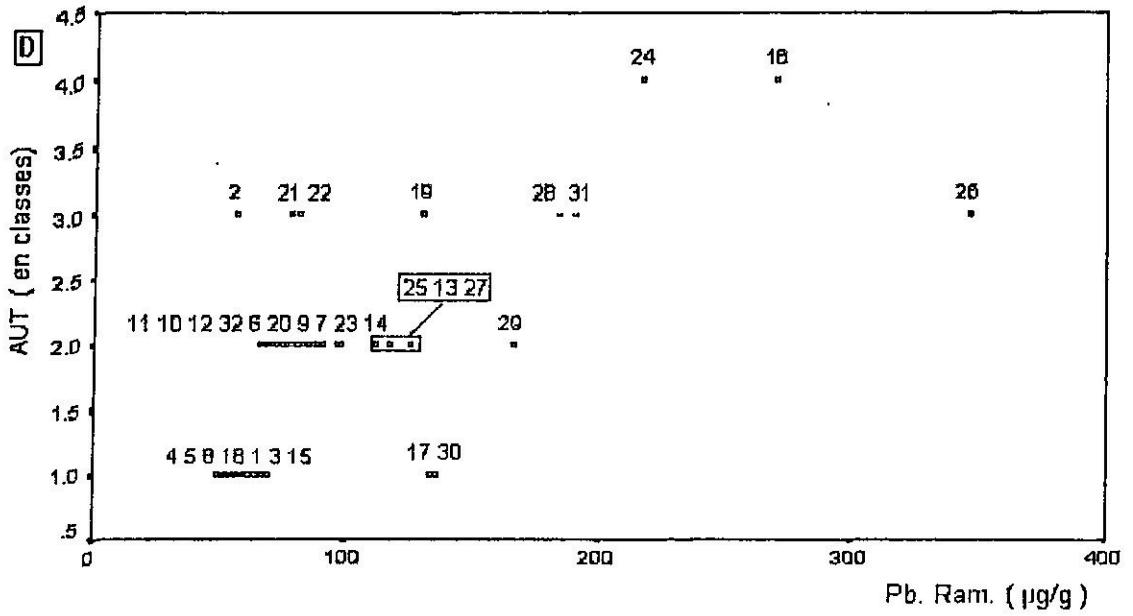
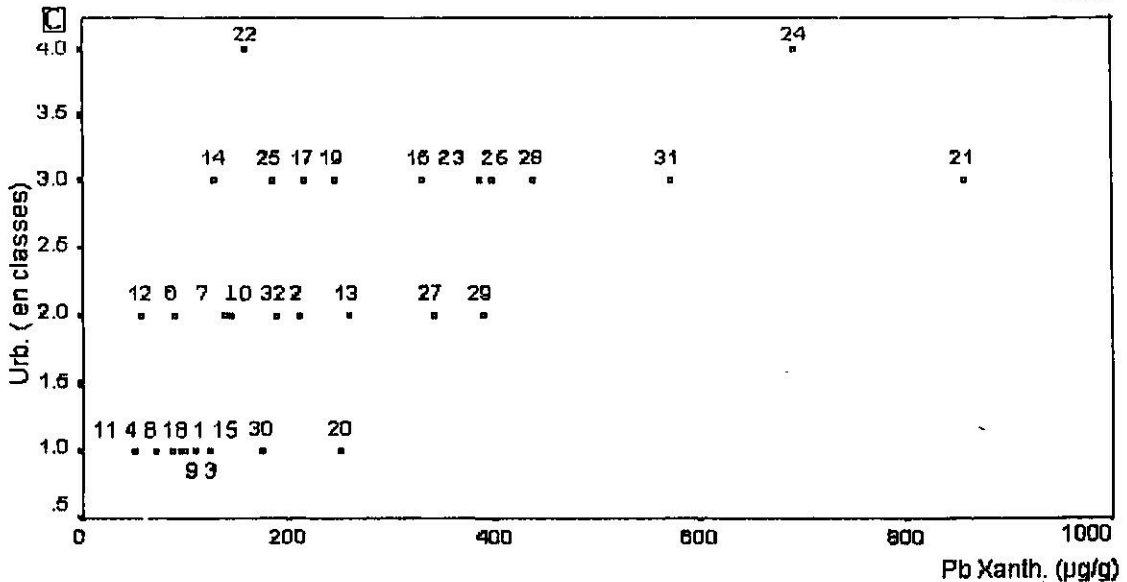
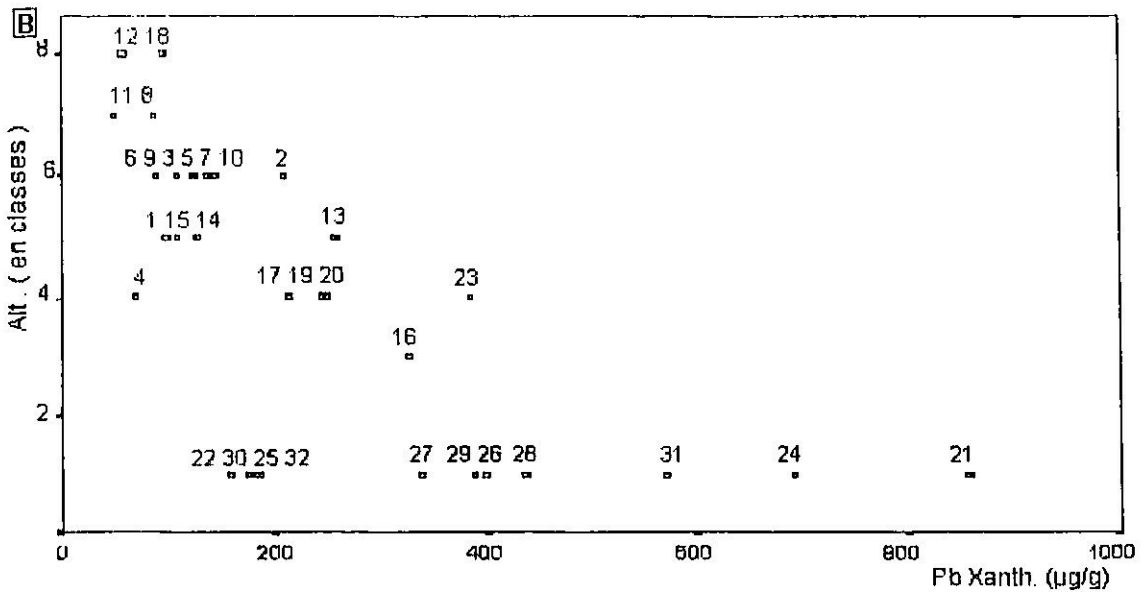
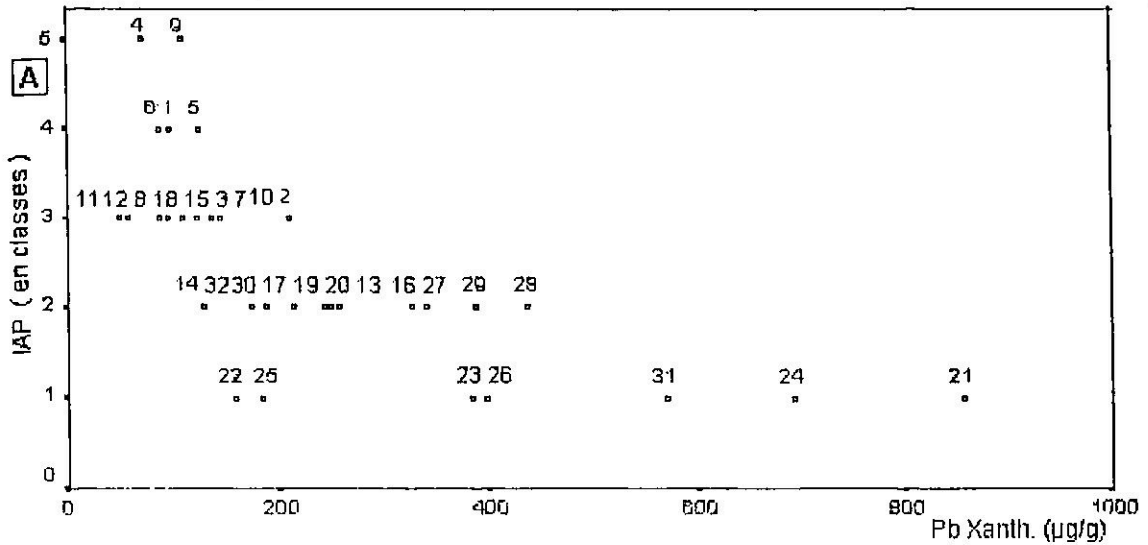


Fig. (47) Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb chez *Xanthoria parietina*

- A - Zones de l'IAP en classes et les teneurs en plomb chez *Xanthoria parietina*
- B - Altitude (Alt.) en classes et les teneurs en plomb chez *Xanthoria parietina*
- C - Urbanisation (Urb.) en classes et les teneurs en plomb chez *Xanthoria parietina*
- D - Autoroutes (Aut.) en classes et les teneurs en plomb chez *Xanthoria parietina*
- E - routes secondaires(R.Sec.) en classes et les teneurs en plomb chez *Xanthoria parietina*



Suite Fig. (47)

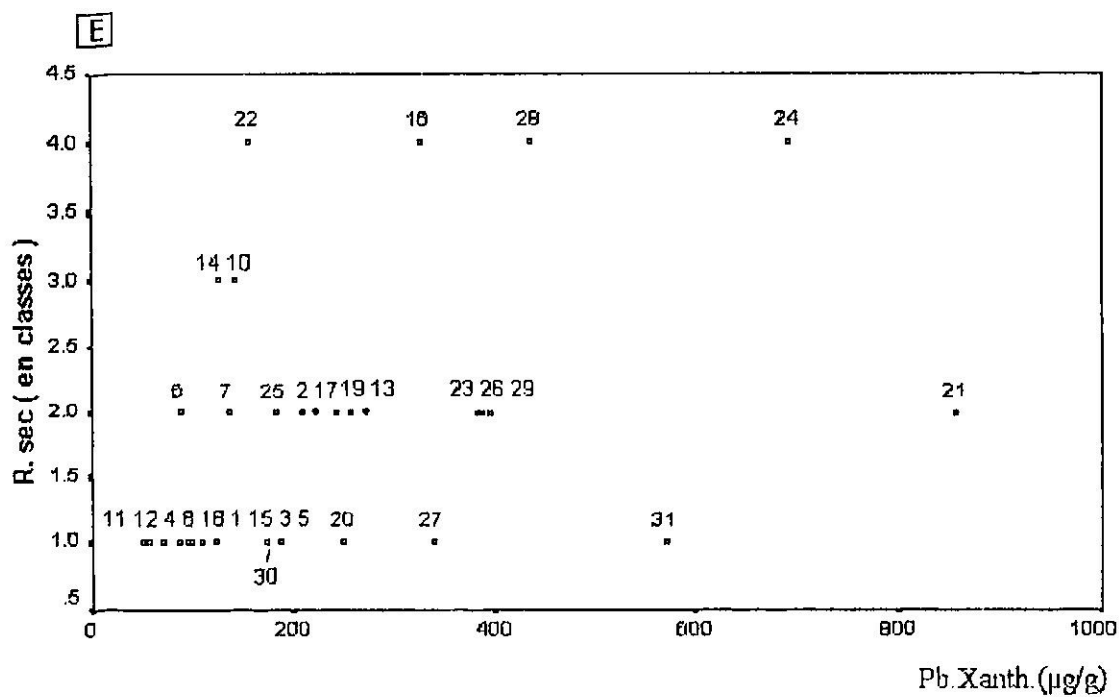
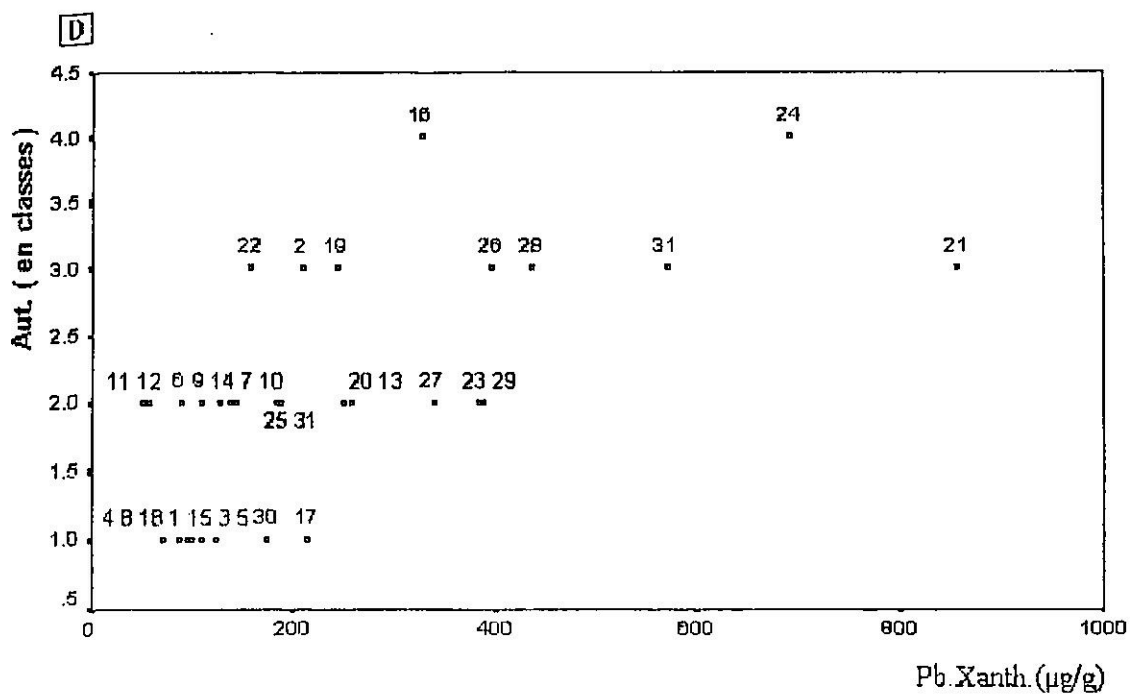
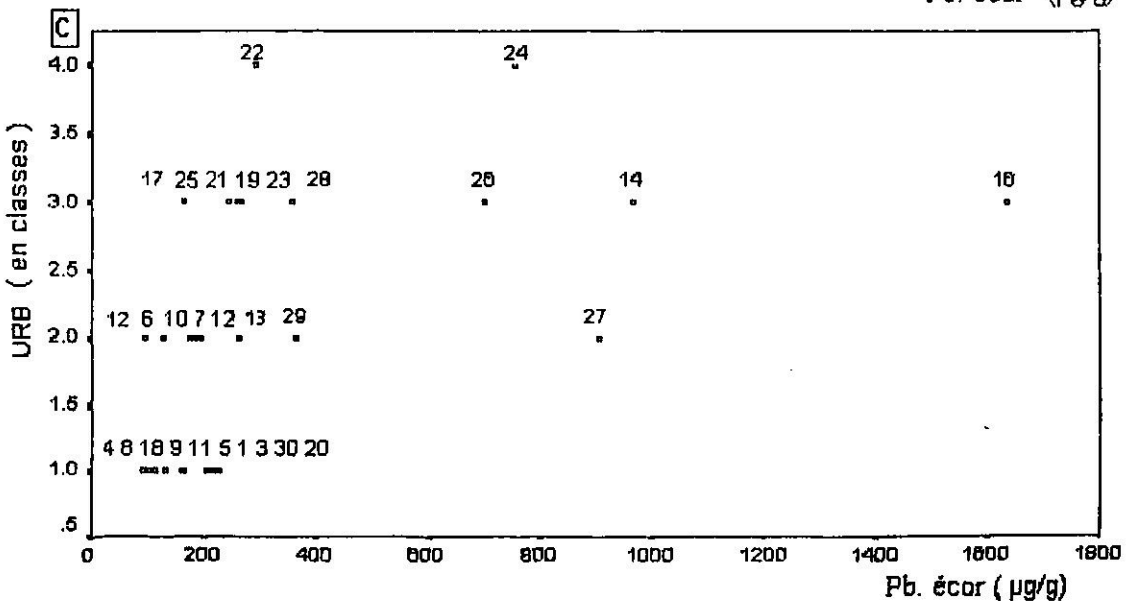
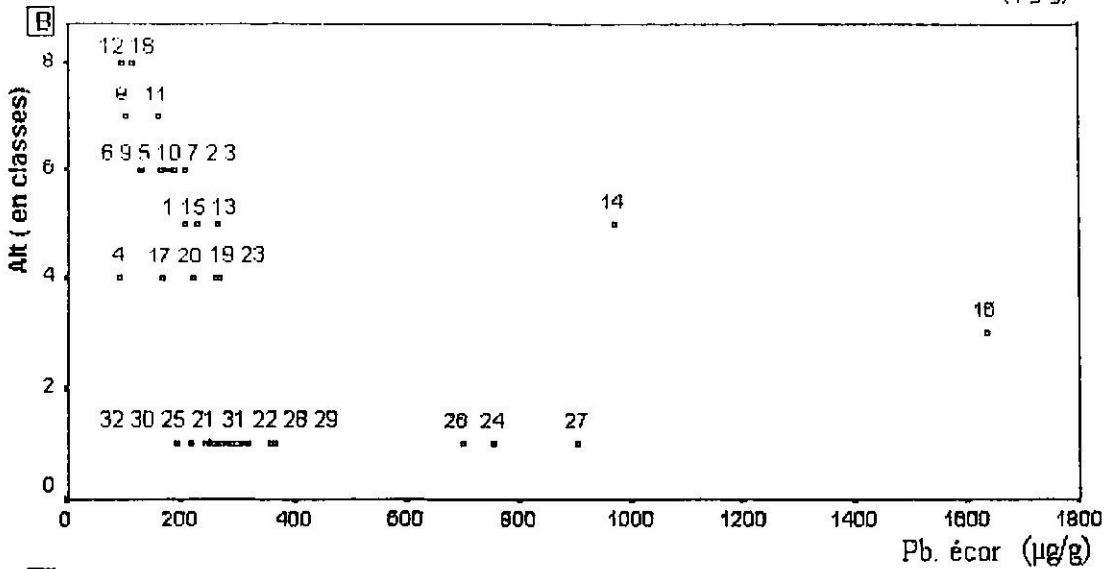
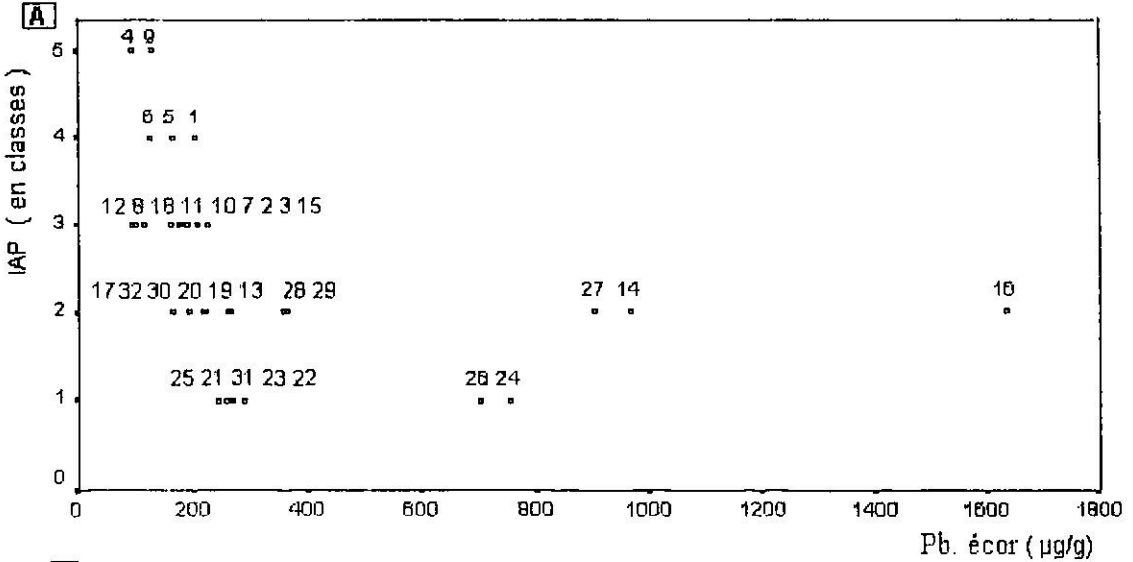
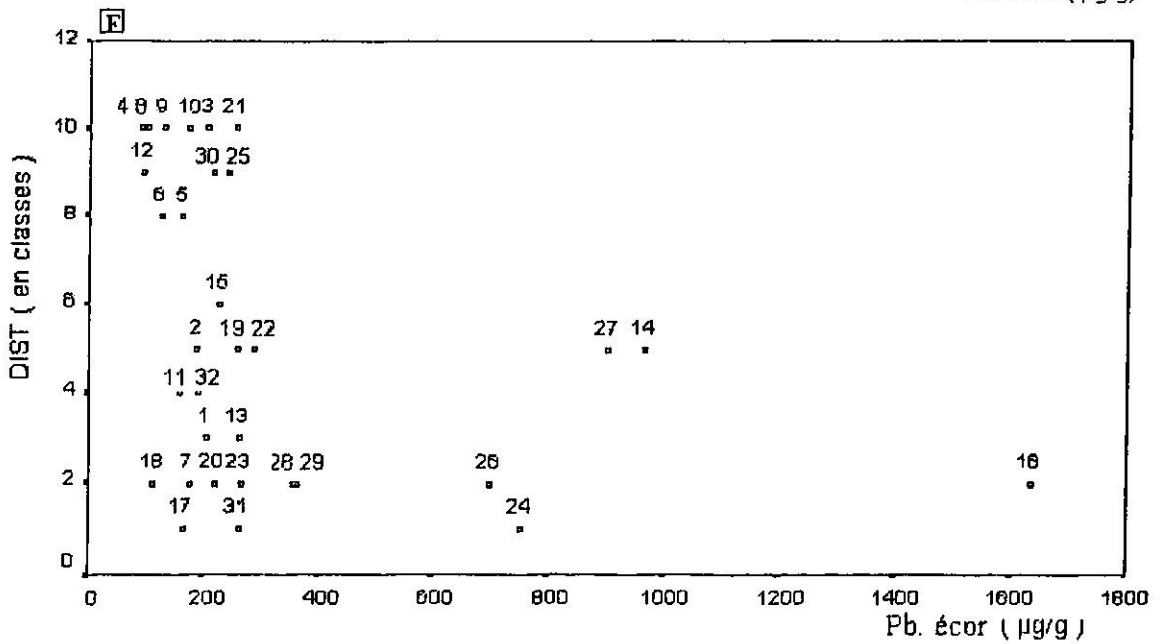
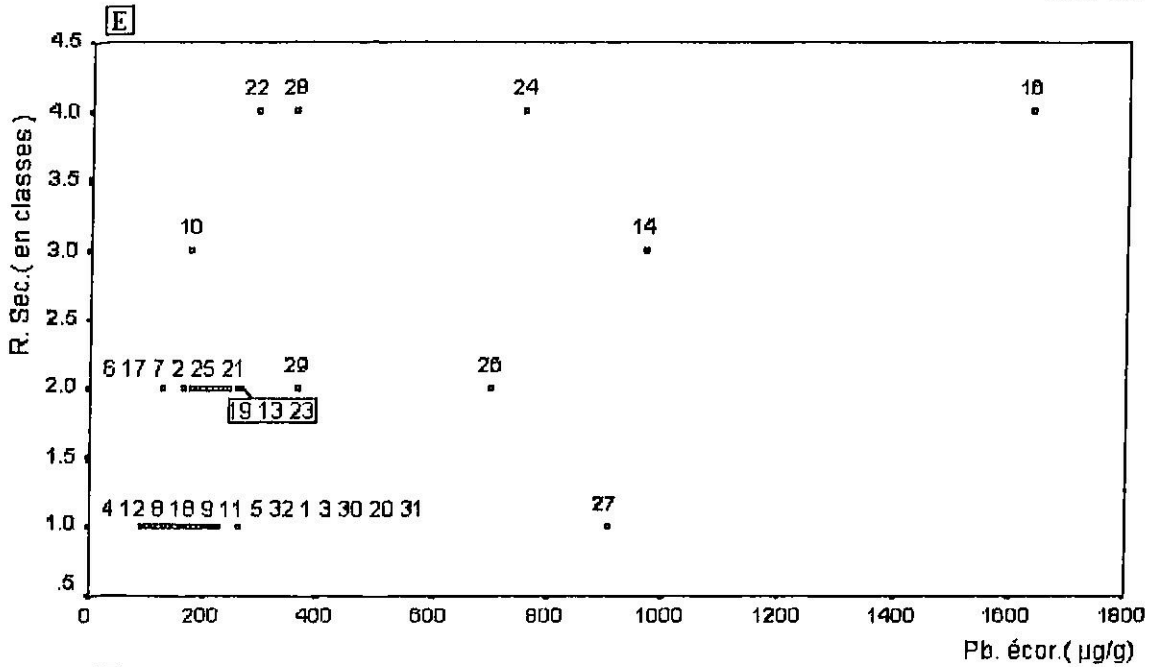
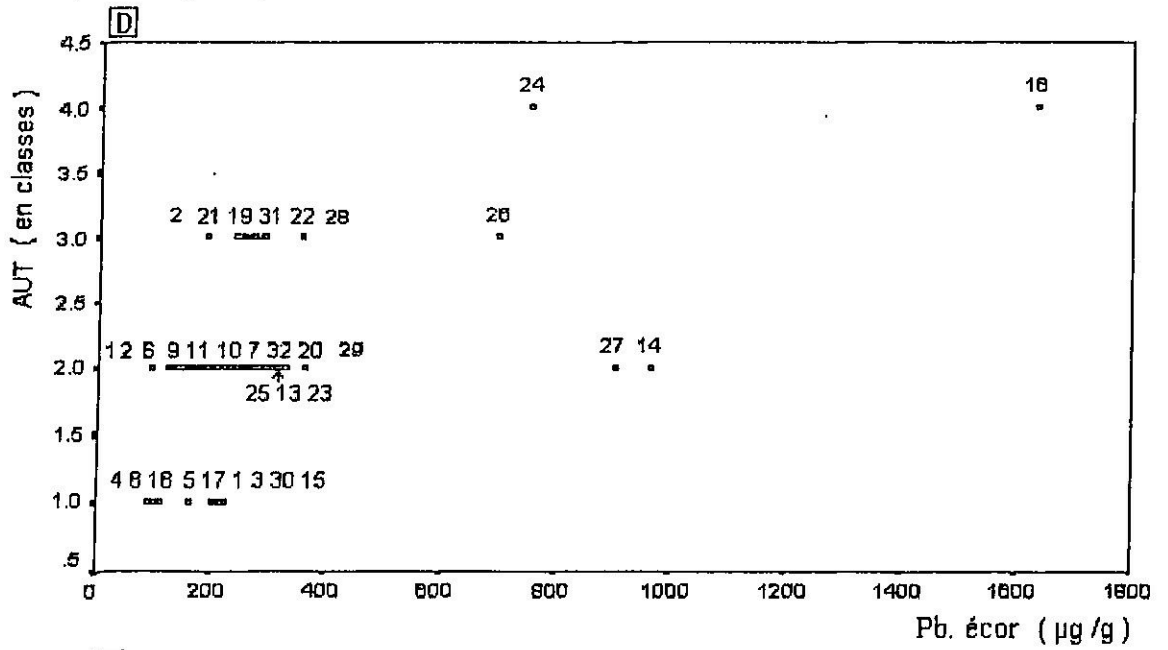


Fig.(48) Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb chez les écorces

- A - Zones de l'IAP en classes et les teneurs en plomb chez les écorces
- B - Altitude (Alt.) en classes et les teneurs en plomb chez les écorces
- C - Urbanisation (Urb.) en classes et les teneurs en plomb chez les écorces
- D - Autoroutes (Aut.) en classes et les teneurs en plomb chez les écorces
- E - routes secondaires(R.Sec.)en classes et les teneurs en plomb chez les écorces
- F - Distance (Dist.) en classes et les teneurs en plomb chez les écorces



Suite Fig.(48)



3-3-2-Relation entre l'accumulation du plomb et l'altitude

Il existe une corrélation très significative entre les teneurs en plomb des transplants lichéniques (*Ramalina duriaei* et *Parmelia scortea*), de *Xanthoria parietina in situ* et des écorces d'olivier avec l'altitude des sites. L'analyse factorielle des correspondances multiples représentée dans les figures 41 B, 42 B, 43 B et 44 B montre qu'au niveau des dépressions d'Alger (Alt 1) situées à moins de 100m, les teneurs en plomb chez les transplants lichéniques, chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces sont généralement élevées. D'ailleurs les observations des teneurs en plomb élevées (Parm 4, Ram 3, Xp. 6 et Ec 7) placées dans les figures 41 A, 42 A, 43 A et 44 A sont souvent reliées à l'altitude basse (Alt1). Le tri des sites en fonction des valeurs en plomb et l'altitude représentée dans les figures 45 B, 46 B, 47 B et 48 B montre que certains sites enregistrent des taux très élevés en plomb. C'est le cas de Carroubier (26), El Annasser (24), Bordj El Kiffan (31), Belford (28) et Hôtel Ziri (29) où les teneurs en plomb sont supérieures à 150µg/g chez les transplants lichéniques (*Ramalina duriaei*, *Parmelia scortea*), chez *Xanthoria parietina* et chez les écorces. Dans certains cas elles atteignent des valeurs considérables chez *Xanthoria parietina* (691µg/g) chez les écorces (752µg/g) au niveau du site d'El Annasser (24) et même 903µg/g chez les écorces à Mohammadia (27). Aux altitudes moyennes situées entre 150 à 250m (Alt4 et Alt5), les teneurs en plomb sont généralement modérées et varient entre 49 µg/g et 136µg/g chez les transplants lichéniques observés au niveau des sites de Bainem (4), du Palais de la culture (20) de Fontaine Fraîche (17) et de Kouba (fort) (23) et de 70µg/g à 383µg/g chez le *Xanthoria parietina* et les écorces au niveau des mêmes sites.

Aux altitudes comprises entre 200 à 250 m, on observe le même phénomène chez la plupart des sites situés à ce niveau comme Voirol (15), El-Achour (1), Clinique des Orangers (14), Bir Mourad Raïs (13) où les teneurs en plomb varient entre 59µg/g et 117µg/g chez les deux transplants et de 97µg/g à 965µg/g chez *Xanthoria parietina* et chez les écorces.

Enfin au niveau des sites situés aux altitudes les plus élevées de la région d'Alger (300 à 400m) tel que Sidi Lakhdar (8), Beau fraisier (11), Bouzaréa (E.N; 12) et Bouzaréa (Anc fort; 18), les teneurs en plomb enregistrées sont généralement faibles. Elles varient de 31µg/g à 76µg/g chez les deux transplants lichéniques et de 50µg/g à 158µg/g chez *Xanthoria parietina* et chez les écorces au niveau des mêmes sites. D'ailleurs Parm 1, Ram 1, Xp 1 et Ec 1 sont liés aux altitudes élevées (Alt 7 et Alt 8) comme l'indiquent les Figures 41 B, 42 B, 43 B et 44 B. En plus les diagrammes de dispersion des sites dans

l'espace représentés dans les figures 45 B, 46 B, 47 B et 48 B précisent clairement les sites entrant dans cette catégorie.

L'analyse statistique de régression entre les teneurs en plomb de *Parmelia scortea* par exemple montre que le taux de plomb moyen diminue de 0,21 µg/g pour chaque mètre d'altitude au niveau des sites étudiés. Nos résultats sont en accord avec les travaux de Bartok (1988), en Roumanie, et les modèles de diffusion des particules atmosphériques décrits par Campbell (1976) et Strom (1976). Par contre, nos résultats sont en contradiction avec ceux de Kral *et al.* (1989) qui ont mis en évidence en Bohême une relation linéaire et croissante entre l'accumulation du plomb par *Hypogymnia physodes* et l'altitude. Pour ces auteurs, la teneur en plomb des lichens augmente avec l'altitude probablement à cause des précipitations plus abondantes en altitude.

3-3-3-Relation entre l'accumulation du plomb et l'I.P.A.

La relation entre les différentes zones d'isopollution de l'I.P.A. (voir Chapitre 9) et le taux de plomb chez les transplants lichéniques (*Parmelia scortea* et *Ramalina duriaei*), *Xanthoria parietina in situ* et les écorces d'olivier au niveau de certains sites de la zone étudiée peut être démontrée sur les deux axes factoriels représentés aux figures 41 A, 42 A, 43 A et 44 A) et les classes de l'I.P.A. (figures 41B, 42 B, 43 B et 44 B) où l'on peut constater que les taux de plomb les plus élevés (Parm 4, Ram 4, Xp 6, Xp 7, Ec 7 et Ec 8) sont toujours reliés à l'I.P.A.1. Par contre les teneurs en plomb les plus basses (Parm 1, Ram 1, Xp 1, Xp 2, Ec 1 et Ec 2) sont reliées à l'I.P.A.5. Les diagrammes de dispersion des sites dans l'espace en fonction des teneurs en plomb représentés dans les figures 45 A, 46 A, 47 A et 48 A précisent ce phénomène. D'abord en zone (1) la plus polluée par exemple, on constate que les teneurs en plomb les plus élevées sont enregistrées au niveau de Bordj El Kiffan (site 31), El Annasser (site 24) et Carroubier (site 26) avec des valeurs qui dépassent 150 µg/g chez les transplants lichéniques et plus de 200 µg/g chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces. En zone (2) polluée aussi, les teneurs en plomb demeurent importantes chez certains sites que ce soit chez les deux transplants lichéniques ou *Xanthoria parietina in situ* ou chez les écorces. Nous pouvons citer à titre d'exemple le site du Palais du peuple (N°16) où les teneurs en plomb enregistrées sont supérieures à 150 µg/g chez les deux transplants lichéniques et plus de 300 µg/g chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces. Il en est de même pour les sites de Kouba (N° 19), Belfort (N° 28), Hôtel Ziri (N° 29) et Mohammadia (N° 27) où les teneurs en plomb enregistrées au niveau de ces sites sont supérieures à 100 µg/g chez les deux transplants lichéniques et à

plus de 200µg/g chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces. Par contre, les teneurs en plomb les plus basses sont observées au niveau des sites situés en zones 3, 4 et 5, les moins pollués. En zone (3), par exemple on peut citer Sidi Lakhdar (N° 8), Beni Messous (N° 3), Beau fraisier (N° 11) et Cité Malki (N°10) où les teneurs en plomb enregistrées sont inférieures à 100µg/g chez les deux transplants lichéniques et à moins de 200µg/g chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces. Les mêmes observations sont faites au niveau des sites situés en zones 4 et 5 comme Haouch Chaouch (N° 5); El Achour (N° 1); Ben Aknoun (N° 6); Bainem (N° 4) et Parc Zoologique (N° 9) où les teneurs en plomb enregistrées sont généralement en dessous de 100µg/g chez les deux transplants lichéniques et inférieure à 200µg/g chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces.

Nos résultats qui permettent de relier la quantité de plomb accumulée par les lichens, donc les retombées atmosphériques avec le niveau de la pollution globale déterminée par le calcul de l'I.P.A. (ou I.A.P.), sont en accord avec ceux de Herzig *et al* (1989a) qui ont publié une importante étude statistique à ce sujet. Ces auteurs ont comparé par une analyse multiple de régression linéaire les niveaux de la pollution globale établis en Suisse par les calculs de l'I.A.P.18 et l'accumulation de 21 éléments parmi lesquels le plomb. La méthode de l'I.A.P.18 appelée aussi «Calibrated Lichen Indication Method» ou «Total Air Pollution Indicator» repose sur le calcul d'un indice basé sur la fréquence de 40 espèces sélectionnées. Les résultats de l'I.P.A. permettent à Herzig *et al.* (1989b) de distinguer ensuite 5 zones de végétation lichénique associées à 5 niveaux de pollution. La correspondance est la suivante :

- dessert lichénique = pollution de l'air critique;
- zone interne de combat = pollution de l'air élevée;
- zone externe de combat = pollution de l'air moyenne;
- zone de transition = pollution de l'air basse;
- zone normale = pollution de l'air très basse.

L'utilisation des lichens comme bioaccumulateurs, ce que ces mêmes auteurs appellent «Passive Biomonitoring», a permis de corrélérer la zonation de la pollution globale avec un gradient de bioaccumulation passive des divers éléments. On a pu établir 4 classes d'éléments selon leur corrélation avec la pollution globale. Il s'avère que le taux de plomb (31µg/g) du lichen (*Hypogymnia physodes*) est 6 fois plus faible dans la zone à «pollution de l'air très basse» que dans la zone à «pollution de l'air critique» où il atteint 178µg/g et 180 µg/g selon les régions. Le coefficient de corrélation entre l'accumulation du plomb par le lichen et la pollution globale est ici $R = - 0,850$, coefficient négatif

(sécurité *** = $p < 0,0001$). Ce coefficient négatif ($R = - 0,85$) signifie que la haute teneur en plomb des lichens est liée à une basse valeur de l'I.P.A. donc à un haut degré de pollution globale. Si nous avons une correspondance du même type avec les taux de plomb (des lichens et des écorces) les plus élevés dans la zone la plus polluée (I.P.A. 1), puis une décroissance de la teneur en plomb lorsque la pollution globale diminue, il faut cependant souligner que le coefficient de corrélation le plus significatif ($R = - 0,603$) concerne le taux de plomb de *Xanthoria parietina* dont les thalles récoltés s'étaient développés spontanément sur les sites étudiés. On ne peut ici que confirmer l'intérêt des lichens se développant *in situ*, même si les transplantations lichéniques peuvent parfois compenser l'absence de thalles se développant naturellement.

3-3-4-Relation entre l'accumulation du plomb et la distance à la voie de circulation

3-3-4-1-Cas des autoroutes et des routes à grande circulation

Nous avons projeté sur les deux axes principaux de l'analyse factorielle des correspondances multiples (A.F.C.M.) les corrélations entre les classes des teneurs en plomb des lichens et des écorces (Figures 41 A, 42 A, 43 A et 44 A) et les classes des autoroutes (Figures 41 C, 42 C, 43 C et 44 C). D'après ces figures, on constate que lorsqu'il existe près du site étudié des autoroutes ou des routes à grande circulation, les teneurs en plomb sont les plus élevées. Ainsi, les variables Parm 4, Ram 4, Xp 4, Xp 5 et Ec 7 sont dépendantes de Aut 2 ou de Aut 3. Le tri des sites réalisé par les diagrammes de dispersion représenté dans les figures 45 D, 46 D, 47 D et 48 D, montre que les teneurs en plomb chez les deux transplants lichéniques, chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces sont très élevées. Au niveau du Palais du peuple (16) par exemple, la teneur en plomb est de $183\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea*, de $270\mu\text{g/g}$ chez *Ramalina duriaei*. Chez *Xanthoria parietina* la quantité du plomb est de $326\mu\text{g/g}$ et elle atteint $1633\mu\text{g/g}$ chez les écorces au niveau du même site. Les mêmes observations sont notées à El Annasser (24) où les concentrations en plomb varient de $204\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea* à $217\mu\text{g/g}$ chez *Ramalina duriaei* et atteignent $691\mu\text{g/g}$ chez *Xanthoria parietina* et $752\mu\text{g/g}$ pour les écorces.

Pour les sites situés près de deux autoroutes ou de deux routes à grande circulation (Aut 2), les teneurs en plomb demeurent élevées dans la plupart des cas. Les valeurs minimales enregistrées sont de l'ordre de $87\mu\text{g/g}$ chez *Parmelia scortea* à l'Université d'Alger (22) et au jardin du Hamma (21) mais elles atteignent $320\mu\text{g/g}$ à Vieux Kouba (19). De même les teneurs du plomb de *Ramalina duriaei* sont de $346\mu\text{g/g}$ à Carroubier

(26) et de 125 à Mohammadia (27). Pour *Xanthoria parietina*, on a obtenu 158 μ g/g à l'Université d'Alger.

Enfin, l'étude statistique de régression, montre que l'existence d'une autoroute contribue à une augmentation moyenne de 33,3 μ g/g de plomb pour *Parmelia scortea* sur l'ensemble des sites étudiés.

3-3-4-2-Cas des routes principales et secondaires

La relation entre l'accumulation du plomb chez les lichens et les écorces et la distance de la voie de circulation est significative pour *Parmelia scortea*, *Ramalina duriaei* et pour les écorces d'olivier pour les 32 relevés réalisés. Après avoir projeté sur les deux axes principaux de l'A.F.C.M. les teneurs en plomb des transplants et les écorces en classes (Fig. 41 A, 42 A et 44 A) en relation avec les classes des distances (Fig. 41 E, 42 E et 44 E), nous pouvons remarquer les liaisons entre Dist 1 avec Parm 4, Ram 3, Ec 7 et Ec 8. Cela signifie que les sites situés à 10 m de la chaussée ont des teneurs en plomb plus élevées que ce soit chez *Parmelia scortea*, *Ramalina duriaei* ou les écorces. Les diagrammes de dispersion (Fig. 45 E, 46 F et 48 F) vont nous permettre de préciser le groupe de sites entrant dans cette catégorie qui sont Bordj El Kiffan (31), El Anasser (24), Belfort (28), Hôtel Ziri (29), Palais du peuple (16) et Carroubier (26). Au niveau de ce groupe de sites, le taux de plomb chez *Parmelia scortea* varie entre 146 μ g/g enregistré à Belfort et atteint 296 μ g/g à Carroubier. Chez *Ramalina duriaei*, on constate que le minimum de plomb relevé est de 166 μ g/g noté à l'Hôtel Ziri et atteint 346 μ g/g à Carroubier. Enfin les écorces ont enregistré un minimum de 261 μ g/g à Bordj El Kiffan et le maximum est observé au Palais du Peuple (1633 μ g/g). Cependant, on remarque que certains sites qui normalement entrent dans ce groupe car situés à moins de 10m de la route ont enregistré des valeurs modérées en plomb comme à Fontaine Fraîche, Fougeroux, Palais de la culture, Bouzaréa (Anc Fort) et Kouba. Ceci serait dû à la faible circulation automobile au niveau de ces sites.

Dans la catégorie des sites situés à plus de 150 m de la route, l'examen des axes de l'analyse factorielle (Figures 41 E, 42 E et 44 E et figures 41 A, 42 A et 44 A) montre que la distance 10 (Dist.10) est en relation avec Parm 1 et Ram 1, que la distance 8 (Dist.8) est en liaison avec Ec 1 et que la Dist 10 est en liaison avec Ec 2. Cela veut dire que les teneurs en plomb les plus basses (< 100 μ g/g) chez les deux lichens transplantés sont trouvées à plus de 300 m. De même chez les écorces, on observe des teneurs en plomb inférieures à 100 μ g/g à des distances qui varient entre 150 à 200 m et des teneurs en plomb

de l'ordre de 200 μ g/g à une distance supérieure à 300 m. La liste des sites entrant dans cette dernière catégorie est notée sur les diagrammes de dispersion des figures 45 E, 46 F et 48 F. Il s'agit de Haouch Chaouch, Ben Aknoun, Bouzaréa (E.N), Hôpital Parnet, Sidi Lakhdar, Beni Messous, Bainem, Cité Malki et Jardin du Hamma. Au niveau des sites cités, les teneurs en plomb chez *Parmelia scortea* varient de 31 μ g relevé à Sidi Lakhdar et 106 μ g/g à l'Hôpital Parnet. Chez *Ramalina duriaei*, on enregistre un minimum de 49 μ g/g à Bainem et un maximum de 112 μ g/g à l'Hôpital Parnet. Enfin les écorces ont accumulé un minimum de 92 μ g/g à Bainem et un maximum de 251 μ g/g au Jardin du Hamma.

La relation entre les teneurs en plomb et les routes secondaires sont significatives pour *Ramalina duriaei*, *Xanthoria parietina* et les écorces. D'après les figures 42 E, 43 E et 44 E, on constate généralement que lorsqu'il existe 4 routes secondaires (Sec 4) au niveau des sites étudiés, les teneurs en plomb chez *Ramalina duriaei*, *Xanthoria parietina* et chez les écorces sont élevées. Dans tous les cas, la variable (Sec 4) est liée à Ram 4, Xp 4, Xp 5, Ec 7 et Ec 8, représentés dans les figures 42 E, 43 E et 44 E et les figures 42 A, 43 A et 44 A respectivement.

Le groupe de sites où les teneurs en plomb sont élevées sont triés par les diagrammes de dispersion (Fig. 46 E, 47 E et 48 E). C'est le cas du Palais du Peuple (site 16) où les teneurs en plomb enregistrées sont de l'ordre de 270 μ g/g pour *Ramalina duriaei*, 326 μ g/g pour *Xanthoria parietina* et 1633 μ g/g pour les écorces. Les teneurs en plomb sont aussi élevés au niveau du site N°28 de Belfort avec 184 μ g/g pour *Ramalina duriaei* et 436 μ g/g pour *Xanthoria parietina in situ* et 357 μ g/g pour les écorces. Il en est de même au niveau du site N°24 à El Annasser où l'on note 217 μ g/g de plomb pour *Ramalina duriaei*, 691 μ g/g pour *Xanthoria parietina in situ* et 752 μ g/g pour les écorces. Dans cette catégorie, on peut noter une plus faible accumulation du plomb chez les lichens (81 μ g/g chez *Ramalina duriaei*, 158 μ g/g chez *Xanthoria parietina*) et les écorces (288 μ g/g) au niveau de l'Université d'Alger (site N°22) puisque ce site est situé dans une enclave entouré de bâtiments comme nous l'avons déjà signalé précédemment.

Dans la catégorie des sites situés près d'une route (Sec 1) comme Beau fraisier (11), Bouzaréa (EN) (12), Bainem (4), Sidi Lakhdar (8), Bouzaréa (Anc. fort) (18), El Achour (1), Voirol (15), Beni Messous (3), Haouch Chaouch (5) et Foire d'Alger (30), on constate généralement de faibles teneurs en plomb que se soit chez les deux lichens ou chez les écorces. Les figures 42 A, 43 A et 44 A montrent que les teneurs faibles en plomb (Ram 1, Xp1 et Ec 1) sont toujours reliés à l'existence d'une route secondaire (Sec 1). Les diagrammes de dispersion des sites de cette catégorie dans l'espace (Fig. 46 E, 47 E et

48 E) indiquent que pour *Ramalina duriaei*, le minimum de plomb est observé à Bainem (49µg/g) et le maximum est relevé à Bouzaréa (E.N.) et Voirol avec 69µg/g seulement. Pour *Xanthoria parietina* les teneurs en plomb varient de 50µg/g observés à Beau fraisier et 174µg/g à la Foire d'Alger. Enfin, chez les écorces on a relevé un minimum de 92µg/g à Bainem et un maximum de 217µg/g enregistré à la Foire d'Alger.

L'effet de la distance à la voie de circulation sur la teneur en plomb des lichens est étudié et connu depuis longtemps et nos résultats sont en accord avec ceux des autres auteurs comme Burkitt *et al.* (1972), Impens *et al.* (1973 et 1974), Smith (1976), Laaksovirta *et al.* (1976), Rao *et al.* (1977), Takala et Olkkonen (1981); Lawrey et Hale (1981); Déruelle (1983a) Bargagli *et al.* (1985), Farkas *et al.* (1985) et plus récemment Semadi et Déruelle (1993). Il est intéressant d'avoir pu établir un bilan dans la région d'Alger, et ceci pour la première fois, ce qui pourra permettre un suivi de l'évolution de la pollution plombique dans cette région.

3-3-5-Relation entre l'accumulation du plomb et l'urbanisation

Les teneurs en plomb des transplants lichéniques, de *Xanthoria parietina in situ* et des écorces dépendent du taux d'urbanisation de la région d'Alger au niveau de certains sites étudiés. C'est le cas des sites situés en zones très urbanisées comme Urb 3 et Urb 4 (Figures 41 C, 42 C, 43 C et 44 C) où l'on constate les teneurs en plomb de *Parmelia scorteau*, de *Ramalina duriaei*, de *Xanthoria parietina* et des écorces sont les plus élevées : Parm 3, Parm 4, Ram 3, Ram 4, Xp 4, Xp, Ec 4 et Ec 8 (cf. Figures 41 A, 42 A, 43 A et 44 A) et sont souvent en liaison sur les deux axes principaux de l'A.F.C.M. avec Urb 3 ou l'Urb 4. Le groupe des sites de cette catégorie est précisé sur les schémas des diagrammes de dépression des sites représentés sur les figures 45 C, 46 C, 47 C et 48 C. Le tri des sites réalisé sur ces figures et le tableau des teneurs en plomb (Tab. 55) montre que les teneurs en plomb au niveau de l'Hôpital Parnet (25), Belfort (28), Bordj El Kiffan (31), Palais du peuple (16), Carroubier (26) et Vieux Kouba (19) sont supérieures à 100µg/g chez les deux transplants lichéniques et supérieures à 200µg/g la plupart du temps chez *Xanthoria parietina in situ* et chez les écorces. Enfin, dans certains cas les taux de plomb atteignent des valeurs considérables chez les écorces au niveau de certains sites comme Carroubier (698µg/g) et Palais du peuple (1633µg/g) à l'exception du site (22) de l'Université d'Alger (288µg/g) enclavé car entouré de bâtiments

Au niveau des sites situés en zone peu urbanisée (Urb 2), on peut constater généralement que les teneurs en plomb des deux transplants lichéniques de *Xanthoria*

parietina in situ et des écorces sont moyennes. Elles sont de 55µg/g chez *Parmelia scortea* au site de Beni Messous (3) et atteignent 91µg/g chez *Ramalina duriaei* à Fougeroux (7), tandis que chez *Xanthoria parietina in situ*, les valeurs des teneurs en plomb sont de 56µg/g à Bouzaréa (E.N) et de 208µg/g à Dely Brahim (2).

Enfin au niveau de la plupart des sites situés dans des paysages plus au moins naturels et peu ou pas urbanisés (Urb 1, cf. Figures 41 C, 42 C, 43 C et 44 C), les teneurs en plomb sont généralement faibles pour tous les échantillons (lichens et écorces) récoltés (cf. Parm 1, Ram 1, Xp 1 et Ec 1 et Fig. 41 A, 42 A, 43 A et 44 A) et sont souvent en corrélation avec Urb 1. Les diagrammes de dispersion de ces sites (Fig. 45 C, 46 C, 47 C et 48 C) montrent le groupe de sites de cette catégorie et les teneurs en plomb qui sont de 31µg/g au site Sidi Lakhdar (8) chez *Parmelia scortea*, 85µg/g chez *Ramalina duriaei* au Parc Zoologique (9), 50µg/g à Beau fraisier (11) chez *Xanthoria parietina in situ* et 220µg/g au Palais de la Culture (20) pour les écorces.

Comme l'urbanisation est l'une des causes principales du trafic routier, nous avons calculé le coefficient de corrélation (r) entre les teneurs moyennes annuelles en plomb chez les lichens et les écorces (Tab. 55) et les données du trafic routier (Tab. 62). Les analyses ont été effectuées avec le logiciel SPSS. Les résultats de ces analyses permettent d'affirmer qu'il existe une corrélation significative avec l'ensemble des bioaccumulateurs utilisés. Toutefois, la corrélation entre le trafic routier et les teneurs en plomb chez les écorces est plus significative ($r = 0,713$) que celle obtenue avec *Ramalina duriaei* ($r = 0,640$), *Parmelia scortea* ($r = 0,592$) et *Xanthoria parietina* ($r = 0,555$). Nous n'expliquons pas ces résultats qui ne confirment pas l'accumulation privilégiée du plomb par les thalles comme nous l'avions montré précédemment.

3-3-6-Relation entre l'accumulation du plomb et la couverture végétale

Pour plusieurs auteurs (Bernatzky, 1969; Keller, 1974; Nakos, 1979; Farkas *et al.* 1985; Vestergaard *et al.* 1986; Bartok, 1988 et Semadi, 1989) les cimes des arbres piègent les particules atmosphériques dont celles de plomb et par conséquent la contamination plombique diminue chez les lichens. En ce qui nous concerne, les résultats de l'A.F.C.M. ne sont pas clairs et nous ne pouvons pas tirer de conclusion quant à l'influence de la couverture végétale et des obstacles artificiels sur l'accumulation du plomb par les lichens.

Tableau (62)-Données du trafic journalier moyen des sites étudiés.

* Source : Entreprise des Travaux Publiques de la Wilaya d'Alger. Données de gestion du réseau routier stratégique, trafic journalier moyen de la circulation et sa répartition dans la Wilaya d'Alger en 1998.

N° du site	Maille	Nom du site	Trafic journalier moyen
1	A01	El Achour	2000
2	B01	Dely Brahim	15 000
3	C01	Beni-Messous	3000
4	D01	Bainem (I.N.R.F)	800
5	A02	Haouch Chaouch	500
6	B02	Ben Aknoun	9000
7	C02	Fougeroux	10 000
8	D02	Sidi Lakhdar	1500
9	A03	Parc Zoologique	5000
10	B03	Cité Malki	25 000
11	C03	Beaufraisier	8 000
12	C03	Bouzaréa (E.N)	12 000
13	A04	Bir Mourad Raïs	25 000
14	B04	Clinique des Orangers	15000
15	B04	Voïrol	1500
16	B04	Palais du Peuple	60 000
17	C04	Fontaine Fraîche	1500
18	D04	Bouzaréa (Anc- Fort)	1000
19	A05	Vieux Kouba	30 000
20	A05	Palais de la Culture	20 000
21	B05	Jardin du Hamma	30 000
22	C04	Université d'Alger	45 000
23	A06	Kouba (Fort)	15 000
24	B06	El-Anasser (PTT)	65 000
25	A07	Hôpital Parnet	18 000
26	A07	Carroubier	45 000
27	A08	Mohammadia	60 000
28	A09	Belfort (I.N.A)	25 000
29	A09	Hotel Ziri	20 000
30	A09	Foire	15 000
31	A10	Bordj-El-Kiffan	10 000
32	B10	Bab-Ezzouar	8000
46	F02	Brossette	10000
47	H01	El Harrach (centre)	15 000
48	D02	Ghermoul	30 000
49	E02	Avenue de l 'A L N	70 000
50	E02	Place du 1 ^{er} mai	75 000
51	H01	Autoroute de l'Est	65 000
52	D03	Jardin de la liberté	25 000
53	E03	Jardin Sofia	30 000
54	E03	Grande poste	75 000
55	E03	Place Audin	45 000
56	E03	Rue Bezier	50 000
57	C03	Jardin d'El Biar	25 000
58	D03	Jardin de Prague	20 000

En conclusion de ce chapitre avec l'analyse multivariable des conditions écologiques des 32 sites étudiés en relation avec l'accumulation du plomb des deux transplants lichéniques (*Ramalina duriaei* et *Parmelia scorteae*), d'un lichen récolté *in situ* (*Xanthoria parietina*) et des écorces d'olivier, nous pouvons retenir qu'il existe une corrélation significative entre le plomb accumulé et l'altitude, l'I.P.A., la distance à la voie de circulation, et l'urbanisation. Par contre, la corrélation entre l'accumulation du plomb et le couvert végétal et les obstacles artificiels paraît imprécise. La projection des classes des teneurs en plomb des deux espèces transplantées (*Ramalina duriaei* et *Parmelia scorteae*), de *Xanthoria parietina in situ* et des écorces d'olivier sur les deux axes principaux de l'analyse factorielle des correspondances multiples (A.F.C.M.) montre que lorsqu'on se trouve en zone 1 de l'I.P.A. les teneurs en plomb des lichens et des écorces sont élevées tandis que lorsque les sites sont situés en zone 5 les teneurs en plomb sont plus faibles. Autrement dit, plus les zones sont soumises une pollution globale élevée, plus la pollution plombique est importante et inversement. Ce résultat, déjà signalé en Suisse (Herzig *et al.* 1989a), est finalement logique dans la mesure où l'intensité de la circulation automobile dépend naturellement de l'urbanisation qui est elle-même une source privilégiée de pollution atmosphérique globale.

CHAPITRE 7 : CARTOGRAPHIE DE LA POLLUTION PLOMBIQUE DE LA REGION D'ALGER

1-Technique utilisée

Nous avons réalisé 4 cartes de la pollution plombique d'Alger selon la technique de cartographie en réseau (Cartan, 1978) décrite précédemment. Ces cartes représentent les paramètres suivants :

1°-la teneur en plomb des transplants de *Parmelia scorteae* après 12 mois de transplantation (Fig. 49);

2°-la teneur en plomb des transplants de *Ramalina duriaei* après 12 mois de transplantation (Fig.50);

3° la teneur en plomb de *Xanthoria parietina in situ* pour les 32 sites étudiés auxquels nous avons rajouté 8 sites supplémentaires (Tab. 63) ;

4°-la teneur en plomb des écorces d'olivier pour les 32 sites étudiés auxquels nous avons rajouté 15 autres sites (Tab. 63).

Les valeurs correspondantes au taux de plomb des différents échantillons ont été reportées sur les 4 cartes ci-après (Fig. 49, 50, 51 et 52). Dans certains cas (pour les petites mailles intermédiaires dépourvues de données), nous avons pris la moyenne des deux valeurs avoisinantes pour définir le niveau de pollution de la maille. C'est le cas des mailles a5, e4, b5 et c5, où les données des sites 4, 8, 17 et 18 ont servi de référence puisqu'on y trouve le même paysage.

Enfin, dans d'autres cas la moyenne des valeurs des teneurs en plomb de deux ou trois sites situés dans la même maille sont retenus pour estimer la pollution de la maille, en utilisant parfois les valeurs obtenues sur les transplants au niveau des transects. Ainsi, la pollution plombique chez le *Xanthoria parietina* de la maille (d4) a été déterminé par la moyenne en plomb des 4 sites (17, 58, 59 et 60), celle de la maille c3 par la moyenne des 3 sites 11,12 et 57, et celle de la maille d2 par la moyenne des sites 14, 15 et 16. La même méthode a été suivie pour estimer la pollution plombique des écorces pour les mailles suivantes : maille c3 (moyenne des sites 11, 12 et 57), maille d2 (moyenne des sites 14, 15 et 16), maille i1 (moyenne des sites 28 et 30), maille e1 (moyenne des sites 19 et 20) et maille d 4 (moyenne des sites 17, 59 et 60).

Tableau (63)-Teneur en plomb ($\mu\text{g/g}$) des écorces de l'olivier et de *Xanthoria parietina* au niveau de certains sites de la région d'Alger. (-) : absence de *Xanthoria parietina*.

N° du site	Maille	Nom du site	Pb ($\mu\text{g/g}$) des écorces	Pb ($\mu\text{g/g}$) de <i>Xanthoria parietina</i>
46	g 1	Brossette	554	402
47	i 1	El-Harrach (centre)	353	-
48	d 2	Ghermoul	362	201
49	e 2	Avenue de l'A.L.N.	1501	-
50	e 2	Place du 1 ^{er} Mai	475	-
51	h 2	Autoroute de l'Est	512	451
52	e 3	Jardin de la liberté	955	391
53	e 3	Jardin Sofia	502	-
54	e 3	Grande poste	2843	-
55	e 3	Place Audin	884	-
56	e 3	Rue Bezier	760	-
57	c 3	El- Biar (jardin)	392	285
58	d 3	Jardin de Prague	441	326
59	d 4	Hôpital Maillot	686	388
60	d5	Bologhine	532	415

Quatre niveaux de pollution ont été arbitrairement définis pour la représentation cartographique de la pollution plombique en utilisant le rapport d'accumulation des thalles

des lichens (Rt) ou des écorces.

Pour les transplants lichéniques de *Parmelia scorteae* et *Ramalina duriaei* les limites des quatre niveaux sont les suivants:

< 50 µg/g, soit un rapport d'accumulation inférieur à 2,27 pour *Parmelia scorteae* et inférieur à 2,94 pour *Ramalina duriaei*;

51-80 µg/g, soit un rapport d'accumulation qui varie de 2,28 à 3,63 pour *Parmelia scorteae* et de 3,0 à 4,7 pour *Ramalina duriaei*;

81-120 µg/g, soit un rapport d'accumulation qui varie de 3,64 à 5,45 pour *Parmelia scorteae* et de 4,8 à 7,0 pour *Ramalina duriaei*;

>120 µg/g, soit un rapport d'accumulation supérieur à 5,45 pour *Parmelia scorteae* et supérieur à 7,0 pour *Ramalina duriaei*.

Pour *Xanthoria parietina in situ* les classes sont les suivantes :

< 80 µg/g, soit un rapport d'accumulation inférieur à 5

80- 60 µg/g, soit un rapport d'accumulation qui varie de 5,1 à 10

161-320 µg/g, soit un rapport d'accumulation qui varie de 10,1 à 20

> 320 µg/g, soit un rapport d'accumulation supérieur à 20.

Enfin, pour les écorces d'olivier les limites des quatre niveaux de pollution sont :

< 100 µg/g, soit un rapport d'accumulation inférieur à 7,0

101-200 µg/g, soit un rapport d'accumulation qui varie de 7,1 à 14

201- 400 µg/g, soit un rapport d'accumulation qui varie de 14,1 à 28

> 400 µg/g, soit un rapport d'accumulation supérieur à 28,0.

2-Analyse et commentaire

Nous avons retenu quatre zones de pollution plombique : une très polluée et une peu polluée entre lesquelles nous avons distingué deux zones intermédiaires dans la région d'Alger. La répartition géographique est la suivante :

1-la classe la plus polluée constitue un axe qui commence à l'entrée Est d'Alger et qui regroupe El-Harrach, Hussein Dey, Belcourt, place du 1^{er} mai, Agha et s'étend jusqu'à Bab El Oued. Cet axe est caractérisé par un trafic routier très important qui varie de 50000 à 70000 véhicules par jour au niveau de la jonction des deux autoroutes à Hussein Dey. Les données du trafic montrent aussi que le nombre de véhicules peut atteindre 75000 par jour au niveau des bifurcations de la place du 1^{er} mai et de la grande poste ;

2-la classe la moins polluée est située aux voisinage de la première aux alentours de Bab Ezzouar, Kouba, Vieux Kouba et s'étend sur les hauteurs moyennes d'Alger vers Télémly, les Tagarins, Palais du peuple, Salambier et El Madania. Le trafic routier au

Fig. (49) Cartographie de la pollution plombique à l'aide de l'accumulation du plomb par *Parurelia scortea* dans la région d'Alger .

< 50 µg /g ,
 50 - 80 µg /g ,
 81 - 120 µg /g ,
 > 120 µg /g

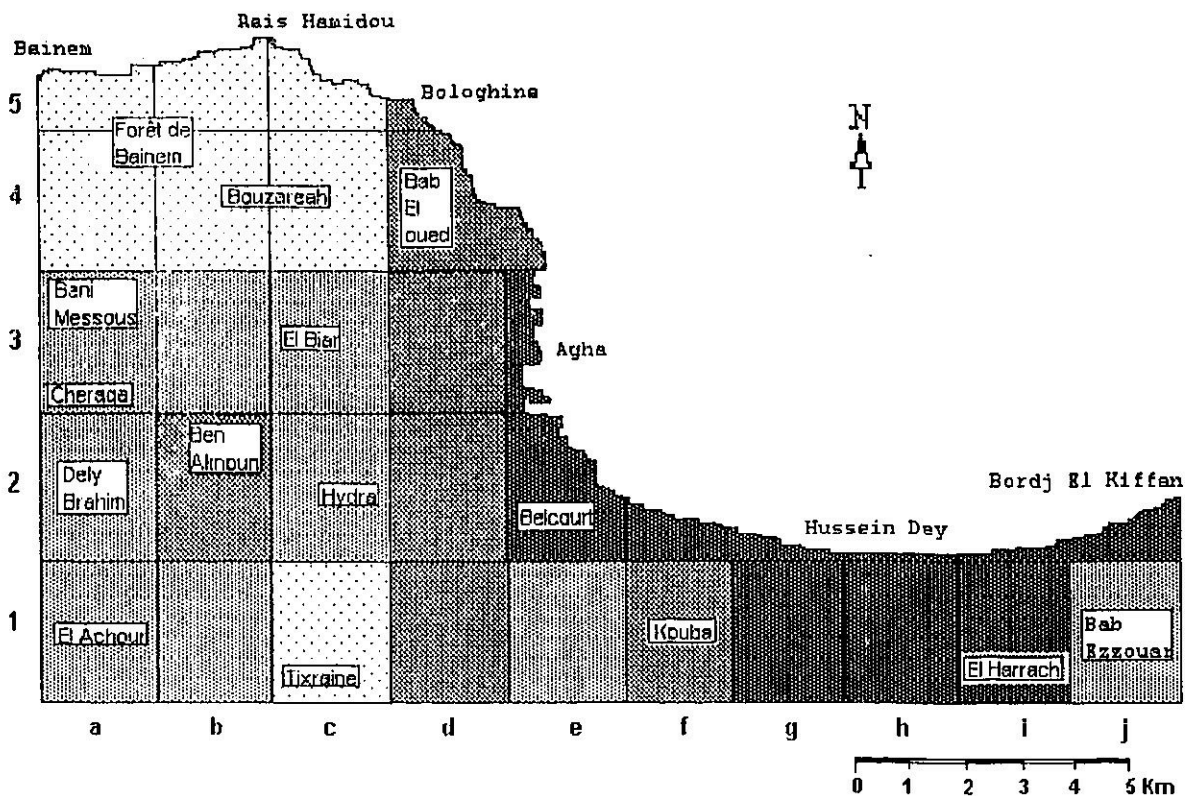


Fig.(50) Cartographie de la pollution plombique à l'aide de l'accumulation du plomb par *Ramalina duraei* dans la région d'Alger

< 50 µg /g ,
 50 - 80 µg /g ,
 81 - 120 µg /g ,
 > 120 µg /g

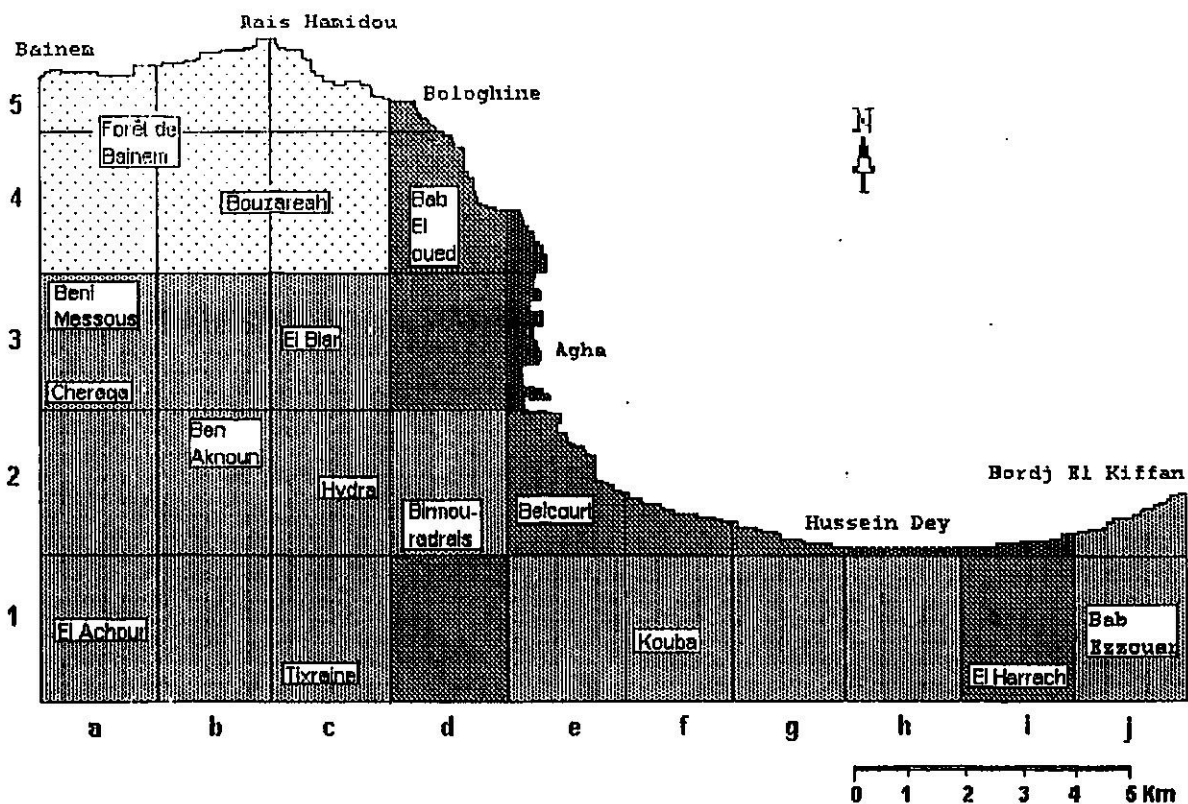


Fig. (51) Cartographie de la pollution plombique à l'aide de l'accumulation du plomb par *Xanthoria parietina in situ* dans la région d'Alger.

< 80 µg / g ; 80 - 160 µg / g ; 161 - 320 µg / g ; > 320 µg / g

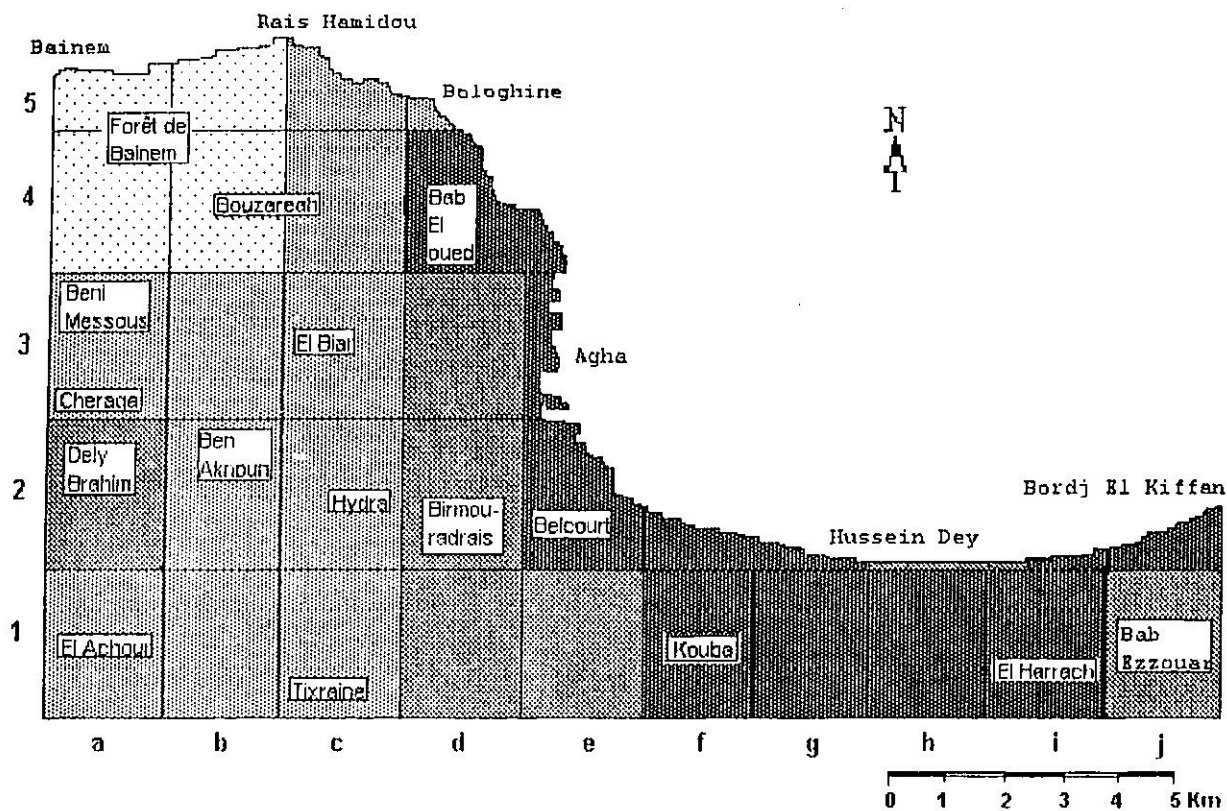
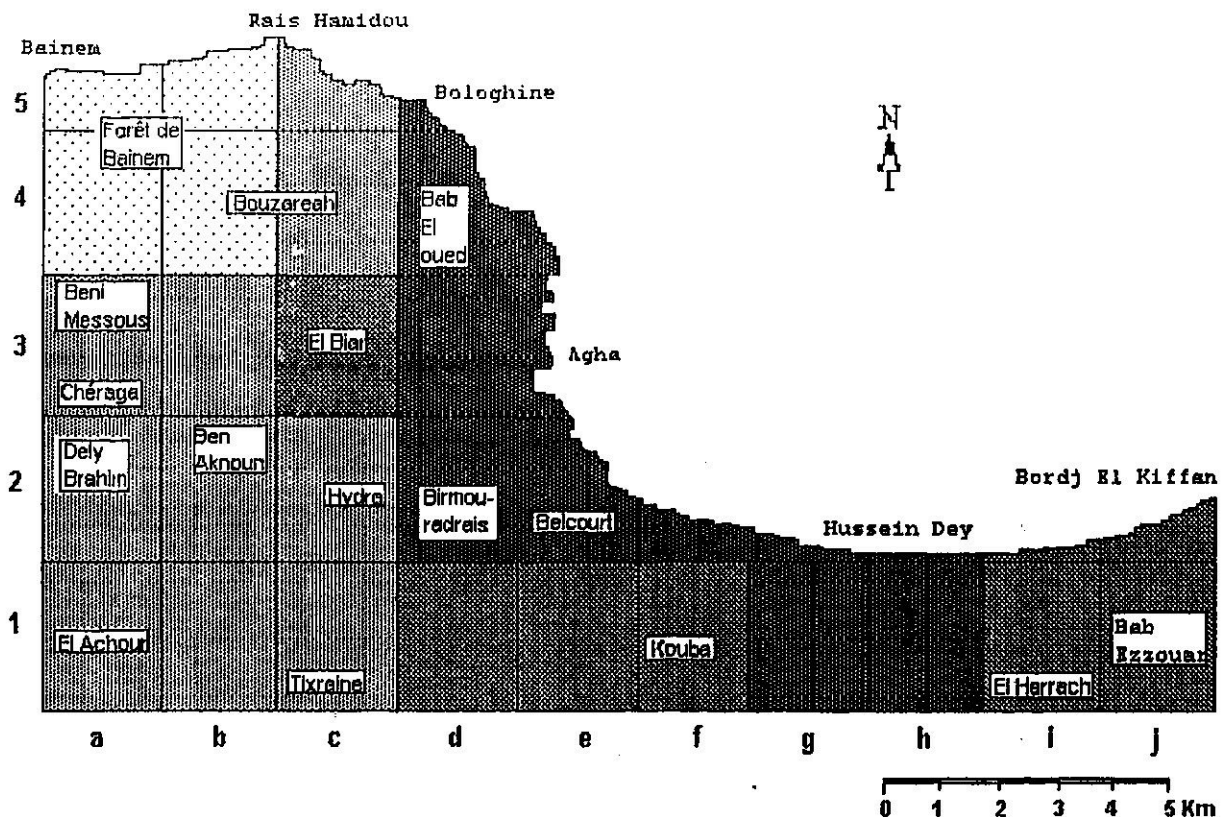


Fig. (52) Cartographie de la pollution Plombique à l'aide de la teneur en plomb dans les écorces de l'olivier (*Olea europaea L.*) dans la région d'Alger.

< 100 µg / g ; 101 - 200 µg / g ; 201 - 400 µg / g ; > 400 µg / g



niveau de cette zone est de l'ordre de 20000 à 50000 véhicules par jour ;

3-la troisième classe à pollution modérée occupe principalement la partie centrale de la région étudiée. Elle est représentée par les régions d'El Biar, Château neuf, Ben Aknoun, Bouzaréa, Beni Messous, Chéraga, Dely Brahim, El Achour et certaines hauteurs de Bab El Oued comme Beau Fraisier et Notre Dame d'Afrique. Le trafic moyen estimé au niveau de ces régions varie de 8000 à 18000 véhicules par jour ;

4-la quatrième classe la moins polluée est représentée principalement par la forêt de Bainem et le versant Nord du sommet de Bouzaréa qui regroupe Sidi Lakhdar, Cité des Oiseaux, Zérara et le village céleste. Le trafic moyen au niveau de ces régions varie entre 500 à 1500 véhicules par jour.

En conclusion les quatre cartes obtenues ne sont pas rigoureusement superposables mais elles traduisent la réalité de la contamination des lichens et des troncs d'olivier. Dans les quatre cartes les mailles les plus polluées et les mailles les moins polluées apparaissent nettement. Cependant l'intérêt de la méthode biologique apparaît tout d'abord en permettant d'établir un état de la pollution plombique à un moment donné, en absence d'un réseau de capteurs du plomb atmosphérique. La méthode biologique devrait permettre par la suite un suivi de l'évolution des retombées plombiques et c'est là que le choix d'une des trois espèces de lichens s'impose. En effet, les lichens possèdent des facultés d'accumuler le plomb et d'autres métaux lourds d'origine atmosphérique aussi bien dans les zones urbaines que dans les zones industrielles. Ils réagissent rapidement aux variations des concentrations des polluants dans l'environnement. Ce sont de véritables « clignotants » de la qualité de l'air. Cette propriété s'explique par plusieurs particularités structurales et fonctionnelles de ces végétaux, notamment par une structure spécifique qui piègent les polluants, une activité continue et une absence de défense contre les polluants.

4^{ème} PARTIE

**ETUDE DE LA POLLUTION GLOBALE
DANS LA RÉGION D'ALGER**

CHAPITRE 8 : INVENTAIRE DE LA FLORE LICHENIQUE DE LA RÉGION D'ALGER.

1-Cartes utilisées pour l'inventaire des espèces

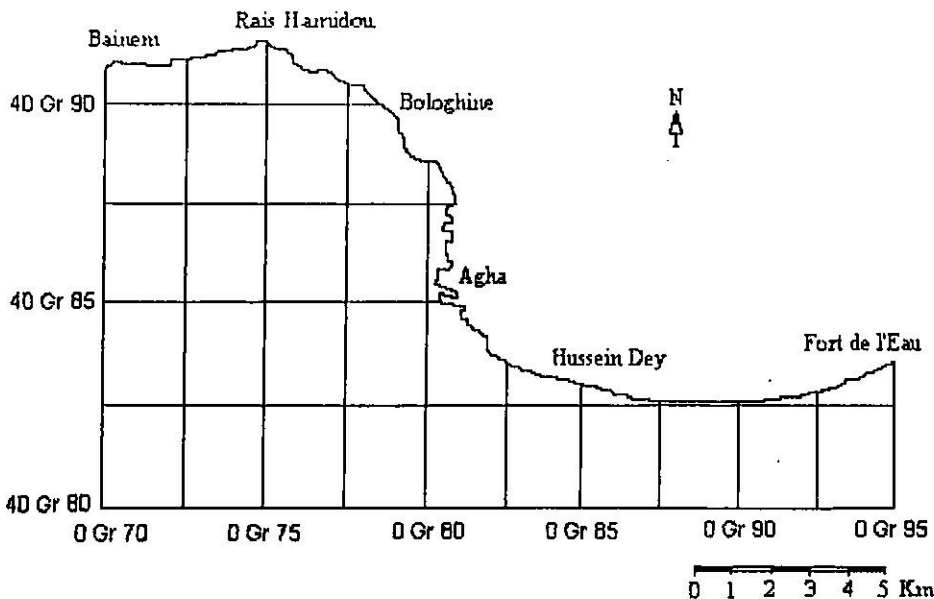
Nous avons retenu la technique de cartographie en grille encore appelée en réseau (Cartan, 1978) pour la cartographie des espèces de lichens dans la région d'Alger. Deux cartes principales ont été utilisées pour l'établissement des cartes de répartition des espèces :

1°-la carte topographique de la région d'Alger au 1/25000 publiée par l'Institut de Géographie National (I G N) en 1960 ;

2°-la carte d'Alger (plan des rues d'Alger) dressée par l'Institut National de Cartographie (INC) en 1992.

La première carte est découpée en unités de repérage international (grades) avec un intervalle de 0,05gr entre les lignes latitudinales et longitudinales. Pour plus de commodité de repérage des stations et de représentation des espèces les mailles précédentes ont été divisées en deux. On obtient par cette opération une carte en mailles, et chaque maille est un rectangle de 2 km x 2,5 km (figure 53). Le plan d'Alger sert à repérer avec précision les localités, les plantations d'arbres privés ou parcs et jardins publics.

Fig. (53) - Coordonnées du maillage de la région étudiée établie en grades



2-Méthode d'échantillonnage

Les premières récoltes des échantillons lichéniques ont été réalisées dès mars 1990. L'échantillonnage systématique a été appliqué pour la zone d'étude, et pratiquement toutes les plantations des jardins publics et les forêts ont été visitées. A chaque station, nous avons noté la date, le type de phorophyte et les lichens récoltés. Les échantillons sont conservés avec leurs étiquettes dans des enveloppes pour les déterminations ultérieures.

Par la suite, en 1993 et 1994, nous avons étudié 62 stations pour la réalisation de la carte de l'I.P.A. A chaque station 8 à 12 arbres sont observés d'une manière approfondie, soit environ 620 relevés lichéniques. Durant les années 1995, 1996 et 1997, d'autres prospections ont été effectuées au niveau de 48 stations à couvert végétal plus au moins dense (forêts, bois), notamment au niveau des mailles a 4, a 5, b 1, b 2, b 3, b 4, b 5, c 1, c 2, c 4, c 5, d 1 et d 2, afin d'affiner les résultats.

3- Détermination des échantillons lichéniques

La détermination des échantillons lichéniques a été effectuée au Laboratoire de Cryptogamie de la Faculté de Pharmacie (Université de Lille) sous la direction de Mme le Professeur Ch. Van Haluwyn. Pour cela nous avons utilisé différentes flores telles que :

- la flore «Bestimmungeschlüssel europäischer Flechten» de Poelt (1969) ;
- la flore «Les lichens, étude biologique et flore illustrée» de Ozenda et Clauzade (1970) ;
- les flores «Bestimmungeschlüssel europäischer Flechten Ergänzungshelt I et II» de Poelt et Vezda (1977 et 1981) ;
- la flore «Likenoj de Okcidenta Eùropo Ilustrita Determinlibro» de Clauzade et Roux (1985);
- la flore «The lichen flora of Great Britain and Ireland» de Purvis *et al.*, (1992) ;
- enfin les dernières flores «Die Flechten Baden -Württemberg I et II » de Wirth (1995).

La nomenclature proposée par Clauzade et Roux (1985) a été utilisée dans ce travail.

4-Liste des espèces rencontrées

Dans la présente étude nous avons dressé un inventaire de la distribution des espèces corticales de lichens. Cela a pour but de livrer une image aussi complète que possible de la répartition générale des espèces lichéniques corticales dans la région d'Alger, indépendamment des conditions écologiques du site.

La liste des lichens rencontrés dans la région d'Alger est présentée ci-après par ordre alphabétique (62 taxas au total). Nous avons observé :

- 1-*Acrocordia gemmata* (Ach.) Massal
- 2-*Acrocordia sphaeroides* (Wallr.) Zahlbr.
- 3-*Arthonia caesiella* Nyl.
- 4-*Arthonia cinereopruinosa* Schaer.
- 5-*Arthonia galactites* (DC.) Duf.
- 6-*Arthonia impolita* (Ehrht.) Boor.
- 7-*Arthonia melanophthalma* Duf.
- 8-*Arthonia pinastri* Anzi.
- 9-*Arthonia reniformis* (Pers.) Ach.
- 10-*Arthonia tumidula* (Ach.) Ach.
- 11-*Arthothelium crozalzianum* (B. de Lesd.)
- 12-*Arthothelium ruanum* (Massal.) Zw.
- 13-*Arthothelium spectabile* (Flot.) ex. Massal.
- 14-*Bacidia assulata* (Körb.) Vezda.
- 15-*Bacidia naegelii* (Hepp.) Zahlbr.
- 16-*Bacidia phacodes* (Körb.)
- 17-*Bacidia rosella* (Pers.) De Not.
- 18-*Bacidia rubella* (Hoffm.) Massal.
- 19-*Caloplaca cerina* (Ehrnt. Ex. Hedw.) Th. Fr.
- 20-*Caloplaca holocarpa* (Hoffm.) Wade.
- 21-*Caloplaca pyracea* (Ach.) Th. Fr.
- 22-*Candellariella reflexa* (Nyl.) Lett.
- 23-*Collema furfuraceum* (Arnold) Durietz
- 24-*Diploicia canescens* (Dicks.) Massal
- 25-*Dirina ceratoniae* (Ach.) Fr.
- 26-*Enterographa crassa* (D.C) Fée.
- 27-*Graphis scripta* (L.) Ach.
- 28-*Hyperphyscia adglutinata* (Flörke) Mayrh. et Poelt
- 29-*Hypocenomyce stoechadiana* (Abbassi Maâf et Roux)
- 30-*Lecanactis patellarioides* (Nyl.) Vain.
- 31-*Lecanora allophana* (Ach.) Nyl.
- 32-*Lecanora chlarotera* (Nyl.) ssp. *chlarotera*
- 33-*Lecanora chlarotera* (Nyl.) ssp. *chlarotera* f. *crassula* (H. Magn.) Poelt
- 34-*Lecanora chlarotera* (Nyl.) ssp. *Chlarotera* f. *rugossela* (Zahlbr.) Poelt
- 35-*Lecanora chlarotera* (Nyl.) ssp. *Meridionalis* (H. Magn.) n.c.
- 36-*Lecanora dispersa* (Pers.) Sommerf.
- 37-*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.
- 38-*Lecanora sienae* (B.de Lesd.)
- 39-*Lecidella elaeochroma* (Ach.) Choisy v. *flavicans* (Ach.) Hertel Comb. Inv.
- 40-*Lecidella euphorea* (Flörke) Hertel
- 41-*Lepraria incana* (L.) Ach.
- 42-*Opegrapha atra* Pers
- 43-*Opegrapha atra* Pers v. *nigrita* Leight.
- 44-*Opegrapha betulinoidea* B. de Lesd.
- 45-*Opegrapha lichenoides* Pers.
- 46-*Opegrapha niveoatra* (Boor.) Laund.
- 47-*Opegrapha vulgata* Ach.
- 48-*Opegrapha vermicellifera* (Kunze) Laund.

- 49-*Pertusaria heterochroa* (Müll. Arg.) Erichs.
 50-*Pertusaria hymenea* (Ach.) Schaer.
 51-*Phaeophyscia hirsuta* (Maresch.) Moberg
 52-*Phlyctis agelaea* (Ach.) Flot.
 53-*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.
 54-*Physcia tenella* (Scop.) D.C
 55-*Physconia grisea* (Lamk.) Poelt
 56-*Porina aenea* (Wallr.) Zahlbr.
 57-*Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl.
 58-*Rinodina exigua* (Ach.) Gray
 59-*Rinodina roboris* (Duf.) Arnold
 60-*Schismatomma decolorans* (Turn. Et Boor. Ex. Sm.) Clauz. et Vezda
 61-*Schismatomma picconianum* (Bagl.) Steiner
 62-*Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.

5-Etablissement des cartes de répartition des espèces

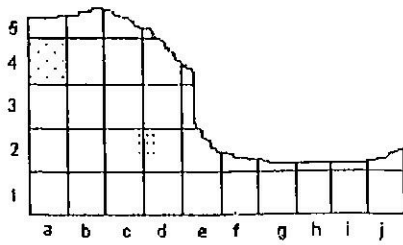
Nous avons appliqué la représentation des espèces par point. C'est la méthode la plus utilisée dans les flores récentes. Elle est précise et donne une meilleure représentation des espèces dans l'espace (Cartan, 1978). Le nombre de points représente le nombre de fois où l'espèce a été observée au niveau de la maille, et si l'espèce est observée plus de 10 fois la maille est remplie par des points sauf dans les zones très urbanisées laissées en blanc.

Les figures (54 à 61) représentent la répartition géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger.

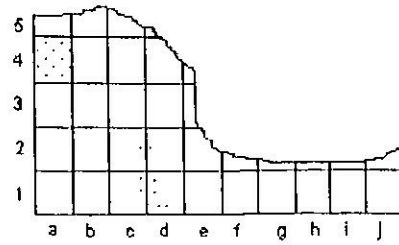
6-Analyse des résultats et discussion

La présente étude a montré que certaines espèces lichéniques dominent au niveau de la région d'Alger ; c'est le cas de *Dirina ceratoniae*, *Xanthoria parietina*, *Lecanactis patellarioides*, *Lecanora sienae* et *Schismatomma picconianum*. Certaines espèces forment des associations définies par les auteurs, comme le *Dirinetum ceratoniae* (Klement, 1965), le *Lecanoretum laevis* = *L. sienae* (Barkman, 1958) et des espèces de l'ordre du *Physcietalia adscendentis* Mattick 1951, (Barkman, 1958). Par contre, d'autres espèces sont rares et localisées au niveau des stations bien définies (forêts, bois reliques) comme les *Acrocordia*, les *Rinodina*, *Lecanora allophana* et *L. chlorotera* et ses sous-espèces et formes.

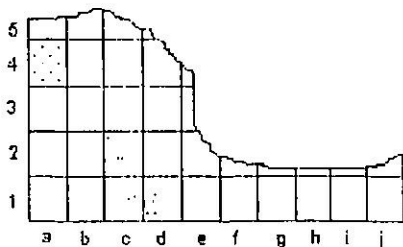
Par ailleurs, plusieurs espèces ont été observées par nos prédécesseurs à la forêt de Bainem (maille a 4, a 5, b 4 et b 5). C'est le cas de *Pertusaria heterochroa* signalé par (Faurel *et al.* 1951), *Graphis scripta*, *Opegrapha atra*, *O. atra* var. *nigrita* (Leight),



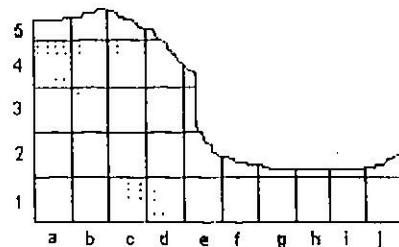
1 - *Acrocordia gemmata* (Ach.) Massal.



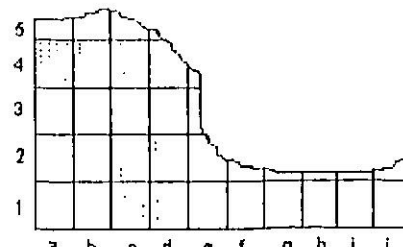
2 - *Acrocordia sphaeroides* (Wallr.) Zahlbr.



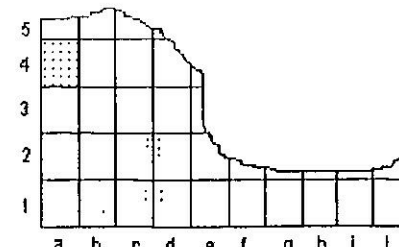
3 - *Arthonia caesiella* Nyl.



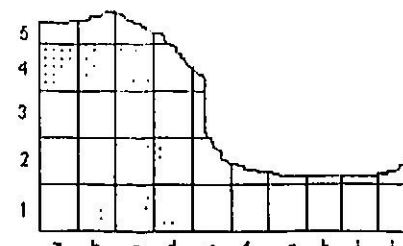
4 - *Arthonia cinereopruinosa* Schaer.



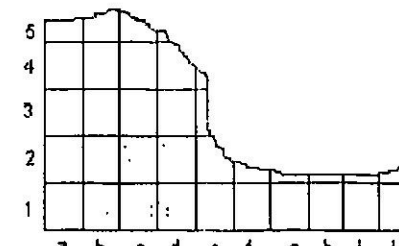
5 - *Arthonia galactites* (D.C.) Duf.



6 - *Arthonia impolita* (Ehrh.) Boor.

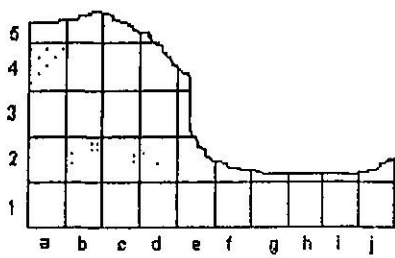


7 - *Arthonia melanophthalma* Duf.

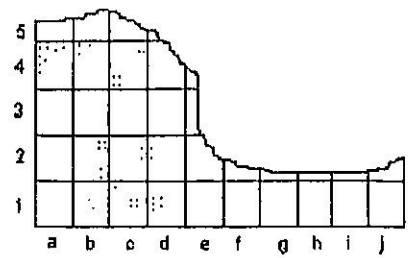


8 - *Arthonia pinastri* Anzi

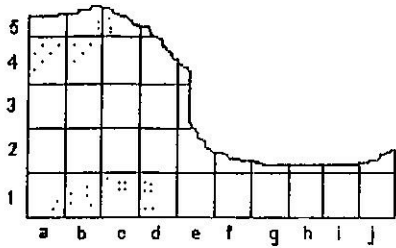
Fig.(54) Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans dans la région d'Alger (1 à 8)



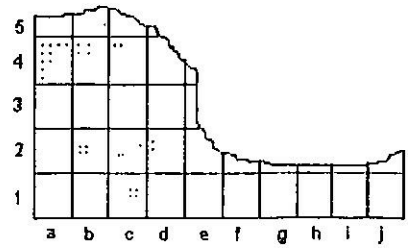
9 - *Arthonia reniformis* (Pers.) Ach.



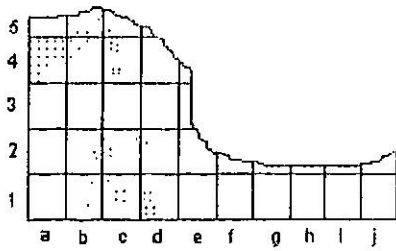
10 - *Arthonia tumidula* (Ach.) Ach.



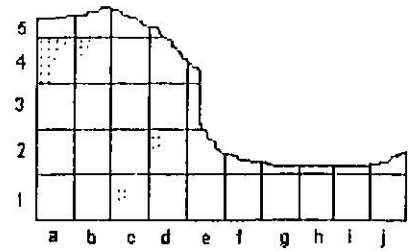
11 - *Arthothelium crozalzianum* (B. de Lesd.)



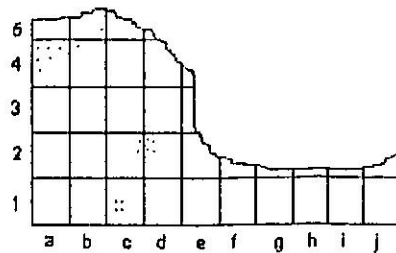
12 - *Arthothelium ruanum* (Massal) Zw.



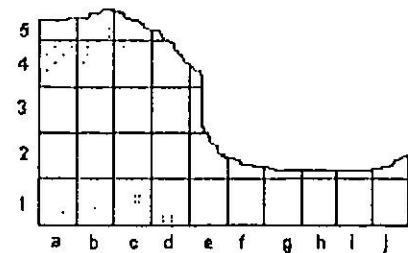
13 - *Arthothelium spectabile* (Flot.) ex. Massal



14 - *Bacidia assulata* (Körb.) Vezda

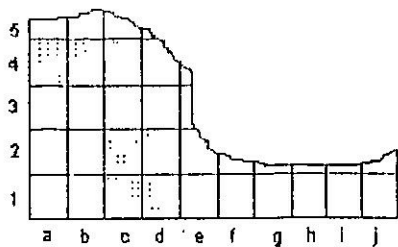


15 - *Bacidia naegelii* (Hepp.) Zahlbr.

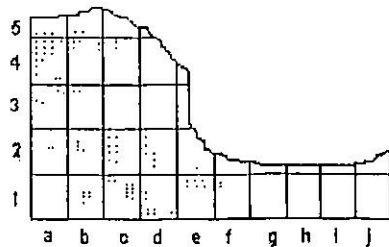


16 - *Bacidia phacodes* (Körb.)

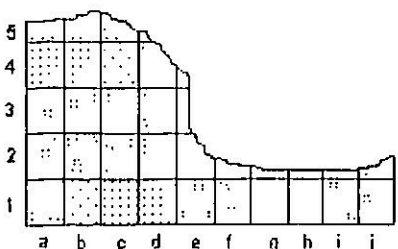
Fig.(55) Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans dans la région d'Alger (9 à 16)



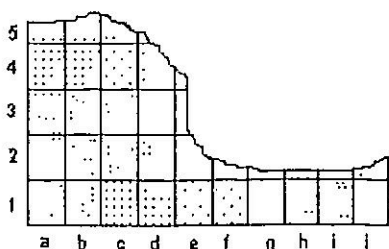
17 - *Bacidia rosella* (Pers.) De Not.



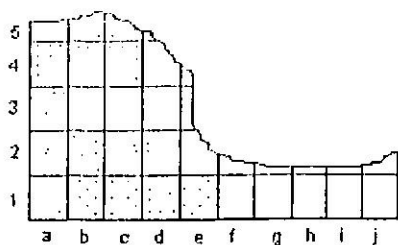
18 - *Bacidia rubella* (Hoffm.) Massal



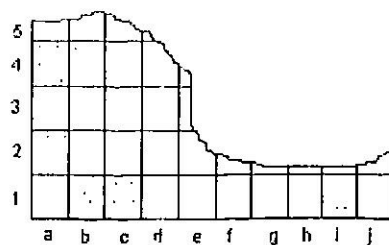
19 - *Caloplaca cerina* (Ehrht. ex. Hedw.) Th. Fr.



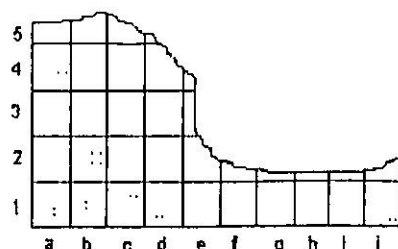
20 - *Caloplaca holocarpa* (Hoffm.) Wade



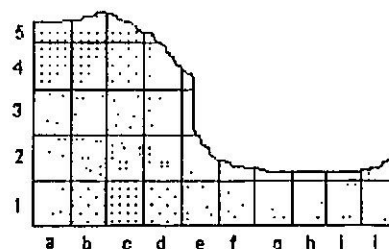
21 - *Caloplaca pyracea* (Ach.) Th. Fr.



22 - *Candellariella reflexa* (Nyl.) Lett.

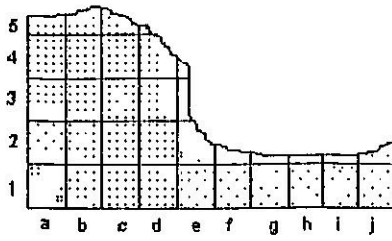


23 - *Collema furfuraceum* (Arnold) Du Rietz

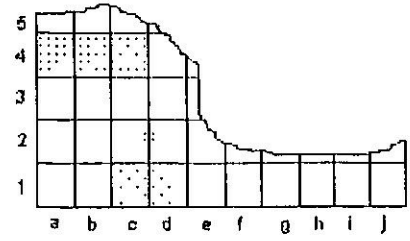


24 - *Diploicia canescens* (Dicks.) Massal

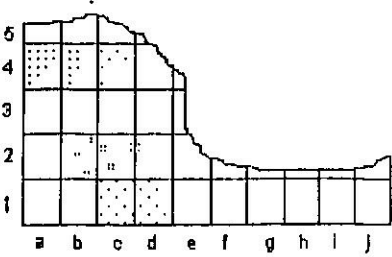
Fig.(56) Disribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans dans la région d'Alger (17 à 24)



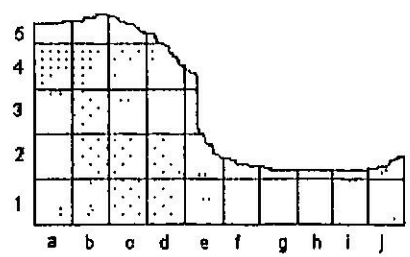
25 - *Dirina ceratoniae* (Ach.) Fr.



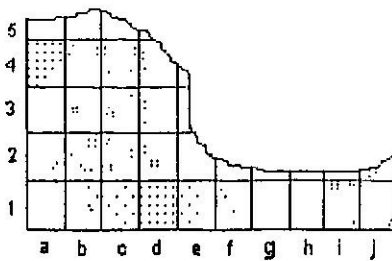
26 - *Enterographa crassa* (D.C.) Fée



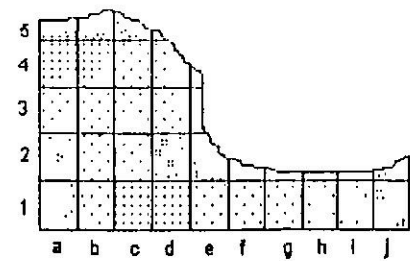
27 - *Graphis scripta* (L.) Ach.



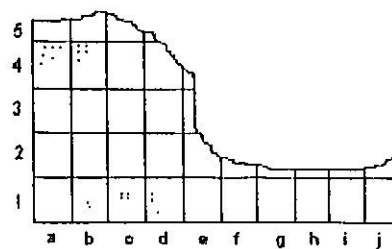
28 - *Hyperphyscia adglutinata* (Florke) Mayrh. et Poelt



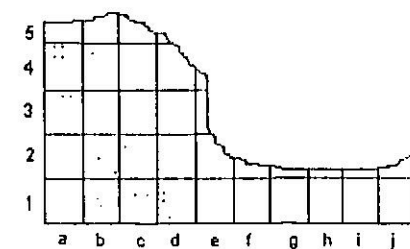
29 - *Hypocenomyce stoechadiana* (Abbassi Maâf et Roux)
= *Waynea stoechadiana* (Abbassi Maâf et Roux)



30 - *Lecanactis patellarioides* (Nyl.) Valn.

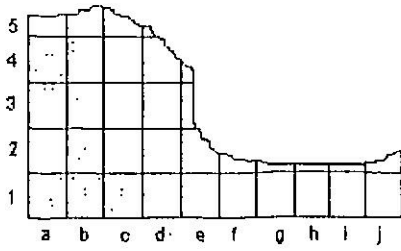


31 - *Lecanora allophana* (Ach.) Nyl.

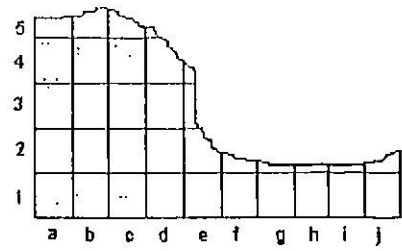


32 - *Lecanora chlorotera* Nyl. ssp. *chlorotera*

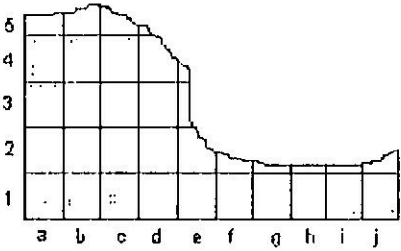
Fig.(57) Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans dans la région d'Alger (25 à 32)



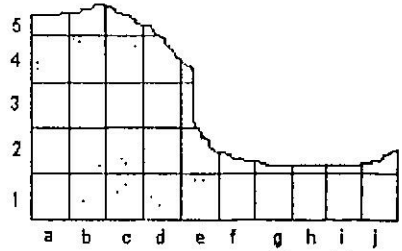
33 - *Lecanora chlorotera* Nyl. **ssp. chlorotera**
f. *crassula* (H. Magn.) Poelt



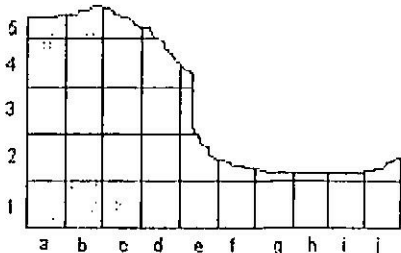
34 - *Lecanora chlorotera* Nyl. **ssp. chlorotera**
f. *rugosella* (Zahlbr.) Poelt



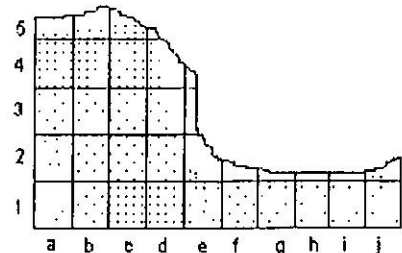
35 - *Lecanora chlorotera* Nyl. **ssp.**
meridionalis (H. Magn.) n. c.



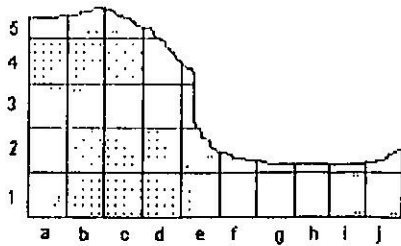
36 - *Lecanora dispersa* (Pers.) Sommerf.



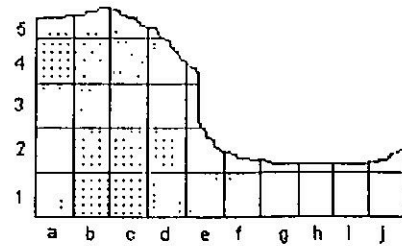
37 - *Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.



38 - *Lecanora sienae* (B. de Lesd.)

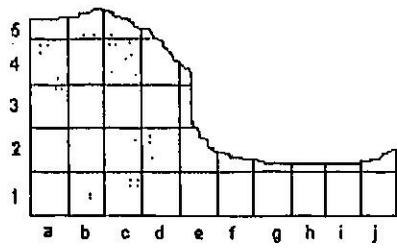


39 - *Lecidella elaeochroma* (Ach.) Choisy
v. *flavicans* (Ach.) Hertel Comb. Inv.

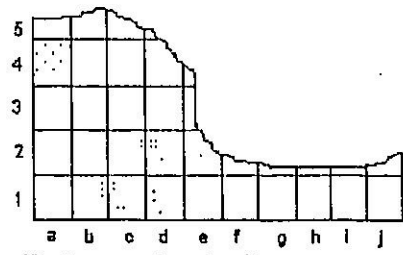


40 - *Lecidella euphorea* (Flörke) Hertel

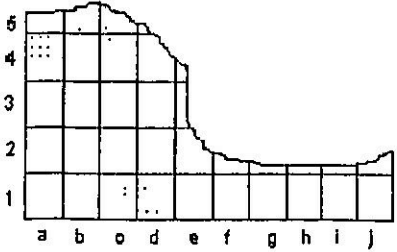
**Fig. (58) Distribution géographique des espèces lichéniques
rencontrées dans dans la région d'Alger (33 à 40)**



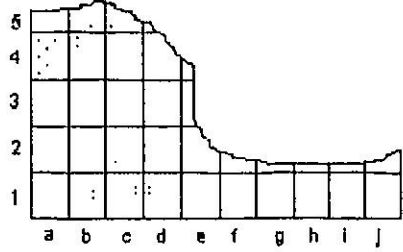
41 - *Lepraria incana* (L.) Ach.



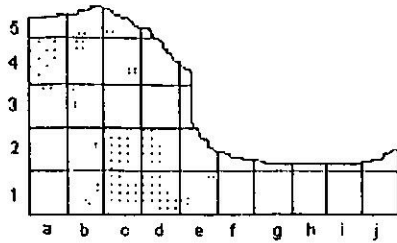
42 - *Opegrapha atra* Pers.



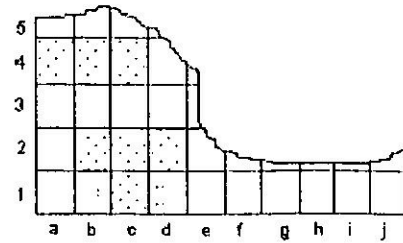
43 - *Opegrapha atra* Pers. Var. *nigrata* Leight.



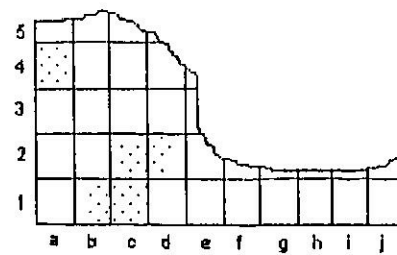
44 - *Opegrapha betulinoidea* (B. de Lesd.)



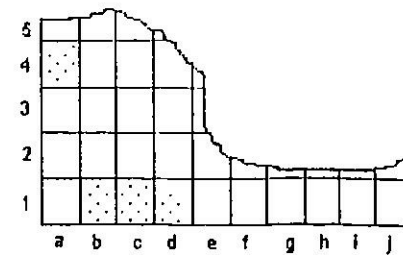
45 - *Opegrapha lichenoides* Pers.



46 - *Opegrapha niveoatra* (Borr.) Laund.

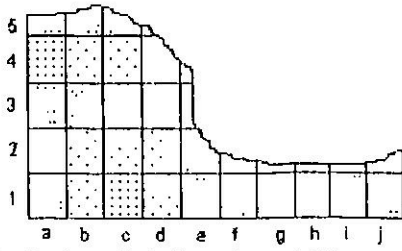


47 - *Opegrapha vermicellifera* (Kunze) Laund.

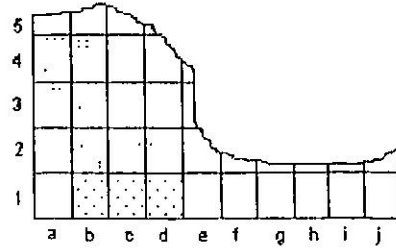


48 - *Opegrapha vulgata* Ach.

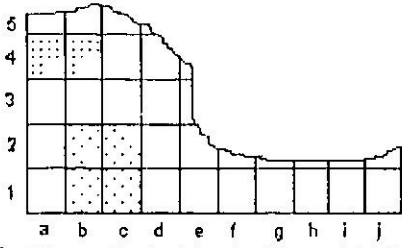
Fig.(59) Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans dans la région d'Alger (41 à 48)



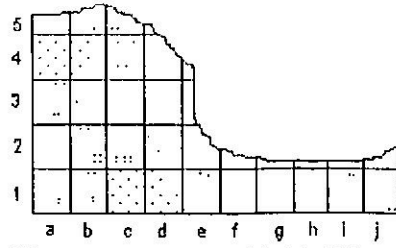
49 - *Pertusaria heterochroa* (Müll. Arg.) Erichs.



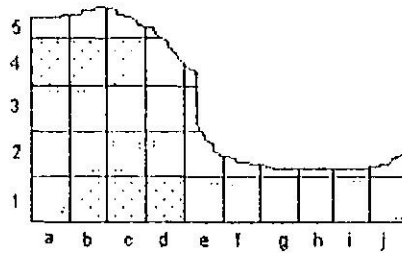
50 - *Pertusaria hymenea* (Ach.) Schaer.



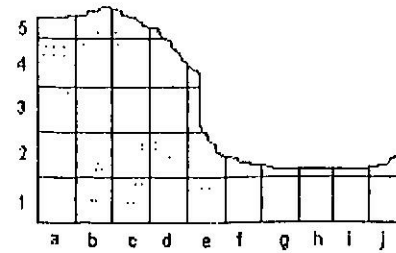
51 - *Phaeophysia hirsuta* (Mareschkt.) Moberg



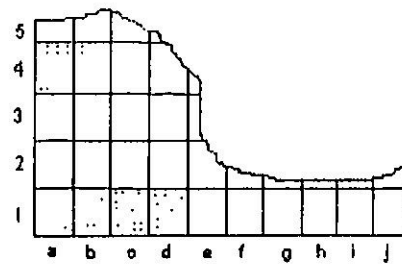
52 - *Phlyctis agelaea* (Ach.) Flot.



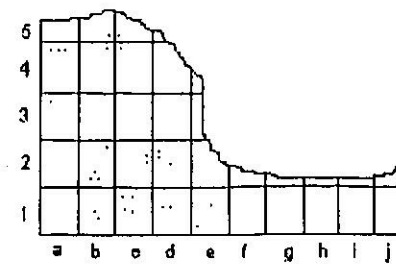
53 - *Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.



54 - *Physcia tenella* (Scop.) D.C.



55 - *Physconia grisea* (Lank.) Poelt



56 - *Porina aenea* (Wallr.) Zahlbr.

Fig.(60) Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans dans la région d'Alger (49 à 56)

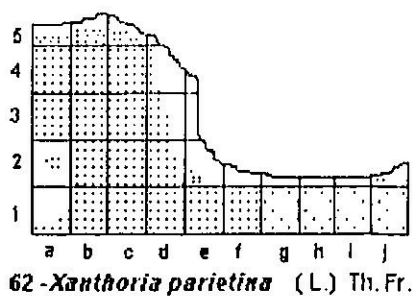
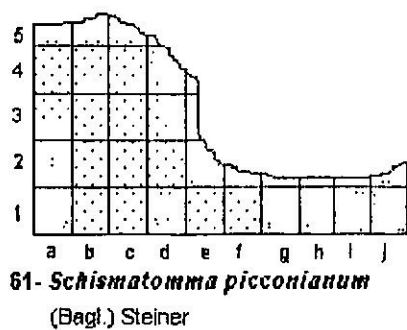
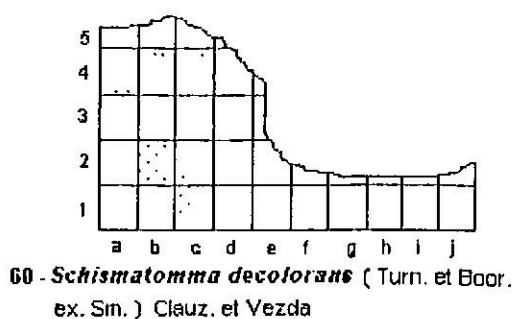
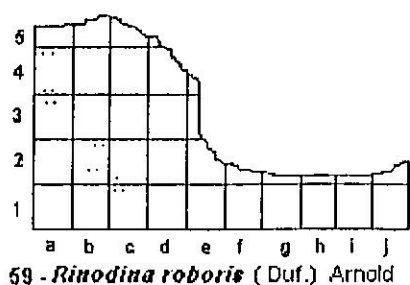
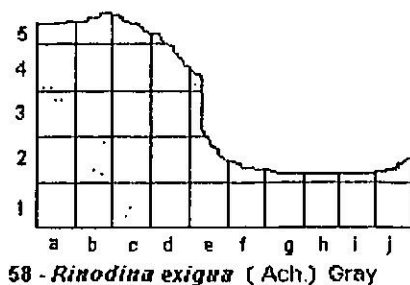
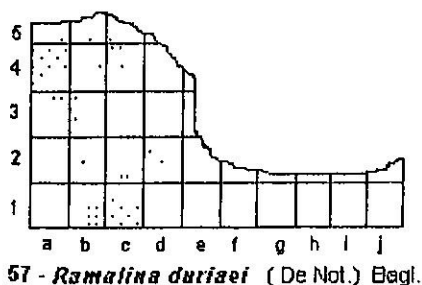


Fig.(61) Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans dans la région d'Alger (57 à 62)

Opegrapha lichenoides, *O. betulinoides*, *O. vulgata* = *O. devulgata* (Ach.) et *O. niveoatra* = *O. subsiderella* Nyl. (Faurel et al., 1953 a) ; *Bacidia rosella*, *B. phacodes* = *B. albesens* (Stitz.) Bauch., *B. rubella* et *Phlyctis agelaea* (Faurel et al., 1953b) et enfin *Arthonia impolita* = *A. pruinosa* (Ach.) *A. caesiella*, *A. cinereopruinosa*, *A. melanophthalma*, *A. pinastri*, *A. galactites*, *Arthothelium spectabile*, *A. crozalzianum*, *A. ruanum* et *Dirina ceratonia* (Faurel et al., 1954).

En conclusion, l'inventaire des lichens de la région d'Alger est une contribution importante à la connaissance de la flore lichénique de l'Algérie et de la région méditerranéenne. C'est un apport aux travaux réalisés par nos prédécesseurs en Algérie et aux travaux en cours dans le Sud de la France, en Espagne et en Italie. Cette étude qui est à poursuivre pourra par exemple s'intégrer dans le cadre de l'élaboration d'une « check-list » des lichens de la région méditerranéenne.

CHAPITRE 9 : CARTE DE LA POLLUTION GLOBALE DE LA REGION D'ALGER ETABLIE PAR LA METHODE DE L'I.P.A. (INCICE DE PURETE ATMOSPHERIQUE)

L'étude de la pollution atmosphérique dans la région d'Alger a été réalisée par la méthode de l'I.P.A. (Indice de Pureté Atmosphérique), proposé par Leblanc et De Sloover (1970). Nous n'avons pas utilisé la méthode de Hawksworth et Rose (1970) qui est basée sur l'identification d'espèces boréo-atlantiques et qui n'est pas appropriée pour les régions à climat méditerranéen (espèces absentes ou exceptionnelles dans ces régions).

1- Choix des stations et des phorophytes

Soixante deux stations uniformément réparties dans toute la région d'Alger ont été sélectionnées et numérotées de 1 à 62 (Fig. 62).

L'olivier (*Olea europaea*) présent presque dans toutes les mailles a été choisi comme phorophyte principal. Cependant dans sept stations (1, 2, 3, 4, 8, 9 et 17) où l'olivier est absent, d'autres phorophytes comme *Macherium tipu*, *Robinia pseudo acacia*, *Fraxinus angustifolia* et *Cupressus sempervrens* ont été retenus. Par ailleurs au niveau de six autres stations (14, 17, 19, 30, 37 et 50) où la présence de l'olivier est faible, les relevés ont été complétés sur les mêmes espèces de phorophytes cités. Les arbres choisis ne sont pas inclinés et ont approximativement le même diamètre (40 à 60 cm). Par ailleurs, les arbres situés à moins de 5 m de la chaussée d'une route principale ont été exclus. Il en est

de même pour ceux situés au milieu des parcs ou des forêts où la végétation lichénique luxuriante donne des valeurs de l'I.P.A. très élevées. Par contre les troncs d'arbres situés au niveau des bords des routes sont dépourvus de lichens et donnent des valeurs de l'I.P.A. très basses proches du zéro.

Enfin, pour respecter au maximum les critères d'homogénéité du milieu, nous avons défini une station «typique» où le relevé lichénique peut être effectué. Celle-ci peut être :

- un jardin public dont les arbres sont isolés;
- une plantation d'arbres d'une école, lycée, hôpital, cimetière ou espace vert entre les bâtiments;
- un groupe d'oliviers sauvages isolés;
- une plantation d'oliviers en plein champ;
- les abords d'un parc ou d'un bois.

Le tableau (64) résume les caractéristiques principales des 62 stations étudiées.

2-Technique des relevés de la végétation lichénique

Dans chaque station, nous avons examiné 8 à 12 phorophytes. La technique des relevés de Déruelle (1978b) a été appliquée. Toutefois, les relevés ont été effectués sur la face Nord du tronc, puisque nous avons constaté que la face opposée (Sud) est très pauvre en lichens, que ce soit en espèces ou en recouvrement même dans les milieux peu pollués. De plus, la surface du relevé a été délimitée depuis la base du tronc jusqu'à 1,7 m du sol. Tous les lichens s'y trouvant ont été notés. A chaque espèce est attribué un coefficient (F) unique, défini par Déruelle (1978b). On peut ici rappeler les modalités de détermination du coefficient F :

- 1 = espèce observée sur un arbre et à recouvrement inférieur à 5% ;
- 2 = espèce observée sur un arbre ou à recouvrement inférieur à 5% ;
- 3 = espèce observée sur moins de la moitié des arbres ;
- 4 = espèce observée sur plus de la moitié des arbres ou à recouvrement supérieur à 50% sur quelques arbres ;
- 5 = espèce observée sur plus de la moitié des arbres et à recouvrement supérieur à 50% sur la plupart d'entre eux.

De plus à chaque station ont été notés 7 facteurs locaux de l'environnement : altitude, nombre de routes près de la station, distance de la route la plus proche, nombre d'autoroutes, exposition par rapport à la route la plus proche, urbanisation et couvert végétal.

Tableau (64)-Liste des stations de la zone étudiée.

Les colonnes A, B, C, D, E, F, G et H représentent les facteurs environnementaux.

N°	Nom de la station	A	B	C	D	E	F	G	H
1	Bab El Oued	10	1	4	1	0	1	1	2
2	Grande poste	12	1	5	1	0	2	1	2
3	Hôpital Mustapha	12	1	6	1	0	2	1	2
4	Place du 1 ^{er} mai	10	1	6	1	0	1	1	2
5	Belcourt	10	2	5	1	0	8	1	2
9	Bimandrais (concorde)	10	4	4	1	1	6	2	1
7	El Harrach	10	1	4	1	0	8	2	2
6	Brossette	11	1	4	1	0	8	1	2
8	El biar (centre)	10	3	4	1	0	7	1	1
11	Château neuf	10	6	5	1	1	6	2	2
10	Bordj El Kiffan (centre)	10	1	4	1	0	7	1	2
13	Boulevard Bougara	12	3	3	2	0	5	2	3
18	Jardin de la liberté	12	2	3	2	0	3	1	3
16	Kouba (centre)	10	3	3	1	0	7	2	2
14	Rais Hamidou	13	1	3	5	0	8	3	2
12	Jardin de Prague	10	1	4	2	0	7	1	3
19	Hôpital Maillot	10	1	4	1	0	2	1	3
15	Vieux Kouba	11	3	2	2	1	8	2	3
17	Université d'Alger	10	1	5	2	0	3	1	3
21	Ruisseau	08	3	2	2	1	7	3	4
30	Hôpital Parnet	12	2	3	2	0	6	2	2
22	Bologhine (cimetière)	10	2	3	3	0	1	2	3
26	Climat de France	10	3	3	1	0	2	2	2
23	Télémy (jardin publique)	10	2	3	2	0	2	2	2
25	Télémy (école)	10	2	4	2	0	2	2	3
20	Diar El Mahçoul	10	2	3	1	0	7	2	3
31	El Kettar (cimetière)	10	3	3	3	0	2	2	2
27	Palais de la culture	10	3	2	1	1	3	3	2
28	Les sources	11	3	3	1	1	7	3	2
24	Belfort (I N A)	10	1	4	2	1	8	3	3
40	Mohammadia	10	1	2	1	1	7	3	3
29	El Madania	10	3	3	1	0	3	2	2
33	Institut Pasteur	10	2	2	1	0	8	2	4
34	Salambier (M.S)	10	3	2	2	0	2	2	4
35	Complexe sportif (Harcha)	10	2	3	3	0	8	2	3
36	Leveilly (cité Maya)	11	2	2	2	0	7	2	3
37	El Biar (jardin publique)	10	3	3	3	0	7	2	3
38	Garidi (cimetière)	10	3	2	3	1	5	3	3
39	Sidi Bennour	12	6	2	1	0	8	3	3
32	Bordj El Kiffan (Tamaris)	11	1	2	4	0	4	4	3
41	Hydra (Voirol)	10	4	1	3	0	1	3	4
42	Dely Brahim	10	5	1	1	1	5	4	4
43	Beni Messous (hôpital)	10	5	2	4	0	7	4	3
44	Chéraga	10	6	2	5	0	3	4	4
45	Bouzaréa (Ecole Normale)	11	7	2	4	0	7	3	3

Suite tableau (64)

N°	Nom de la station	A	B	C	D	E	F	G	H
46	Sidi Lakhdar	10	6	1	6	0	5	5	4
47	Ben Aknoun (cimetièrè)	11	5	2	3	0	7	3	3
48	Bab Ezzouar (cimet. d'El Alia)	11	1	2	4	1	8	6	4
49	Bainem Nord	12	2	1	2	0	2	6	4
50	Sidi Youssef	10	6	1	3	0	3	6	3
51	El Achour (Kadous)	11	6	2	4	0	8	4	3
52	Beau fraisier (clinique)	10	6	1	2	0	1	5	4
53	Ben Aknoun (centre familial)	11	5	2	6	1	3	4	4
54	Bainem (I N R F)	11	3	1	2	0	6	6	4
55	Tixraïne	11	5	1	6	0	3	5	3
56	Ben Aknoun (citè universitaire)	11	5	2	3	0	7	4	3
57	Beni Messous Nord	12	6	1	3	0	4	5	5
58	Domaine Boudjemaa Khellil	11	4	1	6	0	5	5	5
59	Parc zoologique Nord	10	5	1	6	1	1	6	4
60	Parc zoologique Sud	10	5	1	6	1	1	6	4
61	Bainem Est	10	6	1	6	0	6	6	5
62	Bainem centre	10	6	1	6	0	4	6	5

Légende

A - nombre d'arbres examinés au niveau de la station

B - altitude en mètres; 1 = 0-50, 2 = 51-100, 3 = 101-150, 4 = 151-200, 5 = 201-250,

6 = 251-300

C - nombre de routes près de la station

D - distance de la route la plus proche (en m) ; 1 si <10, 2 = 11-20, 3 = 21-40, 4 = 41-60, 5 = 61-80, 6 si > 80

E - nombre d'autoroutes ; 0, 1 ou 2.

F - exposition du relevé par rapport à la route la plus proche ; 1 = N, 2 = NE, 3 = E, 4 = SE, 5 = S, 6 = SW, 7 = W, 8 = NW.

G - urbanisation ; 1 = très urbanisé, 2 = moyennement urbanisé, 3 = peu urbanisé et 4 = paysage plus au moins naturel.

H - couvert végétal ; 1 = arbres très isolés, 2 = arbres plus au moins isolés, 3 = groupe d'arbres éloignés, 4 = groupe d'arbres rapprochés, 5 = bois relique.

3-Calcul de l'I.P.A. et présentation des résultats

La formule suivante permet de calculer les valeurs stationnelles de cet indice :

$$I.P.A. = 1/10 \left[\sum_1^n Q \cdot F \right]$$

n = nombre d'espèce

F = abondance de chaque espèce

Q = indice écologique représentant le cortège floristique moyen. Il est calculé par la moyenne du nombre d'espèces accompagnant l'espèce retenue dans toutes les stations où elle est présente.

Les résultats sont consignés dans le tableau (65). Ce tableau comporte 62 colonnes correspondant aux 62 stations. Ces 62 colonnes sont classées selon les valeurs croissantes de l'I.P.A. (de 0 à 33,8). Outre le N° de la station (1 à 62), chaque colonne comprend 4 paramètres dont certains nécessaires pour le calcul de l'indice de la pollution de l'air. Il s'agit du :

- nombre de phorophytes observés ;
- nombre d'espèces recensées à la station ;
- du recouvrement et la fréquence moyenne (RFM) correspondant au rapport de la somme du recouvrement et la fréquence des espèces dans les relevés sur le nombre des relevés de la station ;
- du recouvrement et la fréquence moyenne globale (RFMG) correspondant à la somme de la fréquence et recouvrement moyen global de la station.

Ensuite, chaque colonne comporte la fréquence moyenne de chaque espèce observée à la station. Le nom de chaque espèce est suivi de son indice écologique Q (moyenne du nombre d'espèce accompagnant l'espèce retenue dans toutes les stations où elle est présente) et de la présence totale (PT) de l'espèce, c'est-à-dire le nombre de stations où l'espèce est présente.

4-Détermination des zones d'isopollution

4-1-Etablissement de la zonation

La détermination des zones d'isopollution revient à répartir les stations en classes. Dans la présente étude, nous avons choisi de représenter 5 classes de même amplitude (voir tableau 66). Cette technique a été utilisée par de nombreux auteurs : (Granger, 1972 ; Leblanc *et al.*, 1974 ; Pirintsos *et al.*, 1993 ; Leblanc et De Sloover, 1970; Leblanc *et al.*, 1972a ; Crespo *et al.*, 1977 ; Déruelle 1983a ; Kirschbaum et Siegmund, 1988; Herzig *et al.*, 1989a; Bartholmess, 1993 ; Loppi *et al.*, 1992 et Fiorentonno, 1997).

4-2-Réalisation de la carte

Les valeurs de l'I.P.A. voisines ont été reportées sur la carte de la région : 0 à 6,86 pour la zone I, 7 à 13,4 pour la zone II, 15,8 à 19,7 pour la zone III, 21,8 à 26,6 pour la zone IV et 29,2 à 33,8 pour la zone V.

Pour délimiter des contours des zones, nous avons tenu compte des caractéristiques écologiques de chaque région (occupation des sols, topographie, nombre des lichens à chaque station et leur fréquence) en se basant sur les observations précédentes

Tableau (65) Données et Paramètres des stations. (R.F.M.) : Recouvrement et la fréquence moyenne ; (R.F.M.G) : Recouvrement et la fréquence moyenne globale; (I.P.A.) : Indice de Pureté Atmosphérique. En colonne : les espèces ; (PT) : Présence totale. A l'intersection des lignes et colonnes est indiqué la fréquence et le recouvrement (f) de l'espèce au niveau de la station.

N° de la station	1	2	3	4	5	8	7	9	6	11	10	16	12
nombre d'arbres étudiés	10	12	12	10	10	11	10	10	10	10	10	10	12
Nombre d'espèces	0	0	0	0	1	3	3	2	3	3	5	5	5
R.F.M.	0	0	0	0	0,12	0,3	0,30	0,33	0,50	0,45	0,50	0,43	0,70
R.F.M.G	0	0	0	0	1,0	3,0	3,0	4,0	4,0	5,0	5,0	7,0	7,0
IAP	0	0	0	0	0,68	2,11	2,14	2,81	2,62	3,52	3,64	5,04	5,07
N° d'ordre de la station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Espèces													
<i>Dirina ceratoniae</i>					1	1	1	2	2	2	1	2	3
<i>Xanthoria parietina</i>						1			1	1	1	1	1
<i>Lecanactis patellaroides</i>						1	1	2		2	1	2	1
<i>Lecanora sierrae</i>												1	1
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>													1
<i>Schismatomma picconianum</i>							1		1				
<i>Diploicia canescens</i>													
<i>Hypocanomyce stoechadiana</i>													1
<i>Caloplaca cerina</i>													
<i>Physcia adsunders</i>													
<i>Lecidella euphorea</i>													
<i>Caloplaca holocarpa</i>													
<i>Lecidella elaeochroma</i>													
<i>Physcia agelaea</i>													
<i>Ramalina duriae</i>													
<i>Lecanora dispersa</i>													
<i>Pertusaria heterochroa</i>													
<i>Opegrapha lichenoides</i>													
<i>Lepraria incana</i>													
<i>Bacidia rubella</i>													
<i>Pertusaria hymenea</i>													
<i>Lecanora chlorotera ssp. meridionalis</i>													
<i>Physcia tenella</i>													
<i>Phaeophyscia hirsuta</i>													
<i>Candelariella reflexa</i>													
<i>Lecanora chlorotera ssp. chlorotera</i>													
<i>Graphis scripta</i>													
<i>Collema turburacum</i>													
<i>Rimodina roboris</i>													
<i>Bacidia naegeli</i>													
<i>Arthonia tumidula</i>													
<i>Physconia grisea</i>													
<i>Lecanora pulicaris</i>													
<i>Rimodina exigua</i>													

N° de la station	15	18	14	19	13	17	26	20	22	24	30	25	23
nombre d'arbres étudiés	13	11	10	10	12	10	10	8	10	10	10	10	10
Nombre d'espèces	5	6	4	5	5	5	5	4	5	7	5	5	6
R.F.M.	0,53	0,63	0,80	1,0	1,0	0,8	1,0	1,25	1,37	1,22	1,3	1,3	1,3
R.F.M.G.	7,0	7,0	8,0	7,0	8,0	8,0	9,0	10	11	11	13	12	13
IAP	5,08	5,43	5,66	5,75	6,08	6,41	6,86	7,09	8,13	9,10	9,28	9,35	9,59
N° d'ordre	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Espèces	Q	PT											
<i>Dirina ceratoniae</i>	6,8	57	1	2	2	2	4	4	4	2	4	3	4
<i>Xanthoria parietina</i>	7,1	55	2	1	2	2	3	3	2	2	3	2	2
<i>Lecanactis patellaroides</i>	7,19	52	1	1	1	1	2	2	3	3	3	1	1
<i>Lecanora stierae</i>	7,8	45	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	8,2	31	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2
<i>Schismatomma picconianum</i>	7,4	22	2	2	2	2	2	2	1	1	2		
<i>Diploicia canescens</i>	9,9	22											
<i>Hypoconomyce stoechadiana</i>	7,7	18			2							4	3
<i>Caloplaca cerina</i>	10,3	16				1			1				
<i>Physcia adserdens</i>	10,3	15											
<i>Lecidella euphorea</i>	10,4	14	1		2	2							
<i>Caloplaca holocarpa</i>	11,2	13			1					2			
<i>Lecidella elaeochroma</i>	12,3	9											
<i>Phlyctis agelaea</i>	12,4	9											
<i>Ramalina duriaei</i>	12,9	8											
<i>Lecanora dispersa</i>	12,9	7											
<i>Pertusaria heterochroa</i>	9,1	6											
<i>Opegrapha lichenoides</i>	11,6	5										1	
<i>Lepraria incana</i>	11,8	5											
<i>Bacidia rubella</i>	12,4	5											
<i>Pertusaria hymenea</i>	12,8	5											
<i>Lecanora chiarotera ssp. meridionalis</i>	11,6	4											
<i>Physcia tenella</i>	13,3	4											
<i>Phaeophyscia hirsuta</i>	15,3	4											
<i>Candelariella reflexa</i>	9,3	3											
<i>Lecanora chiarotera ssp. chiarotera</i>	11,0	3											
<i>Graphis scripta</i>	13,3	3											
<i>Collema furfuraceum</i>	9,5	2											
<i>Rinodina roboris</i>	10,5	2											
<i>Bacidia naegeli</i>	11,0	2											
<i>Arthonia tumidula</i>	18,0	2											
<i>Physconia grisea</i>	10,0	1											
<i>Lecanora pulicaris</i>	11,0	1											
<i>Rinodina exigua</i>	12,0	1											

Fin Tableau 65												
N° de la station	55	58	54	57	56	49	60	61	59	62		
nombre d'arbres étudiés	11	11	10	11	12	11	10	10	10	10		
Nombre d'espèces	11	13	18	13	12	12	15	20	14	14		
R.F.M.	2,6	2,5	2,5	2,5	2,6	2,8	3,4	3,0	3,6	3,5		
R.F.M.G	29	28	25	28	31	31	34	30	36	35		
IAP	24,4	24,7	24,7	25,6	26,4	26,6	29,2	30,8	31,2	33,8		
N° d'ordre	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62		
Espèces	Q	PT										
<i>Dirina ceratoniae</i>	6,8	57	4	2	4	4	4	2	4	4		
<i>Xanthoria parietina</i>	7,1	55	4	3	4	4	4	4	3	4		
<i>Lecanactis patellaroides</i>	7,19	52	3	3	3	4	4	2	3	3		
<i>Lecanora sienae</i>	7,8	45	3	4	2	4	3	3	3	3		
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	8,2	31	3	1	2	4	1	4	2	3		
<i>Schismatomma picconianum</i>	7,4	22	1	1	2	4	2	1	1	2		
<i>Diploicia canescens</i>	9,9	22	3	2	2	2	2	1	2	2		
<i>Hypocenomyce stoehadiana</i>	7,7	18	2	2	2		2	1	4	2		
<i>Caloplaca cenna</i>	10,3	16	1	1	1	3		1	1	2		
<i>Physcia adsdens</i>	10,3	15	2	2	2		2	2	4	2		
<i>Lecidella euphorea</i>	10,4	14		1		1	2	1	1	3		
<i>Caloplaca holocarpa</i>	11,2	13	2	1	2		1	1	1	1		
<i>Lecidella elaeochroma</i>	12,3	9	2	1	2			1	1	1		
<i>Phlyctis agelaea</i>	12,4	9	1					1	1	1		
<i>Ramalina duriaei</i>	12,9	8	1				1	2	1	1		
<i>Lecanora dispersa</i>	12,9	7	1	1		2	1	1	1	2		
<i>Pertusaria heterochroa</i>	9,1	6	2									
<i>Opographa lichenoides</i>	11,6	5	1		1	2				2		
<i>Lepraria incana</i>	11,8	5										
<i>Bacidia rubella</i>	12,4	5	1					1		1		
<i>Pertusaria hymenea</i>	12,8	5	1	1				1		1		
<i>Lecanora chlarotera ssp. meridionalis</i>	11,6	4	1	2								
<i>Physcia tenella</i>	13,3	4			2					1		
<i>Phaeophyscia hirsuta</i>	15,3	4	1							1		
<i>Candelariella reflexa</i>	9,3	3						2		1		
<i>Lecanora chlarotera ssp. chlarotera</i>	11,0	3	1			1			3			
<i>Graphis scripta</i>	13,3	3						1				
<i>Collema furfuraceum</i>	9,5	2								1		
<i>Rinodina roboris</i>	10,5	2		2								
<i>Bacidia naegelii</i>	11,0	2					1					
<i>Arthonia tumidula</i>	18,0	2										
<i>Physconia grisea</i>	10,0	1	1							1		
<i>Lecanora pulicaris</i>	11,0	1										
<i>Rinodina exigua</i>	12,0	1	1					1				

Tableau (66) Caractéristiques des zones d'isopollution

Zone	classes de I.P.A.	Nombre de stations	% des stations	Nombre moyen d'espèces	Amplitude de recouvrement et fréquence moyenne des espèces
I	0 - 7	20	32,25	3,2	0,12 - 1
II	>7 - 14	20	32,25	6,4	1,25 - 1,7
III	>14 - 21	9	14,52	8,5	1,9 - 2,1
IV	>21 - 28	9	14,52	12,8	2,3 - 2,8
V	>28 - 35	4	6,45	16,7	3,0 - 3,6

qui ont été prises en considération. En effet, comme nous l'avons déjà signalé lors de l'étude de la végétation lichénique, pratiquement tous les lichens et leur fréquence dans la région étudiée ont été notés sur les cartes de distribution des espèces. Ainsi au niveau des zones ou des stations où le relevé lichénique ne peut pas être réalisé selon les critères que nous avons définis comme par exemple à cause de l'absence, de l'insuffisance ou de l'hétérogénéité des phorophytes, les cartes de distribution des espèces nous ont servi d'appoint pour dessiner les contours de la carte. A la fin nous avons obtenu la carte de l'I.P.A. de la région d'Alger (Fig. 62).

5- Analyse des résultats et discussion

5-1-Commentaire de la carte de la pollution

L'examen de la carte de pollution (Fig. 62) pouvant être complété par l'analyse du tableau 66, permet de caractériser 5 zones de pollution. En analysant ces zones depuis la plus polluée vers la moins polluée. On peut faire les remarques ci-après :

Zone I : c'est la zone la plus polluée de la ville d'Alger. Elle comprend 20 stations et occupe principalement la partie Nord-Est de Bofoghine à l'Hussein Dey, avec une forme en croissant. Elle est caractérisée par une pollution automobile importante et une absence totale de lichens sur l'axe Bab El-Oued, Place des Martyrs, Grande poste, Hôpital Mustapha, Place du 1^{er} mai (stations 1 à 4). On retrouve aussi cette zone dans les centres des agglomérations urbaines sous forme d'îlots à Rais Hamidou, El Biar, Birmouradrais, Kouba, El-Harrach et Bordj El Kiffan. La végétation lichénique dans cette zone est très pauvre, elle est représentée par certaines espèces résistantes à la pollution (Giralt *et al.*, 1989) comme le *Dirina ceratonia*, *Xanthoria parietina*, *Lecanactis patellaroides* et *Schismatomma picconianum*.

Zone II : elle comprend aussi 20 stations . Elle est située en périphérie de la Zone I. Cette zone occupe une grande partie des surfaces de faible altitude (moins de 100 m) à l'Est. Elle pénètre aussi dans les agglomérations des hauteurs d'Alger (100-200 m) en contournant certaines villes fortement polluées rattachées à la zone I (El Biar, Birmouradrais, Kouba et El-Harrach). Le nombre de lichens augmente dans cette zone (4 à 6 en moyenne), tandis que le recouvrement et la fréquence moyenne des espèces varient de 1,25 à 1,7.

Zone III : Elle comprend 9 stations et épouse une forme de croissant au niveau des hauteurs de Bouzaréa à la topographie très accidentée et s'étendant sur une grande surface des hauteurs d'Alger (200-400 m), de Beni Messous, Cheraga et Fougeroux. On la retrouve aussi au niveau de certains paysages boisés au Sud de Bab Ezzouar. Le nombre moyen de lichens est de l'ordre de 8 et le recouvrement et la fréquence moyenne des espèces sont compris entre 1,9 et 2,1.

Zone IV : cette zone comprend aussi 9 stations, qui recouvrent les régions les moins urbanisées, contourne au Nord de la région d'étude la forêt de Bainem pour se retrouver au Sud du plateau de Ben Aknoun. Elle s'étend jusqu'au paysage vert d'El Achour et Tixraïne. Le nombre de lichens est de 13 en moyenne, et la fréquence moyenne des espèces sont compris entre 2,3 et 2,8.

Zone V : la zone V (4 stations) est la moins polluée. Elle concerne les paysages plus ou moins naturels de la région d'étude comme la forêt de Bainem et les environs du Parc zoologique au Sud de Ben Aknoun. Le nombre moyen des lichens est de 17 ; le recouvrement et la fréquence moyenne des espèces sont compris entre 3 et 3,6.

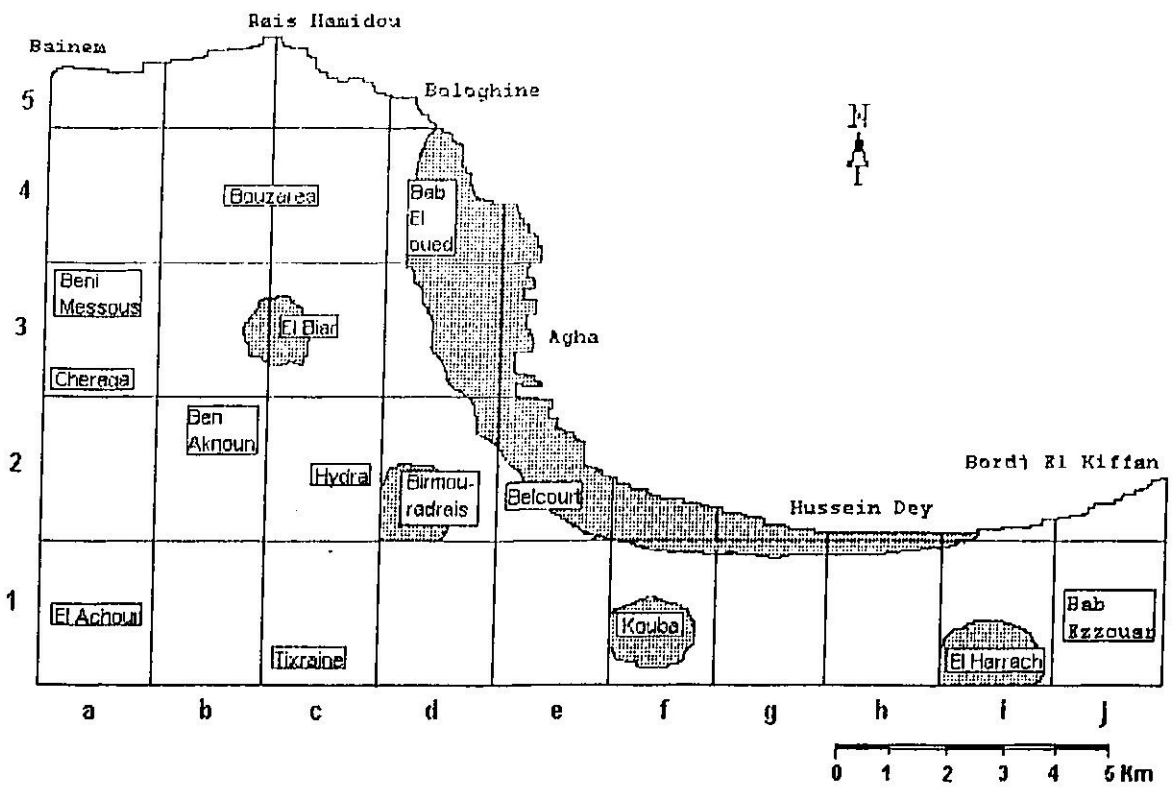
5-2 Mise en évidence d'un désert lichénique à Alger

L'effet de la pollution sur la végétation lichénique de la région d'Alger est importante puisqu'on a constaté une absence totale des lichens sur les écorces des arbres dans certains jardins publics situés en zone I de l'I.P.A. formant un petit désert lichénique autour de la baie d'Alger. Le désert débute du centre de Bab El Oued et passe par la Place des Martyrs, le Square Port Said, la Grande poste, la place du 1^{er} mai, la ville de Belcourt jusqu'à l'Hussein Dey (Fig. 63) et sa largeur peut atteindre 2 km. Certains indices montrent que ce désert lichénique s'élargira dans l'avenir, puisqu'on a observé ces dernières années des dégradations des thalles de *Xanthoria parietina*, une disparition des apothécies de *Dirina ceratonia* et de *Lecanora sienae* aux limites de ce désert lichénique. En plus des

flots de déserts lichéniques (absence de lichens épiphytes) ont été observés au centre des villes d'El Harrach, Kouba, Birmandrais et d'El Biar situés aussi en zone I de l'I.P.A.

Cependant, bien que les troncs des arbres ornementaux des grandes rues et des boulevards de l'agglomération d'Alger soient dépourvues de lichens sur plusieurs kilomètres (Zirout Youcef, Abane Ramdane Larbi Ben M'hidi, Didouche Mourad, Krim Belkacem, Hassiba Ben Bouali, Belouizdad et Tripoli), les arbres localisés au centre de quelques jardins publics situés à proximité de ces rues abritent un certains nombre de lichens cités ci-dessus et résistants à la pollution urbaine comme le jardin de la liberté et le jardin de Prague et le jardin de Téliemly.

Fig.(63) Désert lichénique de la région d'Alger



5-3-Corrélation entre l'I.P.A. et les paramètres écologiques

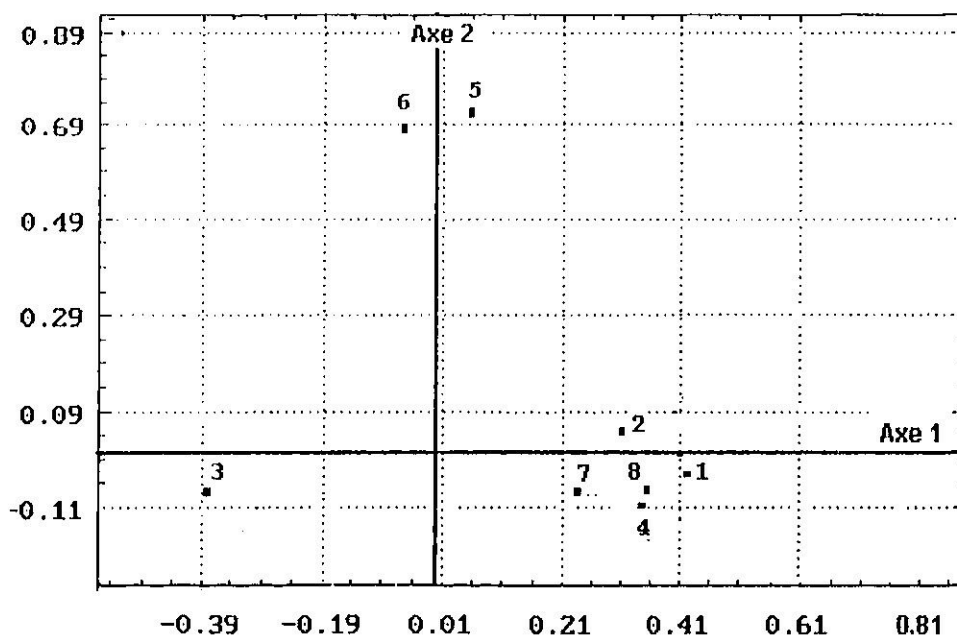
La corrélation entre les valeurs de l'I.P.A. des stations et les 7 paramètres environnementaux qui caractérisent ces stations (altitude, nombre de routes, distance par rapport à la route, nombre d'autoroutes, exposition par rapport à la route la plus proche, taux d'urbanisation et couvert végétal) exposés dans le tableau 67 a été étudiée par l'analyse statistique de corrélation (r) de Pearson et de Spearman puis par la représentation graphique de l'I.P.A. Ces paramètres environnementaux ont été représentés sur les deux premiers axes de l'Analyse des Composantes Principales (A.C.P.). Les résultats sont enregistrés dans le tableau (67) et la figure (64).

Tableau (67)-Corrélation entre l'I.P.A. et les paramètres environnementaux des 62 sites étudiés

Corrélation	Altitude	N. route	Distance	Autoroute	Exposition	Urbanisation	C. Végétale
Pearson	0.683**	-0.834**	0.747**	0.069	-0.118	0.896**	0.776**
Spearman	0.652**	-0.886**	0.730**	0.067	-0.082	0.893**	0.776**
I.P.A.	+	-	+	N.S	N.S	+	+

Nous noterons dans le tableau 67 (+) si la corrélation est positive (-) si la corrélation est inverse et (N.S.) si la corrélation n'est pas significative.

Fig. (64) Représentation des facteurs environnementaux et l'IFA sur les deux axes principaux de l'ACP



Légende

1- I.P.A.; 2- altitude; 3- nombre de routes; 4- distance de la route;
 5- nombre d'autoroutes; 6- exposition par rapport a la route;
 7- urbanisation; 8- couverture vegetale

L'analyse du tableau (67) et de la figure (64) montre que quatre facteurs importants sont liés directement à l'I.P.A.. Il s'agit de l'altitude, de la distance, de l'urbanisation et de la couverture végétale. On constate en effet que les valeurs élevées de l'I.P.A. sont enregistrées au niveau des altitudes élevées de la région d'Alger tandis que les valeurs les plus basses ont été observées au niveau des dépressions de la ville. Ce même phénomène a été observé aussi par Déruelle et Garcia Schaeffer (1983) dans la ville de Paris.

On note que la relation entre la distance de la route et l'I.P.A. est également bien définie et que plus la distance par rapport à la route est réduite, plus l'I.P.A. diminue.

Le taux d'urbanisation de la ville d'Alger affecte aussi les valeurs de l'I.P.A. Plus l'urbanisation est forte plus les valeurs de l'I.P.A. diminuent. Enfin l'I.P.A. est en relation avec la physionomie de la végétation puisque plus les arbres sont groupés plus les valeurs de l'I.P.A. augmentent, ce qui est dû au rôle d'écran attribué aux arbres contre les polluants atmosphériques.

Cependant l'analyse de l'A.C.P. montre qu'un paramètre (nombre de routes) va dans le sens inverse des valeurs de l'I.P.A. Ce paramètre apparaît d'ailleurs éloigné de l'axe principal 1. On peut donc dire que lorsque le nombre de routes augmente près des sites des relevés, l'I.P.A. diminue, autrement dit le degré de la pollution atmosphérique globale augmente.

En conclusion, nous pouvons dire que les résultats obtenus par l'étude de l'I.P.A. de la région d'Alger sont en accord avec les travaux de Giralt *et al.* (1989) qui ont étudié en Espagne la ville de Tarragone (Catalogne) située sur le littoral de la Méditerranée.

5-4-Sensibilité et résistance à la pollution des espèces lichéniques de la région d'Alger

Dans les régions méditerranéennes, la méthode de l'I.P.A. a été utilisée préférentiellement aux autres méthodes de bioindication. C'est notamment le cas en Espagne où de nombreux travaux ont été réalisés parmi lesquels on peut citer ceux de Crespo *et al.* (1977), Crespo *et al.* (1981), Crespo et Bueno (1982), Giralt (1985), Giralt *et al.* (1989), Pirintsos *et al.* (1993) et enfin ceux de Terron Alfonso et Barreno Rodriguez (1994). Parmi ces recherches, nous nous intéresserons particulièrement à celles de Giralt *et al.* (1989) qui font suite à une première recherche de Giralt (1985) dans la région de Tarragone (Espagne). En effet, cet auteur a proposé 4 groupes concernant la sensibilité des lichens à la pollution atmosphérique.

En utilisant **la même méthode** (Giralt, 1985 et Giralt *et al.*, 1989), nous avons tenté de préciser la sensibilité et la résistance des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger. Les paramètres que nous avons utilisés sont :

- la présence de l'espèce (Pt), correspondant au nombre de stations où l'espèce est présente. La présence étant exprimée ici en % ;
- l'indice écologique Q défini par la moyenne du nombre d'espèces accompagnant l'espèce retenue dans toutes les stations (cortège moyen spécifique);
- la répartition de chaque espèce, c'est-à-dire sa distribution à l'intérieur de chaque zone

d'isopollution.

Selon les critères évoqués ci-dessus, **nos résultats** permettent de constater que parmi les 34 espèces recensées dans la région d'Alger, seules 17 soit 50% des espèces présentes peuvent être réunies en quatre groupes dont la distribution est liée à la qualité de l'air. Les résultats de cette classification sont indiqués dans le tableau (68).

L'analyse du tableau 68 permet de caractériser les quatre groupes d'espèces classées selon leur sensibilité à la pollution atmosphérique. On distingue :

-le groupe C1 concernant les espèces que nous qualifierons de **résistantes** à la pollution atmosphérique. Nous pouvons citer *Dirina ceratonia*, *Xanthoria parietina*, *Lecanactis patellarioides* et *Lecanora sienae* avec Pt compris entre 67,7 et 93,5% soit $Pt > 61\%$ et avec $Q = 6,8 ; 7,1 ; 7,2$ et $7,8$ respectivement. Comme Giralt (1985), nous constatons que *Dirina ceratonia* est l'espèce la plus résistante.

-le groupe C2 constitué par des espèces assez résistances. Il s'agit des espèces *Hyperphyscia adglutinata* et *Schismatomma picconianum* dont les valeurs de Pt (51,6 pour la 1^{ère} et 41,4 pour la 2^{ème}) sont comprises entre 41 et 60%. Les valeurs de Q correspondantes sont de 8,2 et de 7,4. Nous retrouvons ces deux espèces déjà citées par

Tableau (68)-Groupes de sensibilité des espèces (C1-C4) définis à partir de la présence totale (Pt. en %) et de leur répartition (en chiffres romains) au niveau des zones d'isopollution.

Classes	Espèces appartenant à la classe	Présence totale en (%)	Répartition au niveau des zones d'isopollution
C1	<i>Dirina ceratonia</i> <i>Xanthoria parietina</i> <i>Lecanactis patellarioides</i> <i>Lecanora sienae</i>	93,5 91,8 83,8 67,7	I, II, III, IV, et V
C2	<i>Hyperphyscia adglutinata</i> <i>Schismatomma picconianum</i>	51,6 41,4	II, III, IV, V
C3	<i>Diploicia canescens</i> <i>Physcia adscendens</i> <i>Hypocenomyce stoechadiana</i> <i>Caloplaca cerina</i> <i>Bacidia rubella</i> <i>Caloplaca holocarpa</i> <i>Lecidella euphorea</i>	35,4 35,4 29,0 25,8 25,8 22,6 22,6	II, III, IV, V
C4	<i>Lecidella elaeochroma</i> <i>Phlyctis agelaea</i> <i>Ramalina duriaei</i> <i>Pertusaria heterochroa</i>	14,5 14,5 12,9 10,0	II, III, IV, V

Giralt (1985) dans le groupe C2, mais le *Xanthoria parietina* classé dans cette même catégorie par cet auteur a été classé dans le groupe C1 à Alger.

-le groupe C3 qualifié au choix soit d'**espèces** modérément résistantes ou **assez sensibles**.

Il comprend les sept espèces suivantes avec une présence totale, comprise entre 21 et 40%, et classées selon leur Pt décroissante, à savoir *Diploicia canescens* (Pt = 35,4 et Q = 9,9), *Physcia adscendens* (Pt = 35,4 et Q = 10,33), *Hypocenomyce stoechadiana* (Pt = 29,0 et Q = 7,67), *Caloplaca cerina* (Pt = 25,8 et Q = 10,31), *Bacidia rubella* (Pt = 25,8 et Q = 12,40), *Caloplaca holocarpa* (Pt = 22,6 et Q = 11,15) et *Lecidella euphorea* (Pt = 22,6 et Q = 10,36).

-le groupe C4 correspondant aux **espèces sensibles**, indicatrices d'un milieu dont l'atmosphère est peu polluée. La présence totale des espèces de ce groupe est comprise entre 10 et 20%. Nous y avons regroupé quatre espèces : *Lecidella elaeochroma* (Pt = 14,5 et Q = 12,33), *Phlyctis agelaea* (Pt = 14,5 et Q = 12,44), *Ramalina duriaei* (Pt = 12,9 et Q = 12,88) et enfin *Pertusaria heterochroa* (Pt = 10,0 et Q = 9,14). Cette dernière espèce citée dans le même groupe par Giralt (1985) indique une atmosphère particulièrement pure, avec un indice I.P.A. de l'ordre de 15,9 à 33,8.

En comparant nos résultats avec ceux obtenus dans d'autres régions comme dans le Nord de l'Europe, on constate des similitudes pour certaines espèces comme *Xanthoria parietina*, *Diploicia canescens*, *Physcia adscendens* et *Bacidia rubella* qui supportent une pollution modérée. Par contre le *Caloplaca cerina* classé avec les espèces assez sensibles en Algérie, comme en Espagne d'ailleurs, est considéré comme une espèce très sensible en Europe du Nord. Sans s'arrêter à ce détail, nous nous en tiendrons à notre tableau qui demanderait à être confirmé dans d'autres agglomérations d'Algérie.

En conclusion, nous pouvons dire que dans ce travail la moitié des espèces lichéniques observées sont des espèces indicatrices de la qualité de l'air. Nous avons différencié quatre groupes d'espèces correspondant à quatre niveaux de pollution. La classification de ces espèces reprise à partir des travaux des autres auteurs permet de reconnaître des espèces «résistantes» et des espèces «sensibles» à la pollution atmosphérique. Entre ces deux catégories extrêmes, on a pu qualifier les catégories intermédiaires d'espèces «assez résistantes» et «assez sensibles». Si dans l'ensemble nos résultats sont en concordance avec ceux trouvés par les autres auteurs, nous proposons d'ajouter à leur classification quelques espèces trouvées dans la région d'Alger.

CONCLUSION GENERALE

Dans ce travail, les lichens ont été utilisés comme indicateurs biologiques de la pollution globale et comme bioaccumulateurs de la pollution plombique dans la région d'Alger. Outre cette application pratique à l'étude de la qualité de l'air, nous avons aussi réalisé un inventaire de la flore lichénique de cette même région. En conclusion de ces recherches, nous pouvons formuler les trois remarques suivantes :

1°-L'inventaire et la distribution des 62 espèces de lichens corticoles présents dans la région d'Alger est une contribution modeste mais actualisée qui s'ajoute aux travaux réalisés par nos prédécesseurs en Algérie. Il s'agit d'un état de la répartition de 62 espèces de lichens corticoles observés à la fin du 20^{ème} siècle dans la région d'Alger. On peut alors envisager d'une part d'utiliser ces résultats dans le cadre d'une cartographie à grande échelle comme celle en projet du grand Maghreb, et d'autre part de considérer ces cartes comme référence à un suivi de l'évolution de la flore lichénique dans les années futures.

2°-D'un point de vue pratique, nous avons réalisé une carte de la pollution globale de la région d'Alger en utilisant la méthode de l'I.P.A. (Indice de Pureté Atmosphérique). Cinq zones d'isopollution ont été établies depuis le centre d'Alger vers la périphérie. La zone la plus polluée, en forme de croissant, recouvre principalement la baie d'Alger et les anciens quartiers de la ville de Bab El Oued à l'Hussein Dey. Les auréoles qui entourent cette zone sont de moins en moins polluées vers la périphérie et ce sont les sites comme la forêt de Bainem et le Parc zoologique au Sud de Ben Aknoun qui ont la meilleure qualité de l'air.

3°-L'utilisation de transplants lichéniques (*Parmelia scortea*, *Ramalina duriaei*) et de thalles (*Xanthoria parietina*) se développant *in situ* nous a permis de déterminer l'impact de la pollution plombique dans l'espace et au cours du temps au niveau de l'ensemble de 32 sites dans la région d'Alger. Les moyennes des teneurs en plomb des lichens ont permis d'établir une carte de la pollution plombique à quatre niveaux, selon les

retombées atmosphériques. Enfin, si l'accumulation du plomb par les lichens dépend de facteurs internes et de facteurs environnementaux nombreux et complexes, une corrélation significative avec l'intensité du trafic a été établie.

Pour terminer, nous pouvons souligner l'intérêt fondamental de ce travail avec un inventaire de la flore lichénique corticole et son intérêt pratique avec la cartographie de la pollution. Si nous confirmons le rôle important de la circulation automobile comme cause de la pollution plombique dans une agglomération, rôle déjà souligné à Annaba (Semadi, 1989), la carte de la pollution globale de la région d'Alger en utilisant les lichens comme indicateurs biologiques est à notre connaissance la première réalisée en Algérie.

Liste des figures

	Page
Figure 1-Carte de la région d'Alger.....	p.17
Figure 2-Carte hypsométrique de la région d'Alger.....	p.18
Figure 3-Carte de la végétation naturelle et exotique de la région d'Alger.....	p.21
Figure 4-Représentation des roses des vents annuels des quatre stations de la région d'Alger.....	p.27
Figure 5-Représentation des stations de la région d'Alger sur le climagramme d'Emberger.....	p.28
Figure 6-Cycle biogéochimique du plomb.....	p.35
Figure 7-Variations des concentrations de plomb dans les glaces de l'Antarctique de l'Est au cours de 155000 dernières années.....	p.38
Figure 8-Variations des concentrations de plomb dans les glaces du Groenland central pendant l'époque gréco-romaine, l'époque médiévale et la renaissance.....	p.38
Figure 9-Variations des concentrations de plomb dans les glaces et neiges du Groenland central depuis la révolution industrielle.....	p.39
Figure 10-Corrélation entre l'accroissement du taux de plomb dans les glaces de l'Islandis Groenlandais en fonction du temps et celui de consommation de plomb tétraéthyle dans l'hémisphère Nord depuis sa fabrication industrielle en 1923.....	p.39
Figure 11-Concentration du plomb dans les mousses récoltées entre 1860 à 1960 et conservées dans les herbiers du Muséum d'Uppsala.....	p.62
Figure 12-Appareil respiratoire humain et exposition au plomb.....	p.87
Figure 13-Echantillonnage des fractions conventionnelles d'un aérosol inhalé.....	p.87
Figure 14-Effet de la pollution atmosphérique sur la répartition de végétation lichénique dans un milieu pollué.....	p.123
Figure 15- Photos des transplants de <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i>).....	p.130
Figure 16-Localisation des sites de prélèvements des échantillons témoins de <i>Xanthoria parietina</i> , <i>Parmelia scortea</i> et <i>Ramalina duriaei</i>	p.131
Figure 17-Emplacement des sites de transplantations dans la région d'Alger.....	p.132
Figure 18-Situation géographique des transplants lichéniques des autoroutes.....	p.133
Figure 18a-Schéma du transect des transplants lichéniques de <i>Parmelia scortea</i> et de <i>Ramalina duriaei</i> placés au niveau du jardin du Hamma.....	p.134
Figure 18b-Schéma du transect des transplants lichéniques de <i>Parmelia scortea</i> et de <i>Ramalina duriaei</i> placés au niveau de la falaise des Annassers.....	p.134
Figure 18a-Schéma du transect des transplants lichéniques de <i>Parmelia scortea</i> et de <i>Ramalina duriaei</i> placés au niveau de Ain Naâdja perpendiculairement à l'autoroute du Sud.....	p.134
Figure 19-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Ramalina duriaei</i> au niveau du site N° 3.....	p.141
Figure 20-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Ramalina duriaei</i> au niveau du site N° 26.....	p.141
Figure 21-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Parmelia scortea</i> au niveau du site N° 7.....	p.142
Figure 22-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Parmelia scortea</i> au niveau du site N° 19.....	p.142
Figure 23-Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Ramalina</i> <i>duriaei</i> au niveau du site N° 3.....	p.151
Figure 24-Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Ramalina</i> <i>duriaei</i> au niveau du site N° 26.....	p.151

Figure 25-Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) du plomb par <i>Parmelia scorteae</i> au niveau du site N° 12	p.152
Figure 26-Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) du plomb par <i>Parmelia scorteae</i> au niveau du site N° 16	p.152
Figure 27-Accumulation spatio temporelle du plomb par <i>Parmelia scorteae</i> au niveau de l'autoroute de l'Est au jardin du Hamma d'Alger	p.160
Figure 28-Accumulation spatio temporelle du plomb par <i>Ramalina duriaei</i> au niveau de l'autoroute de l'Est au jardin du Hamma d'Alger	p.160
Figure 29-Courbe de régression (corrélation entre l'accumulation du plomb par <i>Parmelia scorteae</i> et la distance de la route au niveau du jardin du Hamma) p.	162
Figure 30-Courbe de régression (corrélation entre l'accumulation du plomb par <i>Ramalina duriaei</i> et la distance de la route au niveau du jardin du Hamma) p.	162
Figure 31-Accumulation mensuelle du plomb par <i>Parmelia scorteae</i> au niveau d'un transect à l'autoroute de Sud à Ain Naâdja.....	p.164
Figure 32-Accumulation mensuelle du plomb par <i>Ramalina duriaei</i> au niveau d'un transect à l'autoroute de Sud à Ain Naâdja.....	p.164
Figure 33-Courbe de régression relative à l'accumulation du plomb par <i>Parmelia scorteae</i> en fonction de la distance de l'autoroute du sud à Ain Naâdja	p.166
Figure 34-Courbe de régression (corrélation entre l'accumulation du plomb par <i>Ramalina duriaei</i> et la distance de l'autoroute du sud à Ain Naâdja).....	p.166
Figure 35-Accumulation spatio temporelle du plomb par <i>Parmelia scorteae</i> en fonction de l'altitude au niveau de la rocade des Annassers	p.168
Figure 36-Accumulation spatio temporelle du plomb par <i>Ramalina duriaei</i> en fonction de l'altitude au niveau de la rocade des Annassers	p.168
Figure 37a-Accumulation du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> en fonction de la distance de la route au jardin d'essai du Hamma	p.177
Figure 37b-Droite de régression relative à l'accumulation du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> en fonction de la distance par rapport à la route de l'Est au niveau du jardin du Hamma.....	p.177
Figure 38-Représentation graphique de l'accumulation saisonnière du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> (H : hiver, E : été)	p.179
Figure 39-Accumulation du plomb par les écorces d'oliviers en fonction de la distance de l'autoroute de l'Est à proximité du niveau du jardin du Hamma	p.184
Figure 40-Droite de régression relative à l'accumulation du plomb par les écorces de l'oliviers en fonction de la distance de l'autoroute de l'Est à proximité du niveau du jardin du Hamma	p.184
Figure 41-Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse factorielle des Correspondances multiples (AFCM) des teneurs en plomb de <i>Parmelia scorteae</i> et les paramètres écologiques des sites (en classes)	p.192
Figure 42-Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse factorielle des Correspondances multiples (AFCM) des teneurs en plomb de <i>Ramalina duriaei</i> et les paramètres écologiques des sites (en classes)	p.194
Figure 43-Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse factorielle des Correspondances multiples (AFCM) des teneurs en plomb de <i>Xanthoria parietina</i> et les paramètres écologiques des sites (en classes)	p.196
Figure 44-Représentation graphique sur les deux axes principaux de l'Analyse factorielle des Correspondances multiples (AFCM) des teneurs en plomb des écorces de l'olivier et les paramètres écologiques des sites (en classes) p.	198

Figure 45-Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb de <i>Parmelia scortea</i>	p.201
Figure 46-Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb de <i>Ramalina duriaei</i>	p.203
Figure 47-Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb de <i>Xanthoria parietina</i>	p.205
Figure 48-Diagrammes de dispersion des 32 sites étudiés en fonction des paramètres environnementaux et les teneurs en plomb des écorces de l'olivier	p.207
Figure 49-Cartographie de la pollution plombique à l'aide de l'accumulation du plomb par <i>Parmelia scortea</i> dans la région d'Alger	p.221
Figure 50-Cartographie de la pollution plombique à l'aide de l'accumulation du plomb par <i>Ramalina duriaei</i> dans la région d'Alger.....	p.221
Figure 51-Cartographie de la pollution plombique à l'aide de l'accumulation du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> dans la région d'Alger	p.222
Figure 52-Cartographie de la pollution plombique à l'aide de la teneur en plomb des écorces de l'olivier (<i>Olea europaea</i>) dans la région d'Alger	p.222
Figure 53-Coordonnées du maillage de la région étudiée établie en grades.....	p.225
Figure 54-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (1-8).....	p.229
Figure 55-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (9-16).....	p.230
Figure 56-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (17-24).....	p.231
Figure 57-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (25-32).....	p.232
Figure 58-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (33-40).....	p.233
Figure 59-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (41-48).....	p.234
Figure 60-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (49-56).....	p.235
Figure 61-Distribution géographique des espèces lichéniques rencontrées dans la région d'Alger (57-62).....	p.236
Figure 62-Carte de la pollution de la région d'Alger établie par la méthode de l'I.A.P.	p.248
Figure 63-Désert lichénique de la région d'Alger	p.250
Figure 64-Représentation des facteurs environnementaux et l'IAP sur les deux axes principaux de l'A.C.P.....	p.251

Tableau 1-Caractéristiques géographiques des stations de la région d'Alger.....	p. 23
Tableau 2-Données des précipitations des stations	p. 24
Tableau 3-Données des températures maximales des stations.....	p. 24
Tableau 4-Données des températures minimales des stations	p. 24
Tableau 5-Données des températures moyennes des stations.....	p. 24
Tableau 6-Données de l'humidité relative des stations	p. 25
Tableaux (7a, 7b, 7c et 7d)-Données climatiques mensuelles des deux stations (Dar El beïda et Bouzaréa).	p. 25
Tableau 8-Evolution de la teneur en plomb de l'essence dans certains pays.....	p. 44
Tableau 9-Données des concentrations du plomb dans l'air	p. 45
Tableau 10-Teneurs en plomb (en % ou en µg/g) des poussières urbaines	p. 49
Tableau 11-Teneurs en plomb de quelques espèces lichéniques dans les milieux naturels	p. 52
Tableau 12-Teneur en plomb des espèces lichéniques dans différents milieux pollués ou riches en plomb.....	p. 53
Tableau 13-Teneur en plomb des mousses dans les milieux naturels	p. 66
Tableau 14-Teneur en plomb des mousses près des routes et dans des zones industrielles	p. 67
Tableau 15-Teneur en plomb (µg/g) de certaines espèces herbacées près des routes ou des fonderies	p. 72
Tableau 16-Teneurs en plomb de certaines espèces d'arbres et arbustes près des routes et zones urbaines	p. 74
Tableau 17-Teneurs en plomb de certains organes végétaux (feuilles, racines, fruits et grains).....	p. 75
Tableau 18-Résumé des effets du plomb sur la santé selon le niveau de la plombémie mesurée.....	P. 91
Tableau 19-Concentration du plomb des sols près des routes et dans les zones urbaines	p. 95
Tableau 20-Teneurs en plomb des sols près des usines.....	p. 96
Tableau 21- Teneur en plomb des sols près des mines et dans des milieux naturels à proximité des mines	p. 96
Tableau 22-Échelle qualitative pour l'estimation de la pollution acide hivernale en Angleterre et au Pays de Galles, utilisant les lichens épiphytes sur des arbres à écorce non eutrophisée (d'après Hawksworth et Rose, 1970) .	p.112
Tableau 23-Echelle qualitative pour l'estimation de la pollution acide hivernale en Angleterre et au Pays de Galles, utilisant les lichens épiphytes sur des arbres à écorce eutrophisée (d'après Hawksworth et Rose, 1970).....	p.113
Tableau 24-Échelle d'estimation de la qualité de l'air de la moitié Nord de la France (d'après Van Haluwyn et Lerond, 1986).....	p.114
Tableau 25-Quelques travaux utilisant la méthode de l'I.P.A dans différentes régions	p.122
Tableau 26-Valeurs des concentrations du plomb dans les lichens transplantés dans les milieux pollué	p.128
Tableau 27- Accumulation mensuelle du plomb (µg/g) chez <i>Ramalina duriaei</i> au niveau des 32 sites étudiés dans la région d'Alger.	P.138
Tableau 28-Accumulation mensuelle du plomb (µg/g) chez <i>Parmelia scortea</i> au niveau des 32 sites étudiés dans la région d'Alger	p.139

Tableau 29-Analyse de la variance à 2 critères de classification (comparaison de l'accumulation du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i> au niveau des 32 sites étudiés et des 12 mois entre eux)	p.143
Tableau 30-Analyse de la variance à 2 critères de classification (comparaison de l'accumulation du plomb chez <i>Parmelia scortea</i> au niveau des 32 sites étudiés et les 12 mois entre eux).....	p.143
Tableau 31-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i> au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger.....	p.145
Tableau 32-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez <i>Parmelia scortea</i> au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger	p.146
Tableau 33-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i> au niveau des sites sub-urbains ou urbains protégés.....	p.147
Tableau 34-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i> au niveau des sites urbains.....	p.147
Tableau 35-Rapports d'accumulation temporelle (Rt) du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i> au niveau des sites urbains ou sub-urbains situés près des routes à grande circulation.....	p.148
Tableau 36-Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez <i>Ramalina duriaei</i> au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger.....	p.149
Tableau 37-Vitesse d'accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) chez <i>Parmelia scortea</i> au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger	p.150
Tableau 38-Tableau récapitulant l'accumulation (+) ou l'exsorption (-) du plomb chez <i>Ramalina duriaei</i> au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger	p.155
Tableau 39-Tableau récapitulant l'accumulation (+) ou l'exsorption (-) du plomb chez <i>Parmelia scortea</i> au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger	p.156
Tableau 40-Fréquence du phénomène d'exsorption (en mois et en %) chez <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i> au niveau des 32 sites étudiés ...	p.157
Tableau 41-Données des précipitations des stations de la région d'Alger	p.158
Tableau 42-Accumulation du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Parmelia scortea</i> transplanté sur les sites 33, 34, 35 et 36 le 01/11/1991 au jardin du Hamma	p.159
Tableau 43-Accumulation mensuelle du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Ramalina duriaei</i> transplanté sur les sites 33, 34, 35 et 36 le 01/11/1991 au jardin du Hamma.....	p.159
Tableau 44-Accumulation du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Parmelia scortea</i> transplanté sur les sites 37, 38, 39, 40, et 41, au niveau du transect perpendiculaire à l'autoroute du Sud à Ain Naâdja	p.161
Tableau 45-Accumulation du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Ramalina duriaei</i> transplanté sur les sites 37, 38, 39, 40 et 41, au niveau du transect perpendiculaire à l'autoroute du Sud à Ain Naâdja	p.163
Tableau 46-Accumulation du plomb par <i>Parmelia scortea</i> en fonction de l'altitude au niveau de la falaise de la rocade des Annassers.....	p.167
Tableau 47-Accumulation du plomb par <i>Ramalina duriaei</i> en fonction de l'altitude au niveau de la falaise de la rocade des Annassers.....	p.167

Tableau 48-Accumulation du plomb par <i>Ramalina duriaei in situ</i> au niveau de neuf sites de la région d'Alger en comparaison avec les teneurs en plomb des transplants de la même espèce après 12 mois de transplantation.....	p. 172
Tableau 49- Accumulation du plomb chez <i>Xanthoria parietina</i> en hiver et en été au niveau des 32 sites étudiés de la région d'Alger	p. 173
Tableau 50-Teneurs en plomb $\mu\text{g/g}$ de <i>Xanthoria parietina</i> en fonction de la distance à l'autoroute de l'Est à proximité du jardin du Hamma.....	p. 174
Tableau 51-Comparaison des deux moyennes de l'accumulation du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> (hiver et été) par le test (t) de Student	p. 176
Tableau 52-Teneur en plomb des écorces d'olivier sur les 32 sites étudié dans la région d'Alger (périodes hivernale et estivale)	p. 181
Tableau 53-Teneur en plomb ($\mu\text{g/g}$) des écorces d'olivier en fonction de la distance à l'autoroute de l'Est près du jardin du Hamma	p. 181
Tableau 54-Comparaison des deux moyennes de l'accumulation du plomb par les écorces (hiver et été) par le test (t) de Student	p. 182
Tableau 55-Teneurs en plomb ($\mu\text{g/g}$) de <i>Parmelia scortea</i> , <i>Ramalina duriaei</i> , <i>Xanthoria parietina</i> et des écorces d'olivier, au niveau des 32 sites de la région d'Alger.	p. 185
Tableau 56-Moyenne de l'accumulation du plomb ($\mu\text{g/g}$) par <i>Xanthoria parietina</i> , les transplants lichéniques (<i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i>) et les écorces d'olivier pendant l'été et l'hiver, dans les différents sites de la région d'Alger	p. 186
Tableau 57-Matrice de corrélation entre les moyennes de l'accumulation du plomb par <i>Xanthoria parietina</i> , les écorces d'olivier, <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Parmelia scortea</i> pendant les deux périodes hivernale et estivale.	p. 187
Tableau 58- Résumé des paramètres environnementaux des 32 sites étudiés	p. 190
Tableau 59-Présentation du pourcentage d'inertie sur les quatre premiers axes (F1, F2, F3, et F4).....	p. 191
Tableau 60-Corrélation entre la teneur en plomb des bio-accumulateurs et les variables écologiques des sites (résultats des A.F.C.M.).....	p. 191
Tableau 61-Résultats des analyses statistiques (corrélation entre les teneurs en plomb des bioaccumulateurs et les variables écologiques des sites).....	p. 200
Tableau 62-Données du trafic journalier moyen des sites étudiés	p. 217
Tableau 63-Teneur en plomb ($\mu\text{g/g}$) des écorces de l'olivier et de <i>Xanthoria parietina</i> au niveau de certains sites de la région d'Alger.....	p. 219
Tableau 64-Liste des stations de la zone étudiée.....	p. 239
Tableau 65-Données et Paramètres des stations.....	p. 242
Tableau 66-Caractéristiques des zones d'iso pollution.....	p. 247
Tableau 67-Corrélation entre l'IAP et les paramètres environnementaux des 62 sites étudiés	p. 251
Tableau 68-Groupes de sensibilité des espèces (C1-C4) définis à partir de la présence totale (Pt. en %) et de leur répartition (en chiffres romains) au niveau des zones d'isopollution	p. 253

Liste des abréviations

A.T.S.D.R.: Agency for Toxic Substances and Disease Registry

C.C.E. : Commission de la Communauté Européenne

C.T.E.P.A. : Centre Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique

E.P.A. : Environmental Protection Agency

E.P.S: Environmental Protection Service

F.A.O.: Food and Agriculture Organization

I.C.P.S.: International Programme on Chemical Society

N.A.S.: National Academy of Science

O.C.D.E. : Organisation de Coopération et de Développement Economique

O.M.S. : Organisation Mondiale de la Santé

O.N.S. : Office National des Statistiques

R.C.E.P.: Royal Commission of Environmental Pollution

U.K.D.E.: United Kingdom Department of the Environment

U.S.E.P.A.: United States Environment and Protection Agency

BIBLIOGRAPHIE

- ALBRECH N.J., 1989 – Temporal variation in the elements of three lichens species of Voyager National Park, Minnesota. *Amer. Jour. Bot. Suppl.* Vol. 76, 6, p. 3.
- ALEXANDER F.W., 1974 – The uptake of lead by children in differing environments, *Environ. Health. Perspec.*, 7, 155 - 160.
- ALLEMAN M.H., COSENDEY B., LOB M. et SAEGESSER F., 1986 – Saturnisme par résorption cutanée médicamenteuse. *Schweiz. Med. Wschr.*, 116, 1 - 2, 888 - 891.
- AMMANN K., 1992 – Expérimentation d'une nouvelle formulation de l'I.A.P. en Suisse. *Bull. Inform. Ass. Fr. Lichén.*, Mémoires 1, 59 – 67.
- AMMANN K., HERZIG R., LIEBENDÖRFER L. et URECH M., 1987 – Multivariate correlation of deposition data of 8 different air pollutants to lichen data in a small town in Swizerland. In *Advances in aerobiology*, Birkhäuser Verlag, Basel, EXS: 51, 401 - 406.
- ANDERSEN A., HOVMAND M.F. et JOHNSEN I., 1978 – Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. *Environ. Pollut.*, 17, 133 - 151.
- ANDERSON W.L., 1975 – Lead poisoning in waterfowl at Rice Lake, Illinois. *Jour. Wild. Manag.*, 39, 264 - 270.
- ANDRE G., DARTAILH V., MUKSUD F., PARKBLANES S. et FOURNIER J., 1994 – Ecotoxicologie – Chimie appliquée à l'environnement, cultures et techniques, Nantes. 351p.
- ARNOLD F. 1891 – 1901 - Zur Lichenflora von München. *Ber Bayer. Bot. Ges.*, 1, 1-143 (1891); 2, 1 -76 (1892); 5, 1 - 82 (1897); 1- 82 (1898); 1 -100 (1900); 1 – 24 (1901).
- ARSAC F. et BOUDENE C., 1983 – Evaluation de l'apport alimentaire en plomb par la détermination fécale chez l'homme. *Méd. et Nutr.*, 19, 5, 355 - 357.
- ARVIK J. H. et ZIMDAHL R. L., 1974 – Barriers to foliar uptake of lead. *Jour. Envir. Qual.* 3, 4, 369 - 373.
- A.T.S.D.R., 1993 – Toxicological profile for lead. U. S. Department of Health and Human Services, 9 - 188.
- AYLING G.M. et BLOOM H. 1976 – Heavy metals analysis to characterize and estimate distribution of heavy metals in dust fallout. *Atmospheric Environment.* 10, 61 - 64.
- AYME A., 1964 – Carte géologique d'Alger (1/50000), N° 21. Pub. S. C. G. A. Alger.
- AZAR 1975 – Biogeochemistry of Lead in the Environment. Part A. Topics in the Environmental Health 1B. (Nriagu, J.O. 1978. Ed.) Elsevier Pub. Amsterdam.
- AZZOUZ M., 1987 – Niveau de pollution atmosphérique à Alger – Exposition urbaine au plomb. Thèse Doctorat en Sciences Médicales. Université d'Alger, 311 p.
- BADDELEY M. S., FERRY B. M. et FINEGAN E. J., 1973 – Sulphur dioxide and Respiration in lichens. In *Air pollution and lichens*. Athlone Press, Londres, 299 - 313.

- BAKER E.L., LANDRIGAN P.J., BARBOUR A.G., COX D.H., FOLLAND D.S., LIGO R.N. et THROCKMORTON J., 1979 – Occupation lead poisoning in the United States : Clinical and biochemical findings related to blood lead levels. *Brit. Jour. Ind. Med.*, 35, 314 - 322.
- BALL D.J et HUMÉ R., 1977 – The relative importance of vehicular and domestic emissions of dark smoke in Greater London in the Mid – 1970s, the significance of smoke shade measurements, and an explanation of the relationship of smoke shade to gravimetric measurements of particulate. *Atmospheric Environment*, 11, 1065 – 1073.
- BALOH R.W., 1974 – Laboratory diagnosis of increased lead adsorption. *Arch. Environ. Health*, 2, 8, 198 - 208.
- BARGAGLI R., 1989 – Determination of metal deposition patterns by epiphytic lichens. *Toxicol. Environ. Chem.*, 18, 249 - 256.
- BARGAGLI R., BATTISTI E., CARDAIOILI E., FORMICHI P. et NELLI L., 1994 – La deposizione atmosferica di elementi in traccia in Italia. *Inquinamento*, 2, 48 - 58.
- BARGAGLI R., BROWN D.H., et NELLI L., 1995 – Metal biomonitoring with mosses: Procedures for correcting for soil contamination. *Environ. Pollut.*, 89, 2, 169 - 175.
- BARGAGLI R., GASPARO D., LAZZARIN A., OLIVIERI S. et TRETACCI M., 1991 – Lichens as indicators and monitors of atmospheric pollutants in N E Italy: Preliminary data on the integrated testing system. *Botanika Chronika*, 10, 977 - 982.
- BARGAGLI R., IOSCO F.P., et LEONZIO C., 1985 – Monitoraggio di elementi in traccia mediante licheni epifiti. Osservazioni nell' area industriale di Rosignano Solvay. *Inquinamento*, 2, 33 - 37.
- BARGAGLI R., D'AMATO M. L. et IOSCO F. P., 1987a – Lichen biomonitoring of metals in the San Rossore Park: contrast with previous needle data. *Environ. Monit. Assess.* 9, 285 - 294.
- BARGAGLI R., IOSCO F.P. et D'AMATO M. L., 1987b – Zonation of trace metal accumulation in three species of epiphytic lichens belonging to the genus *Parmelia*. *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.*, 8, 4, 331 - 337.
- BARKMAN J.J., 1958 – Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum and Co. Assen, Netherlands, 628 p.
- BARKMAN J. J., 1963 – De epifiten flora en vegetatie van midden Limburg (Belgie). *Verh. k. Ned. Akad. Wet.* II, 54, 4, 1 - 46.
- BARLTROP D. et SMITH A., 1971 – Interaction of lead with erythrocytes. *Experientia*, 27, 92 - 95.
- BARNEA M. et PASU URUSU I.P., 1974 – Pollution et protection de l'atmosphère. Ed. Eyrolles, Paris, 307 p.
- BARRY P.S.I. et MOSSMAN D. B., 1970 – Lead concentrations in human tissues. *Brit. Jour. Ind. Med.*, 27, 4, 357 - 360.
- BARTHELEMY C., PROST G., TALOT F. et NEULAT G., 1975 – A propos d'un cas de pancréatite au cours d'une crise de colique de plomb. *Arch. Mal. Prof.*, 36, 6, 357 - 360.

- BARTHOLMESS H., 1993 – Epiphytische Flechten als Bioindikatoren in der kommunalen Luftreinhaltestrategie. *Staub. Reinhaltung der Luft*, 53, 31- 35.
- BARTOK K., 1988 – Heavy metal distribution in several lichen species in a polluted area. *Rev. Roum. Biol., Série de Biologie Végétale*, 33, 2, 127 - 134.
- BARTOK K., 1992 – Aplicarea cercetaliror lichenologice in monitoringul polluarii. *Ocotirea Naturii si a Mediului Inconjurator*, 36, 41 - 46.
- BARTOK K., NICOORA A., BERCA V. et OSVATH T., 1992- Biological response of the lichen *Xanthoria parietina* transplanted in biomonitoring stations. *Revue Roumaine de Biologie, Série Biologie Végétale*, 37, 143-157.
- BATIC F., 1986 – Stanje epifitne lisajne flore in pojav temperature inverzije v Ljubljanski Kotlini. *Bioloski vestnik* 34, 2, 1- 12.
- BATIC F. et MAYRHOFER H., 1995 – Bioindication of air pollution by epiphytic lichens in forest decline studies in Slovenia. In *Proceeding of the International Colloquium on bioindication of forest site pollution: Development of Methodologies and training, Biofosp, held at Ljubljana*. Slovenia: 22 – 31 august, 139 - 144.
- BAUMHARDT G. R. et WELCH L. T., 1972 – Lead uptake and corn growth, with soil – applied lead. *Jour. Environ. Qual.* 1, 92 - 94.
- BEDENEAU M., 1982 – Reproduction *in vitro* des effets de la pollution par le dioxyde du soufre sur quelques lichens. *Ann. Sci. Forest.*, 39, 2, 166 - 178.
- BENALLAL K. et OUARBIA K., 1988 – Monographie géologique et géotectonique de la région d'Alger. Office des Publications Universitaires. Alger, 109 p.
- BENGTSON C., FOLKESON L. et GÖRANGSSON A., 1982 – Growth reduction and branching frequency in *Hylocomium splendens* near a foundry emitting copper and zinc. *Lindbergia*, 8, 129 - 138.
- BENTO-PEIRERA F. et SERGIO C., 1983 – Liqueues e bryophytos como bioindicadores da poluição atmosférica. II- Utilização de uma escala quantitativa para Lisboa. *Revista de biologia*, 12, 297 - 312.
- BENYAHIA M., CHROCHARD D. et PIHAN J.C., 1988 – Toxicité, bioaccumulation et relargage du plomb chez *Dreissena polymorpha*; effet de L'EDTA et des phosphates. *Haliotis*, 18, 239 - 249.
- BERITIC T., 1993 – Misconceptions about blood lead concentrations. *Br. Jour. Int. Med.* 50, 1123 - 1124.
- BERNATZKY A., 1969 – The importance of protective plantations in lowering air pollution. In : *Air pollution proceedings of the first European congress on the influence of air pollution on plants and animals*. Wageningen, Centre for Agricultural Publishing and Documentation, P. 383 - 395.
- BESCHEL R. E., 1958 – Flechtenvereine der Städte, Stadtflechten und ihr Wachstum. *Ber. Naturw. Med. Ver. Innsbruck*, 52, 1 - 158.
- BIGGINS P.D.E. et HARRISSON R.M., 1980 – Chemical speciation of lead compound in street dust. *Environ. Sci. Technol.*, 14, 336 - 339.
- BLOKKER P.C., 1972 – A literature survey on some health aspect of lead emissions from gasoline engines. *Atmospheric Environment*, 6, 1- 18.
- BLYUM O. B., 1973 – Water relation. In *The lichens*. Ahmadjian V. et Hale M. E. Eds. New York. 381 - 400.

- BLYUM O. B. et TYUTYUNNIK YU. G., 1985 – Istorichnii biomonitoring vmistu svintsyu v atmosferi z dopomogoyu lishainikov. *Dopovidi Akademii nauk URSS*, Sér. B., 10, 52 - 54.
- BOILEAU L.J.R., BECKETT P.J., LAVOIE P., RICHARDSON D.H.S., et NIEBOER E., 1982 – Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in Northern Ontario, Canada. Part I. Field procedures, chemical analysis and interspecies comparisons. *Environ., Pollut.*, Sér. B, 4, 69 - 84.
- BOISSET M., GUMONT G., JANIN F., NARBONNE J.F., KECK J., et SCHNITZER G., 1994 - Toxicologie nutritionnelle du plomb, du cadmium et du mercure. Conseil supérieur d'hygiène publique de France, section de l'alimentation. 228 p.
- BOSSERMAN R.W. et HAGNER G.E., 1981 – Elemental composition of epiphytic lichens from Okefenokee Swamp. *Bryologist*, 84, 1, 48 - 58.
- BOTTA A., POYEN D., SIGNOURET M. et FINELLI V.N., 1976 – Les différents tests biologiques de dépistage d'une imprégnation saturnine applicables en médecine du travail. *Arch. Mal. Prof.*, 37, 4 - 5, 437 - 443.
- BOUCHEREAU J.M., 1992 – Estimation des émissions atmosphériques des métaux lourds en France. Pour le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc. Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), Paris.
- BOUDENE C., 1980 – Récentes acquisitions sur la toxicité du plomb. *Pollution Atmosphérique*, 85, 62 - 70.
- BOUGHIEDAOUI M., 1993 – Contribution à l'étude de la pollution atmosphérique gazeuse et particulaire dans le grand Alger. Thèse de Magistère. Ecole Nationale Polytechnique, Alger. 172 p.
- BOULY DE LESDAIN M., 1914 – Lichens recueillis sur le silex le long d'une route dans les dunes des environs de Dunkerque. *Rev. Gén. Bot.* 25. Trav. Biol. Veg. Dédié à Gaston Bonnier par ses élèves et ses amis, 3 - 7.
- BOUTRON C.F., 1988 – Le plomb dans l'atmosphère. *La Recherche*, 19, 448 - 455.
- BOUTRON C.F., 1996 – Neiges et glaces de l'Antarctique et du Groenland. In : *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Tec. Doc., Paris, 89 - 108.
- BOUTRON C.F. et PATTERSON C.C., 1986 – Lead concentration changes in Antarctic Ice during the Wisconsin / Holocene transition. *Nature*, 323, 222 - 225.
- BOUTRON C.F., PATTERSON C.C., PETROV V.N. et BARKOV N.I. , 1987 – Preliminary data on changes of lead concentrations in Antarctic ice from 155000 to 26000 years B. C. *Atmospheric Environment*, 21, 1197 - 1202.
- BOVAY E., 1973 – Influence des composés fluorés et des combinaisons de plomb sur les plantes et les animaux. *La Clinica Tossicologica*, 5 - 6, 377 - 391.
- BOWMAN H.R., CONWAY J.R. et ASSARO F., 1972 – Atmospheric lead and bromine concentration in Berkeley, California (1963 - 1970). *Environ. Sci. Techn.*, 6, 558 - 560.
- BRABEC E., CUDLIN P., RAUCH O. et SKODA M., 1983 – Lead budget in smelter – adjacent grass stand. *Proc. Int. Conf. Heavy metals in the environment*, Heidelberg, 6-9 Sept. 1983. C. E. P. consultant, Edinburgh, 1150 - 1153.

- BRADSHAW A.D., 1952 – Population of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. *Nature*, 169, p. 1098.
- BRANGSTRUP HANSEN J.P., DAUSSING M. et PAULER P.E., 1981 – Chelatable lead body burden (by calcium – dissolution E.D.T.A.) and blood lead concentration in man. *Jour. Occup. Med.*, 23, 39 - 43.
- BRAUN BLANQUET J., 1964 – Pflanzensozioologie (3^{ème}. ed.), Springer, Vienne et New York, 865 p.
- BREWER R.F., 1966 – Diagnostic criteria for plants and soils. In *Lead*. Chapman H.D. Eds. University of California, Berkeley, 213 - 234.
- BRIGHTMAN F.H., 1982 – Erasmus Darwin claims the earliest mention of lichens air pollution (1790). *Bull. Br. Lichen. Soc.*, 51, p. 18.
- BRODO I.M., 1961 – Transplant experiment with corticolous lichens using a new technique. *Ecology*, 42, 4, 838 - 841.
- BRODO I.M., 1966 – Lichen growth and cities: a study on a long Island, New -York. *Bryologist*, 69, 427 - 449.
- BROWN B.E., 1978 – Lead detoxication by a copper tolerant isopod. *Nature*, 276, 388 - 390.
- BROWN D.H., 1973 – The lichen flora of the lead mines at Charterhouse, Mendip Hills. *Proc. Bristol. Nat. Soc.*, 32, 267 - 274.
- BROWN D.H., 1976 – Mineral uptake by lichens. In: *Lichenology: Progress and Problems*. Systematics Association. Special Vol. N° 8 (Ed. D.H. Brown, D.L. Hawksworth and R.H. Bailey). Academic Press, Londres et New York, 419 - 439.
- BROWN D.H., 1982 – Mineral nutrition. In *Bryophyte Ecology*. Smith A.J.E. Ed. Londres, 383 - 384.
- BROWN D.H. et BATES J.W., 1972 – Uptake of lead by two populations of *Grimmia doniata*. *J. Bryol.*, 7, 187 - 193.
- BROWN D.H. et SLINGSBY D.R., 1972 – The cellular location of lead and potassium in the lichen *Cladonia rangiformis* (L.) Hoffm. *New Phytol.*, 71, 297 - 305.
- BROWN D.H. et SMIRNOFF N., 1978 – Observations on the effect of ozone on *Cladonia rangiformis*. *Lichenologist*, 10, 91 - 94.
- BROWN D.H. et WELLS J.M., 1990 – Physiological effect of heavy metals on the moss *Rhytidiadelphus squarrosus*. *Ann. Bot.*, 66, 641 - 647.
- BROYER T.C., JOHNSON C.M. et PAUL R.E., 1972 – Some aspects of lead in plant nutrition. *Plant Soil*, 36, 2, 301 - 313.
- BRUAUX P. et SVARTENGREN M., 1985 – Assessment of human exposure: Comparison between Belgium, Mexico and Sweden. Karolinska institute Ed. WHO, Stockholm.
- BRUTEIG I. E., 1993 – Large – scale survey of the distribution and ecology of common epiphytic lichens on *Pinus sylvestris* in Norway. *Ann., Bot., Fennici*, 30, 161 - 179.
- BUCK G.W. et BROWN D.H., 1979 – The effect of desiccation on cation location in lichen. *Ann. Bot.*, 44, 3, 265 - 277.

- BULLOCK J. et LEWIS W.M., 1968 – The influence of traffic on atmospheric pollution. *Atmospheric Environment*, 2, 517 – 534.
- BURGUERA J.L. et BURGUERA M., 1988 – Lead in roadside soils of Merida city, Venezuela. *Sci. Tot. Environ.*, 77, 45 - 49.
- BURGUERA J.L., BURGUERA M. et BELANDRIA M.G., 1989 – The amount of lead in roadside soil and some lichen species and their correlation with motor vehicles traffic volume. In *Int. Conf. On Heavy Metals in the Environ.* Vol. 2, Geneve, Sept. 1989. Ed. J. P. Vernet, C. E. P. consultant. Ltd., Edinburg, U. K. 460 - 463.
- BURKITT A., LESTER P. et NICKLESS G., 1972 – Distribution of Heavy Metals in the Vicinity of an Industrial Complex. *Nature*, 238, 327 - 328.
- BUTZER K., 1961 – Les changements climatiques dans les régions arides depuis le Pliocène. In Colloque : *Utilisation des terres dans les régions arides*. UNESCO, Paris, 35 - 62.
- CABRIDENC R., 1994 – La pollution par les métaux lourds et leurs risques pour l'environnement. Apport de la spéciation à l'évaluation des risques toxiques des métaux pour l'homme et l'environnement. *Chimie écologie*, 5, 157 - 164.
- CAMERON A.G. et NICKLESS G., 1977 – Use of mosses as collectors of airborne heavy metals near a smelting complex. *Water, Air and Soil Pollution*, 7, 117 - 125.
- CAMPBELL B.C., MERIDITH P.A., MOORE M.R. et WATSON W.S., 1984 – Kinetics of lead following intravenous administration in man. *Toxicol. Letters*, 21, 231 - 235.
- CAMPBELL J.A., 1976 – A mathematical treatment of the variation of heavy – metal content of lichens with distance from a source. *Lichenologist*, 8, 83 - 86.
- CANANI O., RONEN R., GARTY G., CAHEN D., MALKIN S. et GALUN M., 1985 – Photo acoustic study of photosynthesis in lichens. In *4 th International Topic Meeting on Photo acoustic, Thermal and Related Sciences*, August 4 - 8, 1985, Quebec, 1 - 4.
- CANDELONE J.P., HONG S., PELLONE C. et BOUTRON C.F., 1995 – Post industrial revolution changes in large scale atmospheric pollution of the Northern Hemisphere by heavy metals as documented in central Greenland snow and ice. *J. Geophys. Res.*, 100, 16605 – 16616.
- CANNON H. L. et BOWLES J.M., 1962 – Contamination of Vegetation by Tetraethyl Lead. *Science*, 137, 765 - 766.
- CAPLUN E., PETIT D. et PICCIOTO E., 1984 – Le plomb dans l'essence. *La Recherche*, 15, 152, 270 - 280.
- CARBALLAL DURAN M.R. et MORALES A.G., 1986 – Lichens epiphytos come bioindicadores de la contaminación atmosféricas. Utilización del Índice de Pureza Atmosférica (I.P.A.) en la ciudad de Vigo (España). *Revista Biolog.* 13, 1 - 4, 33 - 41.
- CARBALLAL R., IGLIESAS R. et LOPES DE SILANES M.E., 1990 – Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en la ciudad de la Curuna mediante bioindicadores lichenicos. *Nova Acta Científica Compostilana (Biologia)* 1, 19 - 24.

- CARBALLAL R. et MORALES A.G., 1991 – Valoracion de la contaminacion atmosferica par SO₂ en la zona Ferrol-fene (La Coruna) mediante epiphytos. *Acta Botanica Malacitana*, 16, 197 – 206.
- CARTAN M., 1978 – Inventaires et cartographies de répartition d'espèces, faune et flore. CNRS, Paris, 127 p.
- CASE J.W., 1980 – The influence of three sour gas processing plant on the ecological distribution of epiphytic lichens in the vicinity of Fox Creek and Whitecourt, Alberta, Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, 14, 45 - 68.
- CASPARO D., CASTELO A. et BARGAGLI R., 1989 – Biomonitoraggio ambientale. *Studia Geobotanica*, 9, 155 - 223.
- C.C.E., 1965 – Normes européennes des valeurs maximums admissibles dans les denrées alimentaires. Décision du 5 mai 1965.
- C.C.E., 1972 – Air lead concentrations in the European community. Yearly report, April 1971- march 1972. Luxembourg.
- C.C.E., 1977 – Directive du conseil du 29/03/1977, N° 77/ 312, concernant la surveillance biologique de la population vis à vis du saturnisme. *Jour. Off. Comm. Europ.* du 28 / 4 /1977, 10 - 17.
- C.C.E., 1982 – Directive du conseil du 3/12/1982, concernant une valeur limite pour le plomb contenu dans l'atmosphère (C.C.E. 82 / 884. L 378, 15 - 18).
- CEZARD C. et HAGUENOER J.M., 1992 – Toxicologie du plomb chez l'homme. Ed. Technique et Documentation, Lavoisier, Paris. 358 p.
- CHAMBERLAIN A.C., 1967 a – Deposition of particles to natural surface. In : *Airborne Microbes, Symposia of the Society for General Microbiology*. XV II, 138 - 164.
- CHAMBERLAIN A.C., 1967 b – Transport of Lycopodium spores and other small particles to rough surface. *Proc. Roy. Soc.*, Londres, A, 296, 45 - 70.
- CHIFFOLEAU J.F., 1996 – Le plomb dans les poissons et les mollusques marins. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Technique et Documentation, Paris, 307 - 324.
- CHISNALL K.T. et MARKLAND J., 1971 – Contamination of pasture land by lead. *J. Ass. Pub. Analyst.*, 9, 116 - 118.
- CHISOLM J.J., 1971 – Lead Poisoning. *Scientific American*, 224, 2, 15 - 23.
- CHOIE D.D., RICHTER G.W. et YOUNG L.B., 1975 – Biogenesis of intranuclear lead protein inclusions in mouse kidney. *Beitr. Path.*, 155, 197 - 202.
- CHOVIN P. et ROUSSEL A., 1973 – Acide fluohydrique et fluorure. In *Physico chimie et physiopathologie des polluants atmosphériques*. Masson, Paris. 257 - 263.
- CHOW T.J., 1970 – Lead accumulation in Roadside Soil and Grass. *Nature*, 225, 17, 295 - 296.
- CHOW T.J. et EARL J.L., 1970 – Lead Aerosols in the Atmosphere: Increasing Concentrations. *Science*, 169, 577 - 580.
- CHRIST R. et TÜRK R., 1982 – CO₂ - Gaswechselfmessungen an Flechtentrans -Plantaten zur Indikation der SO₂ -Belastung in Stadtgebiet von Salzburg. In *Schriftenreihe: Luftgüteuntersuchung. Luftgüteuntersuchungen mit Bioindikatoren im Land Salzburg. Ergebnisse der Untersuchungen 1975-1981*. (H. Rassaerts, ed.), 36 - 77.

- CLAUSADE G. et ROUX C., 1985 – Likenoj de Okcidenta Europo Ilustrita determinlibro. Royan : Bull. Soc. Bot. Centre Ouest, 893 p. et supplément 2a Loc. cit. 18, 177-214, 1987. et supplément 3a. Bull. Soc. Linn. Provence 40, 73 - 110, 1989.
- CLAUSEN I.H.S., 1984 – Lead (Pb) in spiders. A possible measure of atmospheric pollution. *Environ., Pollut.*, ser. B, 8, 217 - 230.
- CLERC P. et ROH P.D., 1979 – Effets du fluor sur la végétation lichénique corticole autour de la région de Martigny (VS). Partie I. *Bull. Murith. Soc. Valais Sci. Nat.* 96, 23 - 41.
- CLERC P. et ROH P.D., 1980 – Les lichens, indicateurs biologiques de la pollution atmosphérique autour de la fabrique d'aluminium de Martigny (Valais, Suisse). *Saussurea*, 11, 107 - 140.
- CLOUGH W.S., 1973 – Transport of particles to surface. *Jour. Aerosol Sci.*, 4, 227 - 234.
- CLYMO R.S., 1963 – Ion exchange in Sphagnum and its relation to bog ecology. *Ann. Bot.*, N. S. 27, 309 - 324.
- CONNOR J.J., 1979 – Geochemistry of Ohia and soil lichen, Puhima thermal area, Hawaii. *Sci. Tot. Environ.*, 12, 241 - 250.
- COPPINS B.J., 1973 – The drought Hypothesis. In *Air pollution and lichens*. Ferry B. W. and Baddeley M.S. Ed. Athlone Press, Londres, 124 - 142.
- COSSON R.P. et METAYER C., 1993 – Etude de la contamination des flamants de Camargue par quelques éléments traces : Cd, Cu, Hg, Pb, Se, et Zn. *Bull. Ecol.*, 24, 1, 17 - 30.
- COUGHTREY P.J., MARTIN M.H. et YOUNG E.W., 1977 – The woodlouse, *Oniscus asellus* as a monitor of environmental cadmium level. *Chemosphere*. 12, 827 - 832.
- COX W.J. et RAINS D.W., 1972 – Effect of lime on lead uptake by five plant species. *J. Environ. Qual.*, 1, 2, 167 - 169.
- CRESPO A., BARRENO E., SANCHO L.G. et BUENO A.G., 1981 – Establecimiento de una red de valoración de la pureza atmosférica de la provincia de La Coruna (España) mediante bioindicadores liquénicos. *Lazaroa*. 3, 289 - 311.
- CRESPO A. et BUENO A.G., 1982 – Valoración de áreas isocontaminadas en la Casa de Campo de Madrid mediante el análisis de bioindicadores (liquenes epifitos). *Collect. Bot.* (Barcelona). 13, 1, 279 - 294.
- CRESPO A., MANRIQUE E., BARRENO E. et SERINA E., 1977 – Valoración de la contaminación atmosférica del área urbana de Madrid mediante bioindicadores (liquenes epifitos). *Anales Inst. Bot. J. Cavanilles*, 34, 1, 71 - 94.
- C.T.E.P.A., 1984 – Normes de qualité de l'air dans le monde. Base de données AIR QUAL. Etudes documentaires, N. 75, février.
- DAVIES B.E. et HORMES P.L., 1972 – Lead contamination of roadside soil and grass in Birmingham, England, in relation to naturally occurring levels. *J. Agr. Sci. Camb.*, 79, 479 - 481.
- DAVIES B.E. et ROBERTS L.J., 1975 – Heavy metals in soils and radish in mineralized limestone area of Wales, Great Britain. *Sci. Tot. Environ.* 4, 249 - 261.
- DAY I.P., 1985 – Lichens of Borowdale and pollution. Report to the Nature Conservancy Council. Royaume – Uni.

- DAY J.P., HART M., et ROBINSON M. S., 1975 – Lead in urban street dust. *Nature*, 253, 343 - 345.
- DE BAKKER A.J., 1989 – Effects of Ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerlandica*, 38, 337 - 342.
- DE BRUIN M., 1985 – Epiphytic lichens as indicators for heavy metal air pollution: what do they reflect? In *International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Athens, Greece, 9 - 13 sept. 1985. IRI – Report 133 – 85 – 17, 3 p.
- DE CORMIS L., 1980 – La végétation souffre-t-elle de la pollution d'origine automobile ?. *Pollution Atmosphérique*. 85, 71 - 75.
- DELCARTE E., REMION C., STENBOCK K. et IMPENS R., 1976 – Recherches des causes de mortalités des arbres en milieux urbains. *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 7, 59 - 67.
- DELEVAL J. et DEMONTY J., 1972 – Evolution de la microflore du sol en fonction de sa concentration en Zn et Pb. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 9, 491 - 504.
- DEMAYO A., TAYLOR M.C., TAYLOR K.W. et HODSON P.V., 1982 – Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wild life, plants and livestock. *CRC Critical Review in Environmental control*. 12, 4, 257 - 309.
- DEMICHELE S.J., 1984 - Nutrition of lead. *Comp. Biochem. Physiol.* 78 A, 3, 401 - 408.
- DEOUX S. et DEOUX P., 1998 – L'écologie c'est la santé – l'impact des nuisances de l'environnement sur la santé. Frison – Roche, Paris, 539 p.
- DERUELLE S., 1978 a – Les lichens et la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.*, 9, 2, 87 - 128.
- DERUELLE S., 1978 b – Etude comparée de la sensibilité de trois méthodes d'estimation de la pollution atmosphérique, en utilisant les lichens comme indicateurs biologiques dans la région de Mantes (Yvelines). *Rev. Bryol. Lichénol.*, 44, 4, 429 - 441.
- DERUELLE S., 1983 a – Ecologie des lichens du bassin Parisien. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques. Thèse de Doctorat d'Etat, Université Pierre et Marie Curie. 356 P. + Annexe 202 P.
- DERUELLE S., 1983 b – Les lichens victimes de la pollution. *La Recherche* 14, 148, 1298 - 1300.
- DERUELLE S., 1984 – L'utilisation des lichens pour la détection et l'estimation de la pollution par le plomb. *Bull. Ecol.*, 15, 1 - 6.
- DERUELLE S., 1996 – La fiabilité des lichens comme bioindicateurs de la pollution plombique. *Ecologie*, 27,4, 285-290.
- DERUELLE S. et GARCIA SCHAEFFER F., 1983 – Les lichens bioindicateurs de la pollution atmosphérique dans la région parisienne. *Cryptog. Bryol. Lichénol.*, 4, 1, 47- 64.
- DERUELLE S. et GUILLOUX F., 1994 – Programme : Réhabilitation *in situ* des sols pollués par le plomb – Estimation des retombées plombiques autour d'une source d'émission en utilisant les lichens comme bioindicateurs. Ministère de l'Environnement (Contrat de recherche N° 91 – 124). Paris, 48 p.

- DERUELLE S. et PETIT P. J. X., 1983 – Preliminary studies on the net photosynthesis and respiration responses of some lichens to automobile pollution. *Crypogamie, Bryol. Lichénol.*, 4, 3, 269 - 278.
- DE SLOOVER J., 1964 – Végétaux épiphytes et pollution de l'air. *Rev. Quest. Scientif.*, 25, 531 - 561.
- DE SLOOVER J. et LEBLANC F., 1968 – Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. In MISRA R. and Gopal B. Eds. *Proceeding of the symposium on recent advances on tropical ecology*. Varanosi, India, 42 - 56.
- DIEM E., MUHLE H. et WINKLER S., 1983 – Möglichkeiten und Grenzen der Luftqualitätsbewertung mit Flechten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*. (Mainz 1981), 473 - 479.
- DIXON J. M., 1975 – Lichens as retrospective of air pollution. Master Biology Thesis, Université de Bradford. 53 p.
- DJALALI B., 1974 – Flechtenkartierung und Transplantate als Indikation der Luftverunreinigung im Ballungsraum, Stuttgart. Thèse d'université Hohenheim, 98 P.
- DJELLOULI Y. et DAJET P., 1990 – Variation de la température moyenne annuelle de la station d'Alger – Bouzaréa sur une centaine d'années. In colloque : *Satellites et climatologie*, Lannion, Rennes, 20 – 22 juin 1990. *Assoc. Intern. Climatologie*, 3, 431 - 439.
- DONALDSON W.E. et KNOWLES S.O., 1993 – Is lead toxicosis a reflexion of altered fatty acid composition of membranes. *Comp. Biochem. Physiol. C*, 373 - 379.
- DORN C.R., PIERCE J.O., PHILLIPS P.E. et CHASE G.R., 1976 – Airborne Pb, Cd, Zn and Cu concentration by particle size near a Pb smelter. *Atmospheric Environment* 10, 443 - 446.
- DRASCH G.A., BOHM J. et BAUR C., 1987 – Lead in human bones investigation on an occupationally non exposed population in southern Bavaria. I – Adults. *Sci. Tot. Environ.*, 64, 3, 303 - 315.
- DRUELLE J.P. et VILAIN M., 1973 – Etude des causes de dépérissement de la végétation à proximité immédiate des autoroutes. *C. R. Acad. Agro. Fr.*, 59, 1495 - 1504
- DUGAST P., 1978 – Contribution à l'étude de la contamination des végétaux par le plomb et le cadmium apporté par les déchets solides. Thèse Doct. Ingénieur Institut National Agronomique, Paris Grignon.
- DUNIHAN C.L., 1972 – Lead. Air borne lead in perspective. *National Academy of Science*. Washington D.C.
- EISLER R., 1988 – Lead hazard to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S fish and wildlife service, Patuxent Wildlife Research Centre, laurel, MD 20-07. 146 p.
- ELLISON G., NEWHAM., PINCHIM M.J. et THOMSON I., 1976 – Heavy metal content of moss in the region of Consett (North East England). *Environ., Pollut.*, 11, 167 - 174.
- EMBERGER L., 1955 – Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trav. Lab. Bot. Geol. Zool. ser. Bot.*, Université de Montpellier, 7, 3 - 43.
- E.P.A., 1978 – Federal register, title 40, part 50, 46246 - 46271.

- E.P.A., 1986 – Air criteria quality for lead. United States Protection Agency. Research Triangle Park, NC, EPA 600, 8, 028 df., 8 - 83.
- E.P.S., 1983 – National Inventory of sources and emissions for lead (1978). Economic and technical review report, EPS 3 – EP – 83 – 6. Environment Canada, Ottawa.
- ERDMAN J.A. et GOUGH L.P., 1977 – Variation in element content of *Parmelia chlorochroa* from the Powder River Basin of Wyoming and Montana. *Bryologist*, 80, 292 - 303.
- ERICHSEN C.F.E., 1928 – Die Flechten des Moränengebiets von Ostschleswig mit Berücksichtigung der angrenzenden gebieten. *Verh. Bot. Prov. Brandenboug* 70, 128 - 223.
- ERICHSEN C.F.E., 1930 – Die Flechten des Moränengebiets von Ostschleswig mit Berücksichtigung der angrenzeden gebieten. *Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenboug*, 72.
- EVERNARD M. et DENNY P., 1985 – Particulates and cycling of lead in ullswater Cambria. *Freshwater Biology*, 15, 215 - 226.
- FABRE R., TRUHAUT R., BOUDENE C.L. et AL BAHARY C., 1957 – Le rapport érythroplasmique du plomb au cours des intoxications chroniques chez l'homme et chez l'animal. Influence de l'EDTA – CA. *Congrès Intern. Med. Trav.*, Helsinki, 173 - 175.
- FAGLIOLI F., LANDI S., LOCATELLI C. et BIGHI C., 1986 – Determination of lead and cadmium in small amounts of biological material by graphite furnace atomic absorption spectroscopy with sampling of carbonaceous slurry. *At. Spectrosc.*, 7, 49 - 51.
- F.A.O. / O.M.S., 1972 – Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires 1972 : évaluation de certains additifs alimentaires et des contaminants. 16^{ème} rapport, Genève, 4 – 12 avril 1971.
- FARKAS E., LÖKOS L. et VERSEGHY K., 1985 – Lichens as indicators of air pollution in the Budapest agglomeration. Air pollution map based on floristic data and heavy metal concentration measurements. *Acta Botanica Hungaria*, 31, 1 - 4, 45 - 68.
- FAULSTICH H. et STOURNARAS C., 1985 – Potentially toxic concentration of triethyl lead in black forest rainwater samples. *Nature*, 317 - 715.
- FAUREL L., OZENDA P. et SCHOTTER G., 1951 – Matériaux pour la flore lichénologique d'Algérie et de Tunisie. I- (Caliciaceae - Cyphelaceae, Peltigeraceae, Pertusariaceae). *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 42, 62 - 112.
- FAUREL L., OZENDA P. et SCHOTTER G., 1953 a – Matériaux pour la flore lichénologique d'Algérie et de Tunisie. II - Graphidaceae. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 44, 12 - 50.
- FAUREL L., OZENDA P. et SCHOTTER G., 1953 b – Notes lichénologiques Nord africaines. Quelques lichens d'Afrique du Nord nouveaux, rares ou peu connus. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 44, 367 - 384.
- FAUREL L., OZENDA P. et SCHOTTER G., 1954 – Matériaux pour la flore lichénologique d'Algérie et de Tunisie. III - Arthoniaceae, Dirinaceae, Roccelaceae. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 45, 275 - 298.

- FENTON A.F., 1960 – Lichens as indicators of atmospheric pollution. *Irish. Nat. Jour.* 13, 153 - 159.
- FENTON A.F., 1964 – Atmospheric pollution of Belfast and its relationship to the lichen flora. *Irish. Nat. Jour.* 14, 10, 237 - 245.
- FERNANDEZ F. J. et HILLIGOS D., 1982 – An improved graphite furnace method for the determination of lead in blood using matrix modification and the platform. *At. Spectrosc.*, 3, 130 - 131.
- FERRY B.W. et COPPINS B.J., 1979 – Lichen transplant experiments and air pollution studies. *Lichenologist.* 11, 63 - 73.
- FIORENTONNO A.M., 1997 – Les lichens épiphytes comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique genevoise. *Saussurea*, 28, 189 - 218.
- FISHBEIN L., 1974 – Mutagens and potential mutagens in the biosphere. II – Metals: mercury, lead, cadmium and tin. *Scie. Tot. Environ.*, 2, 341 - 371.
- FLANAGAN J.T., WADE K.J., CURRIE A. et CURTIS D.J., 1980 – The deposition of lead and zinc from traffic pollution on two roadside shrubs. *Environ. Pollut., Serie B*, 1, 71 - 78.
- FOLKESON L., 1978 – Interkalibrering av tungmetallhalter i mossor och lavar för tillämpning vid nedfallsnätningar. Report N° PM 1021. *Solna: Statens Naturvårdsverk.* 40 p.
- FOLKESON L., 1979 – Interspecies calibration of heavy – metal concentration in nine mosses and lichens: applicability to deposition measurements. *Water, Air and Soil Pollution*, 11, 253 - 260.
- FOLKESON L., 1981 – Heavy metal accumulation in the moss *Pleurozium schreberi* in the surroundings of two peat – fired power plants in Finland. *Ann., Bot., Fennici*, 18, 245 - 253.
- FOLKESON L., 1983 – Heavy metal pollution of forest ecosystems: effects on vegetation and mineralization of organic matter. Thèse Ph D., Université de Lund, Suède.
- FOLKESON L. et ANDERSSON – BRINGMARK E., 1988 – Impoverishment of vegetation in a coniferous forest polluted by copper and zinc. *Can. Jour. Bot.*, 66, 417 - 428.
- FOWLER B.A., KIMNEL C.A., WOODS J.S., MC CONNEL E.E. et GRAND L.D., 1980 – Chronic low level lead toxicity in the rat. An integrated toxicological assessment with special reference to the kidney. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 56, 59 - 77.
- FRAHM J.P., 1976 – Transplantationsversuche mit epigäischen mosen zur Eichung von Bioindikatoren für die Luftverschmutzung. *Natur. U. Landschaft*, 5, 1, 19 - 22.
- FUCHS C. et GARTY J., 1983 – Elemental content in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Jatta, at air quality biomonitoring stations. *Environ. Exp. Bot.*, 23, 1, 29 - 43.
- FÜRR K.A., SCHOFIELD C.L., GRANDOLFA M.C., HOFSTADER R.A., GUTENMAAN W.L., St JOHN L.E. et LISK D.J., 1979 – Element content of mosses as possible indicators of air pollution. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.*, 8, 353 - 343.

- GAILEY F.A.Y., SMITH G.H., RINTOUL L.J. et LLOYD O.L., 1985 – Metal deposition patterns in central Scotland, as determined by lichen transplants. *Environ. Monit. Assess.*, 5, 291 - 301.
- GALUN M., GARTY J. et RONEN R., 1984 – Lichens as bioindicators of air pollution. *Webbia*, 38, 371 - 383.
- GALZIGNA L., CORSI G.S., SAIA B. et RIZZOLI A., 1969 – Inhibitory effect of Triethyl lead on serum cholinesterase in vitro. *Clinica Chimica Acta*, 26, 391 - 393.
- GARTY J., 1985 – The amounts of heavy metals in some lichens of the Negev Desert. *Environ., Pollut., Ser. B.*, 10, 4, 287 - 300.
- GARTY J., 1988 – Comparisons between the metal content of a transplanted lichen before and after the start - up of a coal - fired power-station in Israel. *Can. J. Bot.*, 66, 668 - 671.
- GARTY J. et AMMANN K., 1987 – The amounts of Ni, Cr, Zn, Pb, Cu, Fe and Mn in some lichens growing in Switzerland. *Environ. Exp. Bot.*, 27, 2, 127 - 138.
- GARTY J. et FUCHS C., 1982 – Heavy metals in the lichen *Ramalina duriaei* transplanted in biomonitoring stations. *Water, Air and Soil Pollution*, 17, 175 - 183.
- GARTY J., GALUN M., FUCHS C. et ZISAPEL N., 1977 – Heavy metals in the lichen *Caloplaca aurantiaca* from urban and rural regions in Israel (a comparative study). *Water, Air and Soil Pollution*, 8, 171 - 188.
- GARTY J., GALUN M. et HOCHBERG Y., 1986 – The accumulation of metals in *Caloplaca aurantiaca* growing on concrete roof tiles. *Lichenologist*, 18, 257 - 263.
- GARTY J., GALUN M. et KESSEL M., 1979 – Localization of heavy metals and other elements accumulated in the lichen thallus. *New Phytol.*, 82, 159 - 168.
- GARTY J. et HAGEMEYER J., 1987 – Comparison between the heavy metal content of a lichen transplanted to biomonitoring sites around a coal-fired power station. *International Botanical Congress Abstracts*, 14, p. 393.
- GARTY J., KARARY Y. et HAREL J., 1993 – The impact of air pollution on the integrity of cell membranes and chlorophyll in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. transplanted to industrial sites in Israel. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.*, 24, 455 - 460.
- GARTY J., KARDISH N., et RONEN R., 1988 – Correlations between the concentration of adenosine triphosphate, chlorophyll degradation and the amounts of airborne heavy metals and sulphur in a transplanted lichen. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.*, 17, 601- 611.
- GARTY J., RONEN R. et GALUN M., 1985 – Correlation between chlorophyll degradation and the amounts of some elements in the lichen *Ramalina duriaei* (De Not.) Bagl. *Environ. Exp. Bot.*, 25, 67 - 74.
- GARTY J. et THEISS H.B., 1990 – The localization of lead in the lichen *Ramalina duriaei*. (De Not.) Bagl. *Botanica Acta*, 103, 3, 311 - 314.
- GATZ D.F., 1975 – Relative contributions of different sources of urban aerosols: Application of a new estimation method to multiple sites in Chicago. *Atmospheric Environment*, 9, 1 - 18.

- GAUSSEN H. et BAGNOULS F., 1955 – Détermination des climats par la méthode ombrothermique. *C. R. Acad. Sci.*, 240, 642-643.
- GILBERT O.L., 1965 – Lichens as indicators of air pollution in the Tyne Valley. In: *Ecology and the industrial society. Fifth. Symposium of the British Ecological Society*. Oxford, 35 - 47.
- GILBERT O.L., 1968 - Transplant bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne Valley. *New phytol.*, 67, 15-30.
- GILBERT O.L., 1969 - The effect of SO₂ on lichens and bryophytes around Newcastle upon Tyne. In: « *Air pollution* ». *Proceeding of the. First European Congress on the influence of air pollution on plants and animals*. Wageningen, 1968 Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, 223-235.
- GILBERT O.L., 1970 a – Further studies on the effect of sulfur dioxide on lichens and bryophytes. *New Phytol.*, 69, 605-627.
- GILBERT O.L., 1970 b – A biological scale for estimation of sulfur dioxide pollution. *New Phytol.*, 69, 629 - 634.
- GILBERT O.L., 1971 – The effects of airborne fluorides on lichens. *Lichenologist*, 5, 26 - 31.
- GILBERT O.L., 1986 – Field evidence for an acid rain effect on lichens. *Environ., Pollut.*, 40, 227-231.
- GIRALT M., 1985- Flora i vegetatio dels líquens epífits dels garrofers i altres arbres de la plana litoral del Tarragonès. Aplicació al problema de la contaminació atmosfèrica. Memoria de Licenciado en Ciencias biológicas. Universitat de Barcelona. 170 p.
- GIRALT M., GOMEZ -BOLEA A. et LETROUIT-GALINOU M.A., 1989 – Estimation de la pollution atmosphérique du littoral Tarragonne (Catalogne, Espagne) en utilisant les lichens épiphytes comme bioindicateurs. *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.*, 10,2,131-146.
- GOLDBERG A., 1972 – Lead poisoning and haem biosynthesis. *Brit. J. Hematology*, 23, 521 - 524.
- GOODMAN G.T. et ROBERTS T.M., 1971 – Plants and soils as indicators of Metals in the Air. *Nature*, 231, 4, 287 - 292.
- GOUGH L.P. et ERDMAN J. A., 1977 – Influence of coal-fired power plant on the element content of *Parmelia chlorochroa*. *Bryologist*, 80, 3, 492-501.
- GOYAL R., 1980 – Heavy metal uptake in terricolous lichens. Ph. D. thesis, University of Bradford, 234 p.
- GOYAL R. et SEAWARD M.R.D., 1981 a – Metal uptake in terricolous lichens. 1. Metal localization within the thallus. *New Phytol.*, 89, 631 - 643.
- GOYAL R., et SEAWARD M.R.D., 1981 b – Lichen ecology of the Scunthorpe heath lands. 2. Industrial metal fallout pattern from lichen and soil assays. *Lichenologist*, 13, 289 - 300.
- GOYAL R. et SEAWARD M.R.D., 1982 a – Metal uptake in terricolous lichens. 2. Effects on the morphology of *Peltigera canina* and *Peltigera rufescens*. *New Phytol.*, 90, 73 - 84.

- GOYAL R. et SEAWARD M.R.D., 1982 b – Metal uptake in terricolous lichens. 3. Translocation in the thallus of *Peltigera canina*. *New Phytol.* 90, 85 - 98.
- GRACE B., GILLESPIE T. J. et PUCKETT K. J., 1985 – Uptake of gaseous sulphur dioxide by the lichen *Cladonia rangiferina*. *Can. J. Bot.*, 63, 779 - 805.
- GRAHAM O.L. et KALMAN S. M., 1974 – Lead in forage grass from a suburban area in Northern California. *Environ., Pollut.*, 7, 209 - 215.
- GRANGER J.M., 1972 - Computer mapping as aid in air pollution studies: Montreal region study. *Sarracenia*, 15, 43 - 83.
- GRIFFIN T.B., COULSTON F., WILLS H., RUSSEL J.C. et KNELSON J.H., 1975 – Clinical studies on men continuously exposed to airborne particulate lead. In: *Environmental quality and safety*. Suppl. Vol. II. Stuttgart. Thieme.
- GRILL D., HAFELLNER J., KASCHINITZ A. et PONGRATZ. W., 1988 – Neuor erhebung der epiphytschen Flechtenvegetation in Graz. *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark.*, 118, 145 - 155.
- GRINDON L.H., 1859 – The Manchester Flora. Ikonen, s. London.
- GRODZINSKA K., 1971 – Acidification of tree bark as measured of air pollution in Southern Poland. *Bull. Acad. Polon. Sci., Ser. Sc. Biol.* 2, 19, 189 - 195.
- GRODZINSKA K., 1978 – Mosses as bioindicators of heavy metals. Pollution in Polish National parks. *Water, Air and Soil Pollution*, 9, 83 - 97.
- GRODZINSKA K., 1982 – Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. In: *Monitoring of air Pollutants by Plants, Methods and Problems. Proceedings of the International Workshop*, Osnbrück (F.R.G.), Sept. 24-25, 1981. Junk. Publisher, the Hague, 33 - 42.
- GROET S.S., 1976 – Regional and local variations in the heavy metal concentration of bryophytes in the Northeastern. United States. *Oikos*, 27, 445 - 456.
- GROYER R.A., KRALL A. et KIMBALL J.P., 1968 – The renal tubule in lead poisoning II - In vitro studies of mitochondrial structure and function. *Laboratory Investigation*, 19, 1, 78 - 83.
- GYDESEN H., PILEGAARD K., RASMUSSEN L. et RUHLING A., 1983 – Moss analysis used as a mean of surveying the atmospheric heavy metal deposition in Sweden, Denmark and Green Land. *Statens Naturvarverk*, 1670, 44 p.
- GYDESEN H., RASMUSSEN L., PILEGAARD K., ANDERSEN A., et HOVMAND M.F., 1981 – Differences in the regional deposition of cadmium, copper, lead and zinc in Denmark as reflected in bulk precipitation, epiphytic cryptogams and animal kidneys. *Ambio*, 10, 5, 229 - 230.
- HABIBI K., 1973 – Characterization of particulate matter in vehicle exhaust. *Environ. Sci. Technol.* 7, 223 - 234.
- HAGUENGER J.M. et FURON D., 1982 – Toxicologie et hygiène industrielle, les dérivés métalliques. 2^{ème} partie. Tome II. Technique et documentation. Paris.
- HALE M.F., 1954 – First report on lichen growth rate and succession at Aton forest. Connecticut. *Bryologist*, 52, 244 - 247.
- HALE M. F., 1979 – How to know the lichens. Second Edition. W. M. C. Brown Comp. Pub. U. S. A., 246 p.

- HALE M.E. et LAWREY J.D., 1985 – Annual rate of Pb accumulation in the lichen *Pseudoparmelia baltimorensis*. *Bryologist*, 88, 5 - 7.
- HALONEN P., HYVÄRINEN M. et KAUPPI M., 1993 – Emission related and repeated monitoring of element concentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a coastal area, W. Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 30, 251 - 261.
- HAMEED S., 1974 – Modelling urban air pollution. *Atmospheric Environment*, 8, 555 - 561.
- HARRISON R. M., PERRY R. et STATER D.H., 1974 – An adsorption technique for the determination of organic lead in street. *Atmospheric Environment*, 8, 1187 – 1194.
- HARTEL O., 1982 – Pollutants accumulation by bark. In: *Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Proceedings of the International Workshop Ösnabruck (F.R.G.)*. September 24-25, 1981. Ed. Steubing. L et Jager H.J. Junk W. Pub. The Hague. 137 - 147.
- HARTEL O., GRILL D. et KRZYSCI, 1980 – Darstellung der Umwelt Belastung in weststreirischen industriegebiet anhand von Fichtenborken. *Mitt. Naaturw. Ver. Steiermak.*, 110, 1055 - 116.
- HAUGSJA P.K., 1930 – Über den Einfluss der Stadt. Oslo auf die Flechtenvegetation der Bäume. *Nyt. Mag. Naturvid*, 68, 1 - 116.
- HAWKSWORTH D.L. et Mc MANUS P., 1989 – Lichen recolonization in London under conditions of rapidly falling sulfur dioxide levels, and the concept of zone skipping. *Bot. J. Linnean. Soc.*, 100, 99 - 109.
- HAWKSWORTH D.L., ROSE F., 1970 – Qualitative scale for estimating sulphur dioxide pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227, 145 - 148.
- HERBEN T. et LISKA J., 1986 – A simulation study on the effect of flora composition, study design and index choise on the predictive power of lichen bioindication. *Lichenologist*, 18, 4, 349 - 362.
- HERRMANN R., 1976 – Modell Vorstellungen zur räumlichen vertei. W. G. von spuren mettallver Unreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland, angezeigt durch den Mettargehalt in Epiphytischen. *Moosen. Erdkunde*, 30, 241 - 253.
- HERZIG R., LIEBENDORFER L. et URECH M., 1987 – Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden- Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. *VDI, Berchte*, 609, 619 - 639.
- HERZIG R., LIEBENDORFER L., URECH M., AMMANN K, CUECHEVA M. et LANDOLT W., 1989a. - Passive Monitoring with Lichens as a Part of an Integrated Biological Measuring System for Monitoring Air Pollution in Switzerland. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 35, 43-57.
- HERZIG R., URECH M., LIEBENDORFER L., AMMANN K, CUECHEVA M. et LANDOLT W., 1989b - Lichens as Biological Indicators of Air Pollution in Switzerland: Passive Biomonitoring as a Part of an Integrated Measuring System for Monitoring Air Pollution. In: *Element Concentration Cadasters in Ecosystems. Methods of Assessment and Evaluation* (Ed.; H. Lieth et B. Markert), 317-332.
- HESKETH H. E., 1972 – Understanding and controlling air pollution. *Ann. Arbo. Science Publishers*.

- HOFFMANN G.R., 1974 – The influence of a paper pulp mill in the vicinity of Lewiston, Idaho and Clarkson, Washington. *Environ., Pollut.*, 7, 85 - 301.
- HOFMANN P., WITTMANN H. et TÜRK R., 1991 – Immissionsbezogene Flechtenkartierung in Tirol (Austria) unter besonderer Berücksichtigung der Waldzustandsinventur (WZI)- Punkte. *Veröffentlichungen Museum Ferdinandeum* 71, 83 - 115.
- HOLOPAINEN T.H., 1981 – Alterations in the ultrastructure of epiphytic lichens *Hypogymnia physodes* and *Alectoria capillaris* caused by air pollution. *Silva fennica*, 15, 469 - 474.
- HOLOPAINEN T.H., 1983 – Development of ultrastructural injury in epiphytic lichens transplanted to industrial environments. *Aquilo. (Ser. Bot.)*, 19, 264 - 265.
- HOLOPAINEN T.H., 1984 – Cellular injuries in epiphytic lichens transplanted to air polluted areas. *Nord. J. Bot.*, 4, 393 - 408.
- HOLOPAINEN T.H. et KARENLAMPI L., 1985 – Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. *Ann., Bot., Fennici*, 22, 33 - 342.
- HONG S., CANDELONE J.P., PATTERSON C.C. et BOUTRON C.E., 1994 – Green land evidence at hemispheric. Pollution for lead two millennia ago by Greek and Roman civilization. *Science*, 265, 1841 - 1843.
- HOPP U. et TOLZ B., 1979 – Die Abhängigkeit der Würzburger Flechtenvegetation von Stadteinfluss unter besonderer Berücksichtigung der Schwefel und Bleimissionen. Thèse Faculté de Würzburg. 143 p.
- HORSIN M., 1989 – Etude des liens entre polluants d'origine automobile, météorologie et circulation à l'aide de l'analyse des données, Stage AQA. UFRST. Besançon (Etude probatoire relative à la station J. Mermoz à Montpellier).
- HOVETTE C., 1972 – Le saturnisme chez les Anatidés de Camargue. *Alanda*, 40, 1-17.
- HOWARD J.C. et SOVA J.E., 1993 – Sequential extraction analysis of lead in Michigan roadside soils: Mobilization in the vadose zone by decising. *Salt. J. Soil. Contam.*, 2, 4, 361 - 378.
- HSIAO Y. et PATTERSON C.C., 1974- Lead aerosols in the High Sierra overrides natural mechanisms. With exclude lead from food chain. *Science*, 184, 989 - 994.
- HUEBERT D.B., L'HIRONDELLE S.J. et ADDISON P.A., 1985 – The effects of sulphur dioxide on net CO₂ assimilation in the lichen *Evernia mesomorpha* Nyl. *New Phytol.*, 100, 643 - 651.
- HUMBERT W., 1979 – Les organes excréteurs des collemboles: Etude ultrastructurale, cytochimique, spectrographique et approche écophysiological. Thèse. Doct. d'Etat, Strasbourg.
- HUMBERT W. et BARRA J.A., 1980 – Effet du mercure et du plomb chez quelques invertébrés. *Bull. Soc. Ecophysiol.*, 5, 1, 65 - 68.
- HUTTUNEN S. et KARHU M., 1980 – Mosses as bioindicators in the boreal coniferous forest zone. *Proc. Intern. Workshop on Problems of Bioindication*. Halle, August 1979, 27 - 31.
- I.C.P.S., 1989 – Lead environmental aspects. Environmental health criteria, 85: 106. World health Organization. Geneve.

- IKONEN S. et KÄRENLAMPI L., 1976 – Physiological and structural changes in reindeer lichens transplanted around a sulphite pulp mill. In *Proceedings of the Kuopio Meeting on Plant Damages caused by Air Pollution*. (L. Kärenlampi, ed.), Kuopio, 37 - 45.
- IMPENS R., M'VUNZU Z. et NANGNIOT P., 1973 – Détermination du plomb sur la végétation le long des autoroutes. *Analytical Letters*, 6, 3, 253 - 264.
- IMPENS R., DEROANNE-BAUVIN J. et TILMAN J., 1974 – Les dépôts de plomb sur la végétation en tant qu'indicateurs de la pollution par la circulation automobile. In: *Séminaire d'étude agriculture et environnement*. 2 - 6 Septembre 1974. Gembloux. Comptes rendus des séances. (*Bull. Rech. Agron. Gembloux*) N° hors série, 605 - 617.
- IRELAND M.P. et RICHARD K.S., 1977 – The occurrence and localization of heavy metal and glycogen in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Dendrobaena rubida* from a heavy metal site. *Histochemistry*, 51, 153 - 166.
- ITO Y., NIIYA Y., KURITA H., SHIMA S. et SARAJS S., 1985 – Serum lipid peroxide level and blood dismutase activity in workers with occupational exposure to lead. *Intern. Arch. Occup. Environ. Health*, 56, 2, 119 - 128.
- JACKSON D.R. et WATSON A.P., 1977 – Disruption of nutrients pools and transport of heavy metals in a forested watershed near a lead smelter. *J. Environ. Qual.*, 20, 331 - 338.
- 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 -171.
- JAWOROWSKI Z., 1968 – Stable lead in fossil ice and bones. *Nature*, 217, 13, 13, 152-153.
- JAWORSKI J.H., 1978 – Effets du plomb dans l'environnement. Aspects quantitatifs. Conseil National de Recherche du Canada. Comité associé du C. N. R. S. concernant l'état de l'environnement. 853 p.
- JAWORSKI J.H., NRIAGU J., DENNY P., HART B.T., LASHEEN M.R., SUBRAMANIAN V. et VONG M.H., 1987 – Lead. In *Hutchinson T. C, Scope*, John Wiley and sons Eds., 3 - 16.
- JELINECK C.F., 1982 – Levels of lead in the United States food supply. *J. Ass. Off. Anal. Chem.*, 65, 4, 942 - 946.
- JENKIS D.W., 1980 – Biological monitoring of trace metal. Toxic trace metals in plants and animals of the world. Part II, (2): 619 - 778. U.S.Environment Protection Agency. Rep., 600/3, 80 - 91.
- JOHN M.K. et VAN LAERHOVEN C.J., 1972 – Lead uptake by lettuce and oats as affected by lime, nitrogen and sources of lead. *J. Environ. Quality*, 1, 2, 169 - 171.
- JOHNSEN I., 1975 I – The uptake of lead, cadmium and vanadium by lichens and bryophytes. II - The effect of SO₂ fumigation on lichens and bryophytes and its interaction with lead uptake from water solution. *Research Report. J. R. C. - EURATOM*. Ispra, Italie.
- JOHNSEN I. et RASMUSSEN L., 1977 – Retrospective study (1944-1976) of heavy metals in the epiphyte *Petrogonium gracile* collected from one phorophyte. *The Bryologist*, 80, 625 - 629.

- JOHNSEN I. et SOCHTING U., 1973 – Influence of air pollution of the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. *Oikos*, 24, 344 - 351.
- JOHNSEN W., 1879 – Lichens and a polluted atmosphere. *Sci. Gossip.*, 15, 217 - 219.
- JOHNSON D.W., 1979 – Air pollution and the distribution of corticolous lichens in Seattle, Washington. *Northwest Sci.*, 53, 4, 257 - 263.
- JOHNSON M.S., MC NEILLY T. et PUTWAIN P.O., 1977 – Revegetation of metalliferous spoil contamination by lead and zinc. *Environ. Pollut.*, 12, 261 - 277.
- JOKINEN J., KARJALAINEN R. et KULMULA A., 1982 – Combined use of biological indicators and dispersion models in air pollution monitoring. *Environ. Monit. Assess.*, 2, 411 - 415.
- JONES D., WILSON M.J., et LAUNDON J.R., 1982 – Observations on the location and form of lead in *Stereocaulon vesuvianum*. *Lichenologist*, 14, 281 - 286.
- JONES E.W., 1952 – Some observation on the lichen flora of tree boles, with special reference to the effect of smoke. *Rev. Bryol. Lichénol.*, 21, 96 - 115.
- JONES J.R.E., 1940 – A further study on the relation between toxicity and solutions pressure, with polycyclic nigra as test animal. *J. Exp. Biol.*, 17, 408 - 415.
- JÜRGING P., 1975 – Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung dargestellt an Untersuchungen und Beobachtung in Bayern. *Bthca Lichen.*, 4, 164 p.
- KABATA PENDIAS A. et PENDIAS H., 1984 – Trace element in soils and plants. C.R.C. Press, 315 p.
- KAJIMOTO M., KONDO M., NIWA M., SUZUKI T., SAZAKI A. et URATA J., 1983 – Increase of Delta-aminolevulinic acid dehydratase (ALAD) in rat erythrocytes in lead poisoning. *Arch. Toxicol.*, 52, 1 - 11.
- KALLIO S. et VARHEENMAA T., 1974 – On the effect of air pollution on nitrogen fixation in lichens. *Rept. Kevo. Subarct. Res. Stn.*, 11, 42 - 46.
- KAPPEN L., 1973 – Response to extreme environments. In *The lichens*. Ahmadjian V. et Hale M E. Ed. New York, 311 - 378.
- 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.
- KAURANEN P. et MIETTINEN J.K., 1974 – Specific activity of Pb²¹⁰ in the environment. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 3, 307 - 316.
- KAWAI M., 1976 – Urinary non-precipitable lead in lead workers. *Brit. J. Ind. Med.*, 33, 187 - 192.
- KAZMIER C. et ZAKOWA R., 1975 – Correlation between the amount of industrial dust fall and the lead and zink accumulation in some plants species. *Bull. Acad. Polon. Sci.*, et, 11, 23, 611 - 621.
- KEHOE R.A., 1961- The metabolism of lead in man in health and disease. The harden lecture. *J. Roy. Inst. Public Health Hyg.*, 24, 101 - 120.

- KELLER T., 1974 – Über die Filterwirkung Von Flecken Für Verkehrsbedingte Staubförmige Luftverunreinigungen, Insbesondere Bleiverbindungen, Schweizerische Zeitschrift. *F. Forstwesen*, 125, 719 - 735.
- KERIN Z., KERIN D. et DJURIE D., 1972 – Lead contamination of environment in Meza valley. *Int. Arch. Arbeitmed.*, 29, 129 - 138.
- KIRSCHBAUM U., 1972 – Flechtenkartierungen in der Region Untermain zur Erfassung von Immissionsbelastungen. In *Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen, Gesellschaft für Ökologie, Giessen*, (L. Steubing, C. Kunze et J. Jäger, Eds.), 133 - 140.
- KIRSCHBAUM U. et SIEGMUND A., 1988 – Beurteilung der lufthygienischen Situation zwischen Köln und der Nordeifel anhand der Epiphytischen Flechtenvegetation. In *Beitrage zur Flechtenkunde in Nordwestdeutschland*. (W. Grooten et E. Woelml Eds.) Münster. *Arbeitsberichte*, 13, 71 - 86.
- KISZKA J., 1992 – Lichen indication in the Przemysl District (S.E. Poland). *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidgenössische Technische Hochschule Stiftung Rübel In Zürich*, 107, 287 - 291.
- KLEE R., 1971 – Die Wirkung von gas-rund staubförmigen Immissionen auf Respiration und Inhaltsstoffe von *Parmelia physodes*. *Angew. Bot.* 44, 253 - 261.
- KLEMENT O., 1956 – Zur Flechtenflora des Kölner Domes. *Desheniiana.*, 109, 87 - 90.
- KLEMENT O., 1958 – Die Flechtenvegetation. Der. Stadt Hannover. *Beltr. Nat. Nieders 8*. Hannover.
- KLEMENT O., 1965 – Flechten und Flechtenvegetation der Pityusen. *Nova Hedwigia* 9, 1 - 14.
- KNOPS J. M.H., NASH III. T.H., BOUCHER V.L. et SCHLESINGER. W.H., 1991 – Mineral cycling and epiphytic lichens implications at the ecosystem level. *Lichenologist*, 23, 309 - 221.
- KOFLER L., VILLIOT M.L. et FONTAIGNES R., 1972 – Effets inhibiteurs des poussières urbaines sur la germination des spores de deux lichens. *Rev. Ass. Fr. Avanc. Sc.*, 3, 170 - 173.
- KONDRATYUK S.YA., KUCHERYAVII V.O., ZINKO YU.V. et SIRENKO I.M., 1991 – Likhenindikatsiya zabrudnennyya povitrya u m. L'vovi. *Ukrains'kii Botanichnii Zhurna*, 48, 72 - 76.
- KORTESHARJU J., SAVONEN K., SÄYNATRÄPI T., 1990 – Element contents of raw humus, forest moss and reindeer lichens around cement works in northern Finland. *Ann., Bot., Fennici*, 27, 221 - 230.
- KOVACS M., AUPAUSZKY I., KLINCSEK P. et PODANI J., 1982 – The leaves of the city trees as accumulation indicators. In *Monitoring of air pollutants by plants methods and problems*. Steubing L. et Jager H. J. Eds., W. Junk. Pub. The Hague, 149 - 153
- KRAAK M.H.S., VINK Y.A., STUIJFZAND S.C., BUCKERT DE JONG M.C., DE GROOT C.G., et ADMIRAAL W., 1994 – Chronic ecotoxicity of Zn and Pb to the Zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Aquat. Toxicol.*, 30, 77 - 89.
- KRAL R., KRYZOVA L. et LISKA J., 1984 – Tezke kovy v zivotnim prostredi (heavy metals in the environment). *Vesmir*, 63, 296 - 298.

- KRAL R., KRYZOVA L. et LISKA J., 1989 – Background concentrations of lead and cadmium in the lichen *Hypogymnia physodes* at different altitudes. *The Science of the Total Environment*, 84, 201 - 209.
- KRAL R., MEJSTRIK V. et VELICKA J., 1992 – Concentrations of cadmium, lead and copper in atmospheric precipitation in Czechoslovakia. *The Science of the Total Environment*, 111, 125 - 133.
- KROG H. et BRANDT N., 1975 – Lar som indikator plante ved studiet av luftforurensninger. *Norsk Inst. f. Luftforskning.*, Kjeller. Norvège. 28 p.
- KROUSE H.R., 1977 - Sulfure isotope abundance elucidate uptake of atmospheric sulphur emissions by vegetation. *Nature*, 265, 45 – 46.
- KRETZSCHMAR J.R., DELESPAUL I., DE RIJK T.H. et VERDUYN G., 1977 – The Belgian Network for the determination of heavy metals. *Atmospheric Environment*, 11, 263 - 271.
- KUBIN E., 1990 – A survey of element concentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in Finland in 1985 - 86. In: *Acidification in Finland*. Kauppi et al. (Eds.), Springer Verlag. Berlin, 421 - 446.
- KUMER E., BONALBERTI L., PICCOLI F. et GARASTO G., 1991 – Lichens as monitors of air pollution. *Grana*, 30, 48 - 50.
- LAAKSOVIRTA K., OLKKONEN H. et ALAKUIJALA P., 1976 – Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in Southern Finland. *Environ., Pollut.*, 11, 247 - 255.
- LABROT F., RIBERA D., TISNERAT G., NARBONNE J.F. et CABRIDENC R., 1996 – Contamination des écosystèmes et effets biologiques. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Technique et documentation. Paris, 3 - 15.
- LAFONTAINE A., AERTS J., BRUAUX P., CLAYS-THOREAU F., IMPENS R., MATHY P., ROELS H. et VAN BRUWAEN R., 1977 – Le plomb dans l'environnement en Belgique. *Arch. Belg. Med. Soc. Hyg. Med. Trav. Med. Leg.*, 35, 1 - 2, 1 - 127.
- LAG G., HVATUM O.O. et BOELVIKEN I., 1969 – Norges geoloske undersøkelse. Nr. 266. *Universitetsforlaget*, Oslo., 141 - 159.
- LAGERWERFF J.V., 1971 – Uptake of cadmium, lead and zinc by radish from soil and air. *Soil Science*, 111, 129 - 133.
- LAMBINON J., MAQUINAY A. et RAMAUT J. L., 1964 – La teneur en zinc de quelques lichens des terrains calaminaires belges. *Bull. Jard. Bot. Etat. Brux.*, 34, 2, 273 - 282.
- LANGE O. L. et ZEIGLER H., 1963 – Der schwerme Tallgehalt von Flechten aus dem *Acarosporium sinopiccae* auf erzschlackenhalden des harze. 1- Eisen und Kupfer. *Mitt. Flor. Soz. Arbgemein., N. F.*, 10, 156.-183
- LAROUSSE AGRICOLE, 1981 – Le plomb, 16, 9577 - 9578.
- LAUNDON J. R., 1967 – A study of the lichen flora of London. *Lichenologist*, 3, 3, 277-327.
- LAVILLE-TIMSIT L. et LECOMTE P., 1996 – Le plomb dans les sols. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Technique et documentation. Paris, 215 - 252.

- LAWREY J.D., 1980 – Calcium accumulation by lichens and transfer to lichen herbivores. *Mycologia*, 72, 3, 586 - 594.
- LAWREY J.D., 1993 – Lichens as monitors of pollutant element at permanent sites in Maryland and Virginia. *Bryologist*, 96, 339 - 341.
- LAWREY J.D. et HALE M. E., 1979 – Lichen growth responses to stress induced by automobile exhaust pollution. *Science N. Y.*, 204, 423 - 424.
- LAWREY J.D. et HALE M.E., 1981 – Retrospective study of lichen lead accumulation in the Northeastern United States. *Bryologist*, 84, 449 - 456.
- LAWREY J.D. et RUDOLPH E.D., 1975 – Lichen accumulation of some heavy metals from acidic surface substrates of coal mine ecosystems in Southeastern Ohio. *Ohio J. Sci.*, 75, 113 - 117.
- LAWTON L.J. et DONALDSON W.E., 1991 – Lead induced tissue fatty acid alteration and lipid peroxidation. *Biol. Trace Element. Res.*, 28, 83 - 93.
- LEBLANC F., 1961 – Influence de l'atmosphère polluée des grandes agglomérations urbaines sur les épiphytes corticoles. *Rev. Canad. Biol. Ottawa*. 20, 4, 823 - 827.
- LEBLANC F., 1969 – Epiphytes and air pollution. *Proceedings of the first European Congress on the Influence of air Pollution on Plants and Animals*. Wageningen. 1968. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Wageningen. Netherlands, 211 - 221.
- LEBLANC F., COMEAU G. et RAO D.N., 1971 – Fluoride injury symptoms in epiphytic lichens and mosses. *Can. J. Bot.*, 49, 1691 - 1698.
- LEBLANC F., et DE SLOOVER J. J., 1970 – Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.*, 48, 1485 - 1496.
- LEBLANC F. et RAO D. N., 1966 – Réaction de quelques lichens et mousses épiphytiques à l'anhydride sulfureux dans la région de Sudbury, Ontario. *The Bryologist*, 69, 338 - 346.
- LEBLANC F. et RAO D. N., 1973 – Effects of sulfur dioxide on lichen and moss transplants. *Ecology*, 54, 612 - 617.
- LEBLANC F., RAO D.N. et COMEAU G., 1972 a – The epiphytic vegetation of *Populus balsamifera* and its significance as an air pollution indicator in Sudbury. Ontario. *Can. J. Bot.*, 50, 519 - 528.
- LEBLANC F., RAO D.N. et COMEAU G., 1972 b – Indice of atmospheric purity and fluoride pollution pattern in Arvida, Québec. *Can. J. Bot.*, 50, 991 - 998.
- LEBLANC F., ROBITAILLE G. et RAO D.N., 1974 – Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Murchodville copper mine area. Québec. *J. Hattori Bot. Lab.*, 38, 405 - 433.
- LEBLANC F., ROBITAILLE G., et RAO D.N., 1976 – Ecophysiological response of lichen transplants to air pollution in the Murdochville gaspe copper mines area, Québec. *J. Hattori Bot. Lab.*, 40, 27 - 40.
- LEE J.A., 1972 – Lead pollution from a factory manufacturing anti-knock compounds. *Nature*, 238, 165 - 166.
- LEE J.A. et TALLI J.H., 1973 – Regional and historical aspect of lead pollution in Britain, *Nature*, 245, 216 - 218.

- LEE R.E. et GORANSON S., 1972 – National Air Surveillance Cascade Impactor Network. I- Size distribution measurements of suspended particulate matter in air. *Environ. Sci. Technol.*, 6, 12, 1019 - 1024.
- LEGENDRE L. et LEGENDRE P., 1979 – I – Ecologie numérique – Tome I – Traitement multiple des données écologiques. 197 p. et Tome II – La structure des données écologiques. Paris, Masson, 256 p.
- LEH H. O., 1966 – Contamination of cultured plants by lead from automobile exhausts. *Gesunde. Pflanz.*, 18, 21 - 24.
- LEHIKONEN M., 1973 – Lyiji, kupari, sinki, mangaani vanii, barium ja rikki tarun seudun sammalisa. M. Sc. thesis biologicalian laitios, Turun yliopisto, 64 p.
- LELAND H.V., LUOMA S.M. et WILKES D.J., 1977 – Heavy metals and related trace elements. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 49, 1340 - 1369.
- LEMAISTRE V., 1983 – Mise au point d'une électrode à oxygène en milieu aérien. Application à l'étude de l'influence de la pollution automobile globale sur les échanges gazeux de deux lichens. Thèse de Doct. 3^{ème} cycle. Université Pierre et Marie Curie. (Paris VI). 102 p.
- LEONARD A., 1990 -- Les mutagènes de l'environnement et leurs effets biologiques. Masson. Paris, 306 p.
- LEPSOVA A. et KRAL R., 1992 – Element concentrations in Norway Spruce needles as indicators of forest decline in Sumava M.T.S. Czechoslovakia. *Bohac J. Proc. VIth Intern. Conf. Bioindicators Detriorisationis Regionis*. Institute of Landscape Ecology CAS ceste Budejovice, 78 –88.
- LEROY L.W. et KOKSOV M., 1962 – The lichen. A possible plant medium for mineral exploration. *Econ. Geol.*, 57, 107 - 113.
- LEVINSON A.A., 1980 – Introduction to exploration geochemistry. Applied publishing Ltd. Wilmette. 924 p.
- LHERAUD M., 1974 – Le plomb. Presses Universitaires de France. Que sais je?. 127 p.
- LIPPMANN M., 1989 – Size selective health hazard sampling. Air sampling instrument for evaluation at atmospheric contamination. In: Chap. I. Herings. SV. Eds. 7 thd Ed. Cincinnati OH: ACGIH.
- LISKA J. et VEZDA A., 1990 – Lisejniky pruhonikeho parku u prahy. *Preslia Praha.*, 62, 293 - 306.
- LITTLE P., 1973 – A study of heavy metal contamination of leaf surfaces. *Environ. Pollut.*, 5, 159 - 172.
- LITTLE P. et MARTIN M.H., 1974 – Biological monitoring of heavy metal pollution. *Environ. Pollut.*, 6, 1 - 19.
- LITTLE P. et WIFFEN R.D., 1977 – Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb. I - Deposition of exhaust Pb to plant and soil surface. *Atmospheric Environment*, 11, 437- 477.
- LIVETT E.A., LEE J.A. et TALLIS J.H., 1979 – Lead zinc and copper analyses of British banquets peats. *J. Ecology*, 57, 865 - 891.
- LONGCORE J.R., LOCKE L. N., BAGLEY G.E. et ANDREWS R., 1974 – Significance of lead residues in mallard tissues. USDI. Fish wild. Serv. Spec. Rapport. N° 182. Washington. D. C. 24 p.

- LOPPI S., COSINI A., CHITI F. et BERNARDI L., 1992 – Air quality bioindication by epiphytic lichens in central – northern Italy. *Allionia*, 31, 107 - 119.
- LÖTSCHERT W. et KÖHM H.J., 1973 – pH- wert und S-Gehalt der Baumborke in immissions- gebieten. *Oecol. Plant.*, 8, 199 - 209.
- LÖTSCHERT W., WANDTNER P. et HILLER H., 1975 – Schwermetallen Reicherung Bodenmoosen. In Immissionsgebieten. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 88, 419 - 431.
- LÖTSCHERT W. et WANDTNER R., 1982 – Schwermetallakkumulation im *Sphagnetum gellanicum* aus Hochmooren der Bundes Republik Deutschland. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.*, 95, 341 - 351.
- LOUNAMAA K.J., 1956 – Trace element in plants growing wild on different rocks in Finland: A semi-quantative spectrographic survey. *Ann. Bot. Soc. "Vanamo"*, 29, 1 - 196.
- MAC MILLAN H., 1861 – Footnotes from the page of nature or first forms of vegetation. Mac millan. London
- MAGUAS C., KRATZ W., SERGIO C., SIM-SIM M. et CATARINO F., 1990 – The use of epiphytes for monitoring of environmental heavy metal pollution in Portugal. In: *Proceedings of the 4 Th. International Conference of Environmental Contamination, held at Barcelona*. October 1990 (J. Barceló. Ed). Edinburg. C.E.P. Consultant Ltd., 254 - 256.
- MAJSTRIK V., 1984 – Lisejniky a znečistení ovzduší v okolí pŕibrami. *Plastivechny Sbornik Pdorska Pribham*, 22, 207 – 238.
- MAKINEN A. et PAKARINEN P., 1977 – Comparison of some forest and bog plants in heavy metal surveys. *Ympäristö ja Terveys*, 8, 2, 170 - 180.
- MANTON W.I., 1985 – Total contribution of Airbone lead to blood lead. *Brit. J. Ind. Med.*, 42, 313 - 319.
- MARESKY L.S. et GROBLER S.R., 1987 – Unusually high circumpulpal. Lead concentrations as valid evidence of lead intoxication. *Human Toxicol.* 6, 6, 475 - 477.
- MARGOT J. et ROMAIN M.T., 1976 – Métaux lourds et cryptogames terrestres, synthèse bibliographique. *Mém. Soc.Roy. Bot. Belg.*, 7, 25 - 47.
- MARKET B., 1993 – Plants as bioindicators for heavy metals in the terrestrial environment. Weinheim : VCH Verlagsgesellschaft.
- MARTINEZ J.D., NATHANY M. et DHARMARAJAN V., 1971 – Spanish moss. A sensor for lead. *Nature*, 233, 5314, 564 - 565.
- MATHIS P.M. et TOMLINSON G., 1972 – Lichens: Bioassay for air pollution in a metropolitan area (Nashville, Tennessee). *J. Tennessee Acad. Sci.*, 47, 67 - 73.
- MATTICK P., 1951- Wuchs und Lebensformen, Bestand – und Gesellschaftsbildung der Flechten. *Bot. Jahrb. Syst.*, 75, 3, 378 – 423.
- MC CORMAC E.D., 1971 – Introduction to the scientific study of atmospheric pollution. D. Reidel Pub. Company, Dordacht.
- MC CUNE B., 1988 – Lichens communities along O₃ and SO₂ gradients in Indianapolis. *Bryologist*, 91, 223 – 228.

- MERSCH J., 1996 – La moule zébrée *Dreissena polymorpha* comme bioindicateur du plomb en milieu d'eau douce. In: *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Technique et documentation. Paris, 345 - 362.
- MILLER M.S, FRIEDLANDER S.K. et HIDY G.M, 1972 – A chemical element balance for Pasadena aerosol. *J. Colloid. Interface. Sci.*, 39, 1, 165 - 176.
- MITCHELL R.L. et REITH J.W.S., 1966 – Lead content of pasture herbage. *J. Sci. Fd. Agric.*, 17, 437 - 439.
- MITTELSTAEDT R.A. et POUNDS J.G., 1984 – Subcellular distribution of lead in cultured rat hepatocytes. *Environ. Res.*, 35, 188 - 196.
- MONACI F., BARGAGLI R. et CASPARO D., 1997- Air pollution monitoring by lichens in small medieval town of central Italy. *Acta Botanica Neerlandica*, 46, 403 - 412.
- MONTAGNINI F., NEUFOLD H.S. et UHL C., 1984 – Heavy metal concentrations in some non vascular plants in an Amazonian rain forest. *Water, Air and Soil Pollution*, 21, 317 - 321.
- MORAN J. B., BALDWIN M. J., MANARY D. J. et VALENTA J. C., 1972 – Effects of fuel additives on the chemical physical characteristics of particles emissions in automobile exhaust. *U. S. Environmental Protection. Agency*. PB. 222 - 799.
- MOORE C.C., 1974 – A modification of the « Index of Atmospheric Purity » method for substrate differences. *Lichenologist*, 6, 156 - 157. Voir aussi rectificatif, *Lichenologist*, 7, 71 (1975).
- MORLOT M. et AUGUSTELLE C., 1996 – Le plomb dans les eaux d'alimentation. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Technique et documentation. Paris, 109 - 124.
- MORROT M.J.R., 1996 – Le plomb dans l'organisme humain : Aspects toxicocinétique et analytique. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Technique et documentation. Paris, 313 - 324.
- MOTTO H.L., DAINES R.H., CHILCO D.M. et MOTTO C.K., 1970 – Lead in soils and plants, its relation ship to traffic volume and proximity to highway. *Environ. Sci. Technol.*, 4, 231 - 237.
- MUROZUMI M., CHOW T. J. et PATTERSON C., 1969 – Chemical concentrations of pollutants lead aerosols terrestrials dust and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 33, 1247 - 1294.
- NAKOS G., 1979 – Lead pollution: fate of lead in the soil and its effects on *Pinus halepensis*. *Plant Soil.*, 54, 427 - 443.
- N.A.S., 1972 – Biological effects of atmospheric pollutants. Lead airborne, lead in perspective. Committee on biological effects of atmosphere pollutants. Div. Med. Sci. Washington, D. C.
- NASH III. T.H., 1971 – Lichen sensitivity to hydrogen fluoride. *Bull. Torrey. Bot. Club*, 98, 103 - 106.
- NASH III. T.H., 1973 – Sensitivity of lichens to sulphur dioxide. *The bryologist*, 76, 3, 333 - 339.
- NASH III T H., 1975 – Influence of effluents from a zinc factory on lichens. *Ecol., Monogr.*, 45, 183 - 198.

- NASH III. T.H., 1976 – Sensitivity of lichens to nitrogen dioxide fumigations. *Bryologist*, 70, 103 - 106.
- NASH III. T.H., 1989 – Metal tolerance in lichens. In *Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects*. Shaw. Aj. Ed. C. R. C. Press. Boca. Raton. Florida., 119 - 131 .
- NASH III T.H. et SOMMERFIELD M.R., 1981 – Elemental concentrations in the area of the Four Corners power plant, New Mexico. *Environ. Exp. Bot.*, 21, 153 - 162.
- NATHO G., 1964 – Zur Verheitung der epixylen Flechten und Algen im Demokratischen Berlin. Ztschr.Humbolt Univ. Berlin. *Natur. Beihme*, 13, p.1.
- NEUROHR P.E., 1991 – La voiture, principale responsable des pollutions atmosphériques. *Combat Nature*, 95, p. 30.
- NIEBOER E., AHMED H.M., PUCKETT K.J. et RICHARDSON D.H.S., 1972 – Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury. Ontario. *Lichenologist*, 5, 292 - 304.
- NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., PUCKETT K.J. et TOMASSINI F.D., 1976 – The phytotoxicity of sulphur dioxide in relation to measurable responses in lichens. In *Effects of air pollutants on plants* (T.A. Mansfield, Ed.). Cambridge University Press, 61 - 85.
- NIEBOER E., PUCKETT K., RICHARDSON D.H.S., TOMASSINI F.D. et GRACE B., 1977 – Ecological and physiochemical aspects of the accumulation of heavy metals and sulphur in lichens. In *International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Toronto. October. 27 - 31, 1975. Symposium Proceedings, vol. 2, 1, 331 - 352.
- NIEBOER E., et RICHARDSON D.H.S., 1981 – Lichens as monitors of atmospheric deposition. In: *Atmospheric Pollutants in Natural Waters*. Ann. Arbor. Eisenreich. S.J. (Ed.). Science Publishers. M. 1., 339 - 388.
- NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S., LAVOIE P. et PADOVAN D., 1979 – The role of metal-ion binding in modifying the toxic effects of sulphur dioxide on the lichen *Umbilicaria muhlenbergii*. 1. Potassium efflux studies. *New phytol.*, 82, 621- 632.
- NILSSON J.R., 1978 – Retention of lead within the digestive vacuole in *Tetrahymena*. *Protoplasma*, 95, 163 - 173.
- NILSSON J.R., 1979 – Intercellular distribution of lead in *Tetrahymena* during constant exposure to the metal. *J. Cell. Sci.*, 39, 383 - 396.
- NIMIS P.L., 1985 – Urban lichen studies in Italy. Ist: the town of Trieste. *Studia Geobotanica*, 5, 49 - 74.
- NIMIS P.L., CASTELLO M. et PEROTTI M., 1990 – Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in la Spezia (Northern Italy). *Lichenologist*, 22, 3, 333 – 344.
- NIMIS P.L., LAZARIN G. et CASPARO G., 1991 – Lichens as bioindicators of air pollution by SO₂ in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobotanica*, 11, 3 - 76
- NOESKE O., LACHLI A., LANGE O., VIEWEG G.H., ZIEGLER H., 1970 – Konzentration und Lokalisierung von Schwermetallen in flechten der erzschhalden des Harzes. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 4, 67 - 79.
- NRIAGU J.O., 1978 – Biogeochemistry of lead in the environment. Part a - *Topic in environmental health*. 1B. Part B - *Biological Effects*. Elsevier Pub. Amsterdam.

- NRIAGU J.O., 1979 – Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279, 409 - 411.
- NRIAGU J.O., 1983 a – Saturnine gout among roman aristocrat. Did lead poisoning contribute to the fall of the empire?. *N. Eng. J. Med.*, 308, 660 - 663.
- NRIAGU J.O., 1983 b – Occupational exposure of lead in ancient times. *Sci. Total Environ.*, 31, 105 - 116.
- NYLANDER W., 1866 – Les lichens du Jardin de Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 13, 364 - 372.
- O.C.D.E., 1988 – Transports et environnement. Pub. O C D E. Paris. 150 p.
- O'CONNOR B.H., KERRIGAN G.C. et NOUWLAND C.R., 1978 – Temporal variation in atmospheric particulate lead and bromine levels for Perth, Western Australia (1971-1976). *Atmospheric Environment*, 12, 1907 - 1916.
- O'HARE G.P. et WILLIAMS P., 1975 – Some effects of sulphur dioxide flow on lichens. *Lichenologist*, 7, 116 - 120.
- OLIER J.P., VIDAL J.P. et STROEBEL R., 1990 – Surveillance du plomb particulaire atmosphérique en sites urbains. *Pollution Atmosphérique*, 125, 31 - 37.
- O.M.S. 1970 – In *Lead aerosols in the atmosphere, increases concentration* (voir Chow et Earl, 1970).
- O.M.S., 1978 – Critères d'hygiène de l'environnement. 3 – Le plomb. Genève. 172 p.
- O.M.S., 1987 – Air quality Guidelines for Europe. Regional publication European. Series N° 23. ISBN. 92 - 890-1114 - 1144.
- O.M.S., 1992 – Guidelines for drinking. Water quality. Geneve.
- ONG. C.N. et LEE W.R., 1980 – Interaction of calcium and lead in human erythrocytes. *Brit. J. Ind. Med.*, 37, 70 - 77.
- ONIANWA P.C., AJAVI S.O., OSIBAJO O. et OGUNYOMI A., 1986 – Accumulation patterns of heavy metals in forest mosses from the Southwest region of Nigeria. *Environ., Pollut.*, 11, 67 - 78.
- O.N.S. 1999- Recensement général de la population et de l'habitat - 1998, collection statistique N° 81/1999. 167 p.
- OZENDA P. et CLAUZADE G., 1970 – Les lichens. Etude biologique et flore illustrée. Masson, Paris. 801 p.
- PACZYNA J.M., 1986 – Atmospheric trace elements from natural and anthropogenic sources. In *Toxic metal in the atmosphere*. John Wiley and Sons. New York, 33 - 52.
- PAGE A.L. et GANJE T.J., 1970 – Accumulation of lead in soil for region of high and low motor vehicle traffic density. *Environ. Sci. Technol.*, 4, 140 - 142.
- PAGE A.L., GANJE T.J. et JOSHI M.S., 1971 – Lead quantities in plants soil and air near some major highways in Southern California. *Hilgardia*, 41, 1 - 31.
- PAIN D.J., 1991 – Lead shots densities in Camargues marshes. France. *Biol. Conserv.* 57, 273 - 286.
- PAKARINEN P., 1981 – Nutrient and trace metal content and retention in reindeer lichen carpets of Finnish ombrotrophic bogs. *Ann. Bot. Fennici*, 18, 265 - 274.

- PAKARINEN P., 1985 – Mineral element accumulation in bog lichens. In *Lichen physiology and cell biology*. (Proceedings of the First International Conference on Recent Advances in lichen Physiology, held April 16-18, 1984 in Bristol, England), D.H. Brown Ed., New York, Plenum Press, 185 - 192.
- PAKARINEN P. et MAKINEN A., 1976 – Suosammalet, -jäkälat ja männyn neulaset raskasmetallien kerääjina. *Suo.*, 27, 77 - 83.
- PAKARINEN P., MAKINEN A. et RINNE R. J.K., 1978 – Heavy metals in *Cladonia arbusculata* and *Cladonia mitis* in Eastern Fennoscandia. *Ann. Bot. Fennici*, 15, 281 - 286.
- PAKARINEN P. et TOLONEN K., 1976 – Regional survey of heavy metals in peat mosses (*Sphagnum*). *Ambio*, 5, 38 - 40.
- PATTERSON C.C., 1971 – Lead. In *Impingement of man on the ocean*. Wiley interscience Ed., 245 - 258.
- PATTERSON C.C. et SALVIA J.P., 1968 – Lead in the modern environment. *Environment*, 10, p.72.
- PEEL D.A. 1986 – Is lead pollution of the atmosphere a global problem. *Nature*, 323, p. 200.
- PERCY K.E., 1982 – Heavy metal and sulphur concentrations in *Sphagnum magellanicum* Brid. in the maritime provinces, Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, 19, 341-349.
- PERSON B.R., HOLM E. et LIDEN K., 1974 – Radio lead (210 Pb) and stable lead in the lichen *Cladonia alpestris*. *Oikos*, 25, 140 - 147.
- PERSON M., 1996 – Air ambiant: Extérieur, intérieur et milieu professionnel. I – Le plomb dans l'air ambiant. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Tec. Doc. Paris, 28 - 41.
- PHALEN R.F., 1985 – Particle size selective sampling in the workplace introduction and recommendation, air way anatomy and physiology. Report from the ACGIH. Technical committee on air sampling procedures Cincinnati OH: ACGIH.
- PIHAN J.C., PROMEYRAT S. et MORHAIN E., 1996 – Les escargots (*Helix pomatia* L. et *Helix aspersa* M.) comme bioindicateurs du plomb en milieu terrestre. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Technique et documentation. Paris, 325 - 344.
- PIKE L.H., 1978 – The importance of epiphytic lichens in mineral cycling. *Bryologist*, 81, 247 - 257.
- PILEGAARD K., 1978 – Airborne metals and SO₂ monitored by epiphytic lichens in an industrial area. *Environ., Pollut.*, 17, 81 - 92.
- PILEGAARD K., 1979 – Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of Danish Steelworks. *Water, Air and Soil Pollution*, 11, 77 - 99.
- PILEGAARD K., RASMUSSEN L. et GYDESEN H., 1979 – Atmospheric background deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams. *J. Appl. Ecol.*, 16, 843 - 853.

- PIRINTSOS S.A., VOKOU D., DIAMANTOPOULOS J. et GALLOWAY D-J., 1993 – An assessment of the sampling procedure for estimating air pollution using epiphytic lichens as bioindicators. *Lichenologist*, 25, 2, 165 - 173.
- PISUT I. et LISICKA-JELINKOVA E., 1974 – Epiphytische Flechten in der Umgebung einer Aluminiumhütte in der Mittelslowakei. *Biologia Bratisl.*, 29, 29 - 38.
- POELT J., 1969 – Bestimmungsschlüssel europäischer Flechten. Ed. Gramer Lehre, 757 p.
- POELT J. et VEZDA A., 1977 – Bestimmungsschlüssel europäischer Flechten. Ergänzungschelt. II – Ed. Gramer et Vaduz, 258 p.
- POELT J. et VEZDA A., 1981 – Bestimmungsschlüssel europäischer Flechten. Ergänzungschelt. II – Ed. Gramer et Vaduz, 390 p.
- PRINZ B., 1974 – Approaches and results of effect monitoring-programme in the state Northern Westphalia. In *Observation and Measurement of Atmospheric Pollution*. World Meteorological Organisation. Geneva., 223 - 235.
- PUCKETT K.J., 1976 – The effect of heavy metals on some aspects of lichen physiology. *Can. J. Bot.*, 54, 2695 - 2703.
- PUCKETT K.J., 1978 – Element levels in lichens from the Northwest Territories. Report ARQA - 56 - 76. Atmospheric Environment Service. Environment. Downsview. Ontario. Canada
- PUCKETT K.J., 1988 – Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition. In *Bibliotheca Lichenologica*. (Nash III TH et V. Wirth Ed.), J. Cramer, Berlin, 30, 231 - 267.
- PUCKETT K.J. et FINEGAN E.J., 1980 – An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories, Canada. *Can. J. Bot.*, 58, 2073 - 2089.
- PUCKETT K.J., RICHARDSON D.H.S., FLORA V.P. et NIEBOER E., 1974 – Photosynthetic ¹⁴C fixation by the lichen *Umbilicaria muhlenbergii* (Ach.). Tuck. Following short exposures to aqueous sulphur dioxide. *New phytol.*, 73, 1183 - 1192.
- PUNZ W., 1979 a – Beiträge zur Verwendung von Flechten als Bioindikatoren: I. der Einfluss von Schadstoffkombinationen. *Sber. Öst. Akad. Wiss., Mat.-nat. Kl.*, 188, 1 - 25.
- PUNZ W., 1979 b – The effect of single and combined pollutants on lichen water content. *Biologia Plant.*, 21, 472 - 474.
- PUNZ W., 1979 c – Der Einfluss isolierter und kombinierter Schadstoffe auf die Flechtenphotosynthese. *Photosynthetica*, 13, 428 - 433.
- PURVES D., 1977 – Trace element contamination of the environment. Elsevier. Scientific Publishing Company. Amsterdam, 260 p.
- PURVIS O.W., COPPINS B.J., HAWKSWORTH D.L., JAMES P.W. et MOORE D.M., 1992 – The lichen flora of Great Britain and Ireland. Natural History Museum Publication and British lichen Society. Londres, 710 p.
- PYATT F.B., 1968 – The effect of sulfur dioxide on the inhibitory influence of *Peltigera canina* on the germination and growth of grasses. *Bryologist*, 71, 97 - 101.
- PYATT F.B., 1970 – Lichens as indicators of air pollution in a steel-producing town in South Wales. *Environ., Pollut.*, 1, 45 - 56.

- PYATT F.B., BEAUMONT E.H., LACY D. et STOREY D.M., 1992 – Accumulation of lead by the lichen *Stereocaulon dactylophyllum*. *Environmentalist*, 12, 207 - 210.
- QUEZEL P., 1976 – Les forêts du pourtour méditerranéen, écologie, conservation aménagement. Paris. UNESCO. Note technique du M.A.B., 9 - 33.
- RABE R., 1981 – Zur Problematik der Interpretation von Flechten / Luftverunreinigungs-Karten. *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie*, 9, 241 - 254.
- RABINOVITZ M., WETHERILL G. et KOPPLE J., 1976 – Delayed appearance of tracer lead in facial hair. *Arch. Environ. Health*, 32, 220 - 223.
- RAHN K.A. et MC CAFFREY R.J., 1980 – On the origin and transport of winter arctic aerosol. *Ann. N. Y. Acad. Sci.*, 338, 486 - 503.
- RAMADE F., 1982 - Eléments d'écologie – Ecologie appliquée. M.C. Graw-Hill. Paris. 425 p.
- RAMADE F., 1992 – Précis d'écotoxicologie. Masson. Paris, 300 p.
- RAO D.N. et LEBLANC F., 1966 – Effects of sulfur dioxide on the lichen alga, special reference to chlorophyll. *The Bryologist*, 69, 69 - 75.
- RAO D.N., ROBITAILLE G. et LEBLANC F., 1977 – Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. *J. Hattori Bot. Lab.*, 42, 213 - 239.
- RASMUSSEN L., 1977 – Epiphytic bryophytes as indicators of the changes in the Background levels of airborne metals from 1951 - 1975. *Environ., Pollut.*, 14, 37 - 45
- RASMUSSEN L. et JOHNSEN I., 1976 – Uptake of minerals particularly metals by epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Oikos*, 27, 483 - 487.
- RASMUSSEN L., PILEGAARD K. et GYDESEN H., 1980 – The application of cryptogams as monitoring organisms of metal air pollution in Denmark. *Bot. Tidsskr.*, 75, 93 - 99.
- RATCLIFFE D.A., 1975 – An evaluation of the use of biological indicators in an atmospheric lead survey. *Atmospheric Environment*, 9, 623 - 629.
- RAUZY S. et DANJOU J., 1996 – Le plomb dans les eaux douces naturelles, eaux superficielles et eaux souterraines. In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Tec. Doc., Paris, 57 - 74.
- R.C.E.P., 1983 – Lead in the environment. Ninth report. London, HMSO.
- REICHEL W.L., SCHMELING S. K., CROMARTIE E., KAISER T.E., KRYNITSKY A.J., LAMONT T.J., MULHERN. B.M., PROUTY R.M., STAFFORD C.J. et SWINEFORD D.M., 1984 – Pesticides P.C.B. and lead residues and necropsy data for bald eagles from 32 states; 1978 - 1981. *Environ. Monit. Asses.*, 4, 395 - 403.
- REISH D.J., MARTIN J.M., PILTZ F.M. et WORD J.O., 1976 – The effect of heavy metals on laboratory populations of two polychaetes with comparisons to the water quality conditions and standards in Southern California marine. *Water Res.*, 10, 299 - 302.
- RENDALL R.E.G., BAILY P. et SOSKOLNE C.L., 1975 – The effect of particle size on absorption of inhaled lead. *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 36, 207 - 213.

- RICHARDSON D.H.S., 1967 – The transplanted of lichen thalli to solve some taxonomic problems in *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. *Lichenologist*, 3, 386 - 391.
- RICHARDSON D.H.S., 1971 – Lichens. In *Methods of Microbiology*. Academic Press. Londres, p. 267.
- RICHARDSON D.H.S., 1973 – Photosynthesis. In: *The lichen*. Ahmadjian V et Hale M.E. eds. New York, 249 - 288.
- RICHARDSON D.H.S., NIEBOER F., LAVOIE P. et PADOVAN D., 1979 – The role of metal-ion binding in modifying the toxic effects of sulphur dioxide in the lichen *Umbilicaria muhlenbergii*. II. ^{14}C -fixation studies. *New Phytol.*, 82, 633 - 643.
- ROBERTS T.M., 1972 – Plants as monitors of air borne metal pollution. *J. Environ. Plann. Pollut. Control.*, 1, 43 - 54.
- ROHBOCK E., GEORGII H.W. et MULLER J., 1980 – Measurements of gaseous lead alkyls in polluted atmospheres. *Atmospheric Environment*, 14, 89 - 98.
- RONDIA D. et DE GRAEVE H., 1973 – Concentration du plomb dans l'air d'une grande agglomération belge. C.R. Symp. *Environmental Health, aspects of lead*, Amsterdam, 2 - 6 October, 1015 - 1021.
- RONEN R., CANAANI O., GARTY J., CAHEN D., MALKIN S. et GALUN M., 1984 – The effect of air pollution and bisulfite treatment in the lichen *Ramalina duriaei* studied by photoacoustics. In *Advances in photosynthesis research 4* (C. Sybesma, ed.). The Hague / Boston / Lancaster: Martinus Nijhoff / Dr W. Junk. 3. 251- 354.
- RONEN R., GARTY J. et GALUN M., 1983 – Air pollution monitored by lichens. In *Proceedings of the international meeting of the Israel ecological society*. Jerusalem, May, 1983. (Developments in ecology and environmental quality). 2, 167 - 176.
- ROSENTRETER R. et AHMADJIAN V., 1977 – Effects of ozone on the lichen: *Cladonia arbusculata* and the *Trebouxia* phycobionte of *Cladonia stellaris*. *Bryologist*, 80, 600 - 605.
- ROSMAN K.J.R., CHISHOLM W., BOUTRON C.F. et CANDELONE J.P., 1993 – Isotopic evidence for the source of lead in Greenland snows since the late 1960. *Nature*, 362, 333 - 365.
- ROSMAN K.J.R., CHISHOLM W., BOUTRON C.F., CANDELONE J.P. et HONGS S., 1994 – Isotopic evidence to account for changes in the concentration of lead in Greenland snows between 1960 and 1988. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 3265 - 3269.
- ROSS L.J. et NASH III T.H., 1983 – Effect of ozone on gross photosynthesis of lichens. *Environ. Exp. Bot.*, 23, 71 - 77.
- ROSSIN A.C., STERITT R.M. et LESTER J.M., 1983 – The influence of flow conditions on the removal of heavy metals in the primary sedimentation process. *Water, Air and Soil Pollution*, 19, 105 - 121.
- RUHLING A. et TYLER G., 1968 – An ecological approach to the lead problem. *Bot. Notiser*, 121, 321 - 342.
- RUHLING A. et TYLER G., 1969 – Ecology of heavy metals. A regional and historical study. *Bot. Notiser*, 122, 248 - 259.

- RUHLING A. et TYLER G., 1970 – Sorption and retention of heavy metals in wood land moss *Hylocomium splendens*. Br. et Sch. *Oikos*, 21, 92 - 97.
- RUHLING A. et TYLER G., 1971 – Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia. *J. Appl. Ecology*, 66, 497 - 507.
- RUHLING A. et TYLER G., 1973 – Heavy metals deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 445 - 455.
- RYDZAK J., 1957 – The influence of small town on lichen vegetation. Par. III. *Amls. Univ. Marie Curie. Skłodowska*. (Sect.C), 10, 1 - 32.
- RYDZAK J., 1958 – The influence of small town on the lichen vegetation. Par.IV *Amls. Univ. Mar. Curie. Skłodowska*. 5 - 12.
- RYLANDER R. et MEGEVAND I., 1993 – Introduction à la médecine de l'environnement. Ed. Frison - Roche. Paris. 151 p.
- SAEKI M., KUNII K., SEKI T., SURGIYAMA K., SUZUKI T. et SHISHIDO S., 1977 – Metal burden of urban lichens. *Environ. Res.*, 136, 256 - 266.
- SAEKI M., KUNII K., SEKI T. et SUZUKI T., 1975 – A lichen (*Parmelia conspersa*) surviving with elevated concentrations of lead and copper in the center of Sendai city. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 14, 726 - 730.
- SALMI M., 1969 – Tienvarsien saastuminen. *Suomessa Terra*, 81, 229 - 233.
- SAUNDERS P.J.W., 1966 – The toxicity of sulfur dioxide to *Diplocarpon rosae* Wolf causing black spot of roses. *Ann. Appl. Biol.*, 58, 103 – 114.
- SAUNDERS P.J.W., 1970 – Air pollution in relation to lichens and fungi. *Lichenologist*, 4, 337 - 449.
- SAWIDIS T., ZAGHARIADIS G., STRATIS B. et LADOUKAKIS E., 1993 – Mosses as biological indicators for monitoring of heavy metal pollution. *Frasenius Environ. Bull.*, 2, 193 - 199.
- SCHLESINGER W.H., REINERS W.A. et KNOPMAN D.S., 1974 – Heavy metals concentrations and deposition in bulk precipitation in mountain ecosystems of New Hampshire.U.S.A. *Environ., Pollut.*, 6, 39 - 47.
- SCHMID A.B., 1956 -Die epixyle Flechten Vegetation von München. *Mikroskopie G.m.b.h.*, München 2, Weinstr. 4, 1-72.
- SCHÖNBECK H., 1968 – Einfluss von Luftverunreinigungen SO₂ auf transplantierte Flechten. *Naturwiss*, 55, 45 - 452.
- SCHÖNBECK H., 1969 – Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. *Staub. Reihn. Luft.*, 28, 14 - 18.
- SCHRÖEDER H.A. et BALASSA J.J., 1961 – Abnormal trace metals in man: Lead. *J. Chron. Dis.*, 17, 17 - 19.
- SCHUBERT R. et FRITSCH W., 1965 – Beitrag zur Einwirkung von Luftverunreinigungen auf xerische Flechten. *Arch. Nat. Schutz.*, 52, 107 - 110.
- SCHUCK E.A. et LOCKE J.K., 1970 – Relation ship of automotive lead particulates to certain consumer crops. *Environ. Sci.* 4, 324 - 330.
- SCHUMM F. et KREEB K. H., 1979 – Die Nettphotosynthe Von Flechten Transplantaten als Mass für die Immissionsbelastung der Luft. *Angew. Bot.*, 53, 31 - 39.

- SCHWARTZMAN D., KASIM M., STIEFF L. et JOHNSON J. H., 1987 – Quantitative monitoring of airborne lead by a foliose lichen. *Water, Air and Soil Pollution*, 32, 363 - 378.
- SCOREPA A.C. et WITT D.H., 1976 – A quantitative study of epiphytic lichen vegetation in relation to SO₂ pollution in Western Alberta, Edmonton. Environment Canada, (Information report NOR-X-161), 26 p.
- 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., 1975 – Lichen flora of the West Yorkshire conurbation. *Proc. Leeds Phil. and Lit. Soc (Scie. Sect.)*, 10, 141 - 208.
- SEAWARD M.R.D., 1976 – Performance of *Lecanora muralis* in an urban environment. In *Lichenology: Progress and Problems*. (Ed. D.H. Brown, D.L. Hawksworth and R.H. Bailey). Academic Press, London, 323 - 357.
- SEAWARD M.R.D., 1980 – The use and abuse of heavy metal bioassays of lichens for environmental monitoring. In *Proceedings of the third International Conference Bioindicatio Deteriorationis Regionis*, September 1977, Lublice, Czechoslovakia (J. Spaleny, ed.). Prague Academia, 375 - 384.
- SEAWARD M.R.D. et BYLINSKA E.A., 1980 – Plant-substrate correlation in bioindication studies of metals. In *Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation*. (International Workshop on Bioindication n° 1, 1979), (R. Schubert et J. Schuh, eds.) : Halle-Wittenberg : Martin-Luther-Universität, 45 - 51.
- SEAWARD M.R.D., BYLINSKA E.A. et GOYAL R., 1981 – Heavy metal content of *Umbilicaria* species from the Sudety region of SW Poland. *Oikos*, 36, 107 - 113.
- SEAWARD M.R.D., GOYAL R. et BYLINSKA E. A., 1978 – Heavy metal content of some terricolous lichens from metal-enriched sites in Northern England. *Naturalist Bull.*, 103, 135 - 141.
- SELTZER P., 1946 – Le climat de l'Algérie, Travaux de l'I.M.P.G.A. Carbonel. Alger, 219 p.
- SEMADI A., 1989 – Effets de la pollution atmosphérique (pollution globale, fluorée et plombique) sur la végétation dans la région de Annaba (Algérie). Thèse de Doctorat d'Etat. Université Pierre et Marie Curie (Paris 6), 339 p.
- 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*, 140, 86 - 102.
- SERNANDER R., 1912 – Studier öfver lafvarnas biologi. I – Nitrofila lavfat. *Svensk. Bot. Tidskr.*, 6, 803 - 883.
- SERNANDER R., 1926 – Granskör och Fiby ursskog. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 8, 1 - 232.
- SETTLE D.M. et PATTERSON C.C., 1980 – Lead in albacore: Guide to lead pollution. *Americans Science*, 207, 1167 - 1176.
- SHAW W.H.R., 1954 – Toxicity of cations toward living systems. *Science. N. Y.*, 120, 361 - 363.
- SHAPIRO H. et FREY F.W., 1968 – The organic compounds of lead. Wiley, New York.

- SHIMWELL D.W. et LAURIE A.E., 1972 – Lead and zinc contamination of vegetation in the Southern Pennines. *Environ., Pollut.*, 3, 291 - 301.
- SIGAL L.L. et TAYLOR O. C., 1979 – Preliminary studies on the gross photosynthetic response of lichen to peroxyacetyl-nitrate fumigations. *Bryologist*, 82, 564 - 575.
- SIGURSLID D., 1984 – Environmental uptake of lead in black crowned Night Herons. In *The biosphere: Problems and Solutions*. Elsevier Scientific Publications. Amsterdam, 629 - 637.
- SINGER M. et HANSON L., 1969 – Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolitan area. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, 33, 152 -155.
- SKYE E., 1958 – Luft foreningars in inverkan pa busk-och blad lav floran kring skiffevoljeverket i narkes kvarntorp. *Svensk. Bot. Tidskr.*, 52, 133 - 190.
- SKYE E., 1965 – Botanical indications of air pollution. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 50, 285 - 287.
- SKYE E., 1968 – Lichens and air pollution. A study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm region. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 52, 1 - 121.
- SMITH W.H., 1976 – Lead contamination of the roadside ecosystem. *Air Pollution Control Association Journal*, 26, 8, 754 - 766.
- SOCHTING U. et JOHNSEN I., 1978 -- Lichens transplants as biological indicators of SO₂ air pollution in Copenhagen. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 19, 1 - 7.
- STARR J.R., 1967 – Inertial impaction of particulates upon bodies of simple geometry. *Ann. Occup. Hyg.*, 10, 349 - 361.
- STEINNES E., 1977 – Atmospheric deposition of trace elements in Norway studied by means of moss analysis. Institute for atomenergi, Kjeller. Report KR, Kjeller, Norway. 154 p.
- STEINNES E., 1980 – Atmospheric deposition of heavy metals in Norway studied by the analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectrometry. *J. Radio. Anal. Chem.*, 58, 387 - 391.
- STEINNES E., 1987 – Impact of along range atmospheric transport of heavy metals to the terrestrial environment in Norway. In *Lead, Mercury, Arsenic and Cadmium in the Environment*. John Wiley and Sons, Chichester, Scope, 31, 107 - 117.
- STEINNES E. et KROG H., 1977 – Mercury, arsenic and aluminum fall-out from an industrial complex studied by means of lichen transplants. *Oikos*, 28, 160 - 164.
- STEINNES E., RAMBAEK J.P. et HANSEN J.E., 1992 – Large-scale multielement survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. *Chemosphere*, 25, 735 - 752.
- STERN A.H., MUNCHI A.A et GOODMAN A.K., 1989 – Potential exposure levels and health affects of neighborhood exposure to a municipal incinerator bottom ash land fill. *Arch. Environ. Health*, 44, 1, 40 - 48.
- STEBING L., 1982 – Problems of bioindication and the necessity of standardization. In *Monitoring of air Pollutants by Plants, Methods and Problems*. Steubing L. et JAGER H.J. Ed. (W. JUNK. Pub.). The Hague, 19 - 24.
- STEBING L., KLEE R. et KIRSCHBAUM U., 1974 – Beurteilung der lufthygienischen Bedingungen in der Region Unterman mittels niederer und Höherer Pflanzen. *Staub. Reinhalt. Luft.*, 36, 206 - 209.

- STRINGER P.W. et STRINGER M.H.L., 1974 – Air pollution and the distribution of epiphytic lichens and bryophytes in Winnipeg, Manitoba. *Bryologist*, 77, 405 - 426.
- STROM G.H., 1976 – Transport and diffusion of stack effluents. In *Air pollution*. (A.C. Stern. Ed.). Academic. Press. London. 1, 401 - 498.
- STRUEMPLER A. W., 1976 – Trace metals in rain and snow during 1973 at Chadron, Nebraska, (U.S.A.). *Atmospheric Environment*, 10, 33 - 37.
- STUBBS R.L., 1972 – Lead in the environment. Institute of Petroleum. London. (Hepple Ed.), 1 - 7.
- SUGAWARA E., NAKAMURA K., MIYAKE T., FUKUMARA A. et SEKI Y., 1991 – Lipid peroxidation and concentration of glutathione in erythrocytes from workers exposed to lead. *Br. J. Ind. Med.*, 48, 239 - 242.
- SUGITA M., 1978 – The biological half time of heavy metals. The existence of a third (slowest) component. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 41, 25 - 40.
- SWIEBODA M. et KALEMBA A., 1978 – The lichen *Parmelia physodes* (L.) Ach. as an indicator for determination of the degree of atmospheric air pollution in the contaminated by fluorine and sulphur dioxide emissions. *Acta Soc. Bot. Pol.* 47, 1-2, 25 - 40.
- SWIEBODA M. et KALEMBA A., 1979 – The bark of scots pine (*Pinus sylvestris*) as biological indicator of air pollution. *Acta Soc. Bot. Polo.*, 48, 538 – 549.
- SYRRAT W.L. et WANSTALL P.G., 1969 – The effect of sulfur dioxide on epiphytic bryophytes. In *Air Pollution: Proceedings of the First European Congress on the Influence of Air Pollution on Plants and Animals*. Wageningen. Center for Agriculture Publishing's and Documentation. Netherlands, 79 - 85.
- SZEFER P. et FLANDYSZ J., 1986 – Trace metals in bones of scamp ducks *Aythya marila* wintering in Gdansk Baltic sea 1982-83 and 1983-84. *Sci. Total. Environ.*, 53, 193 - 199.
- TAKALA K. et OLKKONEN H., 1976 – Lead content of the lichen *Pseudevernia furfuracea* in the urban area of Kuopio, Central Finland. In *Proceedings of the Kuopio Meeting on Plant Damages Caused by Air Pollution*. Kuopio 1976. Ed. L. Karenlampi. Finland, 64 - 67.
- TAKALA K. et OLKKONEN H., 1981 – Lead content of an epiphytic lichen in the urban area of Kuopio east central Finland. *Ann., Bot., Fennici*, 18, 85 - 89.
- TAKAOKI T. et MITANI K., 1986 – A new fumigation method for measuring the effects of sulphur dioxide on photosynthesis of bryophytes and lichens. *Lindbergia*, 12, 60 - 66.
- TALLIS J.K., 1964 – Lichens and air pollution. *The Observ. Jour. Sci.*, 21, 250 - 252.
- TEISINGER J., 1971 – Biochemical responses to provocative chelation by edetate disodium calcium. *Arch. Environ. Health*, 23, 280 - 283.
- TER HAAR G.L. et BAYARD.S., 1971 – Composition of airborne lead particles. *Nature*, 232, 20, 553 - 554.
- TER HAAR G. L., LENANE D. L., HU J. N. et BRANDT M., 1972 – Composition size and control of automobile exhaust particulates. *J. Air. Pollut. Control. Ass.*, 22, 39 - 46.

- TERRON ALFFONSO A. et BARRENO RODRIGUEZ A., 1994, - Estimation of air pollution in the area of influence of the coal power station at la Robla (Leon, Northwest Spain) using epiphytic lichen as bioindicators. *Rev. Bryol. Lichénol.*, 15, 2, 135 – 151.
- THOMAS W., 1979 – Monitoring organic and inorganic trace substances by epiphytic mosses. A regional pattern of air pollution in trace substance. In *Environmental health, XIII*. Univ. of Missouri, Columbia. Hemphill D.D. (Ed.), 285 - 289.
- THOMPSON J.R., 1971 – Balance between intake and output of lead in normal individuals. *Brit. J. Ind. Med.*, 28, 189 - 194.
- THORNTON I., 1980 – Geochemical aspects of heavy metal pollution and agriculture in England and Wales. In *Ministry of Agriculture Fish and Food, inorganic pollution and agricultural reference book*. London. HMSO.
- TOMASSINI F.D., PUCKETT K. J., NIEBOER E., RICHARDSON D.H.S et GRACE B., 1976 – Determination of copper, iron, nickel and sulphur by X – ray fluorescence in lichens from the Mackenzie Valley, Northwest Territories, and the Sadbury district, Ontario. *Can. J. Bot.*, 54, 1591 – 1603.
- TRASS H., 1985 – Transplantatsionnye metody likhenindikatsii In *Problemy ekologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ekosistem*. Leningrad: USSR Academy of Sciences; Natural Environment and Climate Monitoring Laboratory, 8, 140 - 144.
- TUOMINEN Y., 1967 – Studies on the strontium uptake of the *Cladonia alpestris* thallus. *Ann., Bot., Fennici*, 4, 1 - 28.
- TURK R., WIRTH V. et LANGE O.L., 1974 – CO₂ – Gaswechsel-Untersuchungen zur SO₂ - Resistenz von Flechten. *Oecologia*, 15, 33 - 64.
- TURNER D. et BORRER W., 1839 – Specimen of a lichenographia Britanica. Privately printed, Yarmouth. England.
- TURNER R.G., 1969 – Heavy metals tolerance in plants. In *Ecological aspects of mineral nutrition of plants*. I.R. Robinson (Ed.). *Brit. Ecol. Soc. Sympo.*, 9, 399 - 410.
- TYLER G., 1972 – Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. *Ambio*, 1, 52 - 59.
- U.K.D.E., 1974 – Report of interdepartment working group on heavy metals. Lead in the environment and its significance to man. H.M. Stationery office. London.
- UNKSWORTH M.H. et HARRISON R.M., 1985 - Is lead killing German forests? *Nature*, 317, 674 – 375.
- U.S.E.P.A., 1984 – Optimum sampling site exposure criteria for lead. *Office of air quality planning and standards*. E.P.A. 450 / 4 – 84 – 012.
- U.S.E.P.A. 1991 – In *Aspects analytiques du plomb dans l'environnement*. Le plomb dans les eaux d'alimentation (Morlot et Augustelle, 1996). Technique et documentation. Paris, 109 - 124.
- VAARNA V.V., 1934 – Helsingin kaupungin puiden ja pensaiden jäkäläkasvisto. *Annals. Bot. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo*, 5, 6, 1 - 32.
- VAN HALUWYN C. et LEROND M., 1986 – Les lichens et la qualité de l'air. Evaluation méthodologique et limites. Rapport final. Ministère de l'Environnement. 213 p.

- VAN HALUWYN C. et LEROND M., 1988 – Lichénosociologie et qualité de l'air. Protocole opératoire et limites. *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.*, 9, 4, 313 - 336.
- VAN HALUWYN C. et LEROND M., 1993 – Guide des lichens. Ed. Lechevalier. Paris. 344 p.
- VARESCHI V. et MORENO E., 1973 – La contaminación en Caracas en Los años 1953 y 1973. *Bol. Soc. Venez. Cienc. Nat.*, 30, 387 - 414.
- VESTERGAARD N.K., STEPHANEN U. et RASMUSEN L., 1986 – Airborne heavy metals pollution in the environment of a Danish Steel Plant. *Water, Air and Soil Pollution*, 27, 363 - 377.
- VIARENGO A., 1985 – Biochemical effects of trace metals. *Mar. Pollut. Bull.*, 16, 4, 153 - 158.
- VILLWOCK I., 1959 – Ökologisch-physiologische Untersuchungen zur Frage von Grosstadteinflüssen auf die Verbreitung epiphytischer Flechten. Diss. Univ. Hamburg.
- VILLWOCK I., 1962 – Der Stadteinfluss Hamburgs auf die Verbreitung epiphytischer Flechten. *Natur. Hamburg*. 62.
- VINCENT J.H. et MARK D., 1987 – Comparison of criteria per defining inspirable aerosol and the development of appropriate samplers. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 48, 454 - 457.
- VOSTAL J., 1966 – Study of the renal excretory mechanisms of heavy metals. *15 th. Intern. Cong. Occup. Health*. Vienna. 19 - 24. Sept. 3, 61 - 64.
- WALDRON H.A., 1971 – Relation between some parameters of lead absorption and lead intoxication. *Brit. J. Ind. Med.*, 28, 195 - 199.
- WARD N.L., BROOKES R.R., ROBERTS E. et BOSWELL C.R., 1977 – Heavy metals pollution from automotive emissions and its effect on roadside soils and pasture species in New Zealand. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 917 - 920.
- WARD N.L., REEVES R.D. et BROOKS R.R., 1975 – Lead in soil and vegetation along a New Zealand state highway with traffic volume. *Environ., Pollut.*, 9, 243 - 251.
- WARREN H.V. et DELAVAUULT R.E., 1960 – Observations on the biogeochemistry of lead in Canada. *Trans. Roy. Soc. Can.*, 54, Ser., 3, 11 - 20.
- WARREN H.V., DELAVAUULT R.E. et FLETCHER K.W., 1971 – Metal pollution – a growing problem in industrial an urban area. *C. I. M. Bull.*, 64, 1 - 12.
- WEDDING J.B., CALSON R.W., STUKEL J.J. et BAZZAZ F.A., 1975 – Aerosol deposition on plant leaves. *Environ. Sci. Technol.*, 9, 151 - 153.
- WHEELER G.L., ROLFE G.L. et REINBOLD K.A., 1978 – A simulation model for lead movement in a watershed. *Ecological Modelling*, 5, 67 - 76.
- WHITBY K.T., CLARKE W.E., MARPLE V.A., SVERDRUP G.M., SEM G.J., WILLEKE K., LIU B.Y.H. et PUI D.Y.H., 1975 – Characterization of Californian aerosols. I- Size distributions of freeway aerosol. *Atmospheric Environment*, 9, 463 - 482.
- WIEMEYER S.N., SCOTT J.M. et ANDERSON M.P., 1988 – Environmental contaminants in Californian condors. *Journ. Wild. Manag.*, 52, 2, 238 - 247.

- WIERSMA G.B., BAKER G.A., HARMON M.E. et GREEN S.E., 1987 – Elemental composition of *Holocomium splendens*. Hoh. Rainforest, Olympic National Park, Washington, U.S.A. *Chemosphere*, 12, 2631 - 2645.
- WIERSMA G.B., BLOELEKE C., WITWORTH C. et MC ANULY L., 1988 - Elemental composition of mosses from remote Nothofagus forest sites in Southern Chile. *Chemosphere*, 13, 384 - 405.
- WIETSCHORKE G., LUHMANN H.J. et KREEB K.H., 1985 – Erfassung- kleinräumiger Immissions-Belastung durch transplantierte Flechten. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 13, 653 - 656.
- WIETSCHORKE G., LÜHMANN H.J. et KREEB K.H., 1990 – Single and combined effects of lead and temperature on net photosynthetic rate of *Hypogymnia physodes* corticolous lichen. *Photosynthetica*, 24, 1, 102 - 109.
- WIRTH V., 1995 – Die Flechten. Baden – Württembergs. Tome I et II. Ed. Verlag Eugen Ulmer G m b H et Col. Stuttgart. 1006 p.
- WOOD C.W. et NASH T.H., 1976 – Copper smelter effluent effect on Sonaran desert vegetation. *Ecology*, 57, 1311 – 1316.
- YOSHINNAGA J., SUZUKI T. et MORITA M., 1989 – Sex and age –related variation in elemental concentrations of contemporary Japanese ribs. *Sci. Total. Environ.* 79, 3, 209 - 221.
- ZAKSHEK E. M. et PUCKETT K.J., 1986 – Lichen sulphur and lead levels in relation to deposition patterns in eastern Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, 30, 161 - 169.
- ZANINI E., BONIFACIO E. et CUTTICA G.C., 1992 – Heavy metals in soils near a steel-making industry: a case study in a complex valley situation in Italy. *Jour. Environ. Sci. Health. Part A. Environ. Sci. Engine.* 27, 8, 2019 - 2036.
- ZIELHUIS R.L., 1974 – Biological quality guide for inorganic lead. *Inter. Arch. Arbeitsmed*, 32, 103 - 127.
- ZOBEL K., 1988 – Use of epiphytic lichens as bioindicators of atmospheric pollution in the Khamar- Daban mountains (Lake Baikal region). In *Structura, sostovi dinamika boreal'nykh rastitel nykh soobshchestv*, 47 - 66.
- ZOLLER W.H., 1984 – Anthropogenic perturbations of metal fluxes onto the atmosphere. In *Changing metal cycles and human health*, Springer-Verlag. Berlin. Nriagu. J.O. eds., 27 - 41.
- ZUBER R. BOVAY E., TCHANNEN W. et QUINCHE J.P., 1970 – Le plomb comme facteur de pollution atmosphérique et son accumulation par les plantes croissant en bordures des artères à forte densité de circulation. *Recherche Agronomique Suisse* 9, 1, 83 - 96.

