



HAL
open science

Impact des infrastructures de transport (rail et route) sur la qualité des sols des jardins familiaux en Ile de France

Audrey Esvan

► **To cite this version:**

Audrey Esvan. Impact des infrastructures de transport (rail et route) sur la qualité des sols des jardins familiaux en Ile de France. Sciences agricoles. 2012. dumas-00749434

HAL Id: dumas-00749434

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-00749434>

Submitted on 7 Nov 2012

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AGROCAMPUS OUEST

CFR Angers ou Rennes

65, rue de Saint-Brieuc

35042

RENNES Cedex

CETE Ile-de-France

12, rue Teisserenc de Bort

78190

Trappes-en-Yvelines

Mémoire de Fin d'Études

**Diplôme d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences
Agronomiques, Agroalimentaires, Horticoles et du Paysage ***

Année universitaire : 2011-2012

Spécialisation ou option* : Sol-Eau-Hydrosystèmes

**Impact des infrastructures de transport (rail et route) sur la qualité des sols des
jardins familiaux en Ile de France**

Par : Audrey ESVAN

Illustration éventuelle

Volet à renseigner par l'enseignant responsable de l'option/spécialisation*

Bon pour dépôt (version définitive)

Date : .../.../... Signature :

Autorisation de diffusion : Oui Non

Devant le jury :

Soutenu à Rennes, le 14 septembre 2012

Sous la présidence de :*

Maître de stage : Philippe Branchu

Enseignant référent : Christian Walter

Autres membres du jury (Nom, Qualité) :

*"Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent
que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST".*

* champs obligatoires

Fiche de diffusion du mémoire

A remplir par l'auteur⁽¹⁾ avec le maître de stage.

Aucune confidentialité ne sera prise en compte si la durée n'en est pas précisée.

Préciser les limites de la confidentialité⁽²⁾ :

➤ Confidentialité absolue : oui non
(ni consultation, ni prêt)

↵ Si oui 1 an 5 ans 10 ans

➤ A l'issue de la période de confidentialité **ou** si le mémoire n'est pas confidentiel,

Merci de renseigner les éléments suivants :

Référence bibliographique diffusable⁽³⁾ : oui non

Résumé diffusable : oui non

Mémoire consultable sur place : oui non

Reproduction autorisée du mémoire : oui non

Prêt autorisé du mémoire : oui non

.....
Diffusion de la version numérique du résumé : oui non

↵ Si oui, l'auteur⁽¹⁾ complète l'autorisation suivante :

*Je soussigné(e) **ESVAN Audrey**, propriétaire des droits de reproduction dudit résumé, autorise toutes les sources bibliographiques à le signaler et le publier.*

Date : 14/09/2012

Signature :

Rennes/Angers, le

Le maître de stage⁽⁴⁾,

L'auteur⁽¹⁾,

L'enseignant référent,

(1) auteur = étudiant qui réalise son mémoire de fin d'études

(2) L'administration, les enseignants et les différents services de documentation d'AGROCAMPUS OUEST s'engagent à respecter cette confidentialité.

(3) La référence bibliographique (= Nom de l'auteur, titre du mémoire, année de soutenance, diplôme, spécialité et spécialisation/Option) sera signalée dans les bases de données documentaires sans le résumé.

(4) Signature et cachet de l'organisme.

Cette fiche de diffusion doit être située après la page de couverture du mémoire

Remerciements

Je souhaite remercier mon maître de stage Philippe BRANCHU, chef de l'unité QES (Qualité Eaux et Sols) pour l'étude qu'il m'a confiée ainsi que pour ses précieux conseils.

Merci à Wolfgang BORST, chargé d'étude, pour son aide tout au long du stage.

Merci à Guillaume COULBAUX, Damien CARTALADE, Laurent MEFFRAY, Samuel SORHAITS et Claude ROLLIN pour le partage de leurs expériences professionnelles ainsi que leur participation à l'analyse des échantillons et aux mesures sur le terrain.

Je remercie également le CETE IDF et tout particulièrement le département Ville Durable pour m'avoir accueillie pendant ces 6 mois de stage.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE	1
<u>I. CONTEXTE GEOGRAPHIQUE.....</u>	4
I.1 LES JARDINS FAMILIAUX EN ÎLE DE FRANCE.....	4
I.2 LE CADRE GEOLOGIQUE ET PEDOLOGIQUE	6
I.3 CONTEXTE GEOCHIMIQUE	8
I.3.1 LE REFERENTIEL REGIONAL POUR LES SOLS AGRICOLES D'ÎLE DE FRANCE.....	8
I.3.2 LEGISLATION ET NORME EN VIGUEUR CONCERNANT LES ETM DANS LES SOLS FRANÇAIS	10
I.3.3 LES « SEUILS DE SELECTION » POUR LE CALCUL DE RISQUES SANITAIRES.....	10
<u>II. MATERIEL ET METHODE</u>	11
II.1 CHOIX DES JARDINS ET DES SITES « TEMOINS ».....	11
II.2 CHOIX DES POLLUANTS POUR TRACER LA POLLUTION D'ORIGINE ROUTIERE.....	12
II.3 ENQUETE AUPRES DES JARDINIERS	15
II.4 PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE (METHODE DES TRANSECTS).....	16
II.5 PRELEVEMENTS DE SOL	16
II.6 PREPARATION DES ÉCHANTILLONS ET ANALYSES AU LABORATOIRE	19
II.6.1 ANALYSE DES METAUX	19
II.6.1.1 Analyse par fluorescence X	19
II.6.1.2 Sélection des 5 échantillons par site pour les analyses conventionnelles	22
II.6.1.3 Analyse par spectrométrie d'absorption atomique (AAS).....	23
II.6.2 ANALYSE DES HYDROCARBURES TOTAUX.....	24
II.6.3 ANALYSE DES HAP.....	25
<u>III. RESULTATS DE LA CAMPAGNE DE MESURE ET DISCUSSION.....</u>	25
III.1 RESULTATS DES TENEURS DES DIFFERENTS PARAMETRES SUIVIS	26
III.1.1 LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS	26
III.1.2 LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SOLS	27
III.1.2.1 Teneurs totales en ETM et éléments majeurs par fluorescence X.....	27
III.1.2.2 Comparaison des résultats d'analyse (Fluorescence X / AAS).....	28
III.1.2.3 Comparaison des teneurs en ETM _C avec le bruit de fond local (Aspitet).....	31
III.1.2.4 Calcul des facteurs d'enrichissement	33
III.1.2.5 Corrélation entre ETM.....	34
III.1.3 LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) DANS LES SOLS.....	37
III.1.4 LES HYDROCARBURES TOTAUX (C10-C40) DANS LES SOLS	40
III.2 IMPACT DE LA ROUTE SUR LES SOLS	41
III.2.1 IMPACT DE LA ROUTE SUR LES TENEURS EN ETM DES SOLS.....	41
III.2.1.1 Impact de la distance par rapport à la voie	41
III.2.1.2 Impact du trafic.....	44
III.2.2 IMPACT DE LA ROUTE SUR LES TENEURS EN HAP ET HYDROCARBURES C10-C40	46
III.3 AUTRES FACTEURS INFLUENÇANT LA CONTAMINATION DES SOLS	46
III.3.1 IMPACT DE L'ÂGE DES JARDINS	46
III.3.2 IMPACT DE LA TEXTURE DES SOLS	48
III.4 SPATIALISATION DES TENEURS EN ETM	49
<u>CONCLUSION.....</u>	52

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1: Répartition des surfaces occupées par les jardins familiaux en 1993 (d'après l'inventaire national des jardins ouvriers et familiaux)
- Tableau 2 : Représentativité relative du réseau routier en Île de France par rapport à la situation nationale (d'après données disponibles sur <http://www.securiteroutiere.gouv.fr>)
- Tableau 3 : Variabilité des teneurs habituelles en ETM (mg/kg) dans les sols d'Île de France (programme Aspitet, 1993)
- Tableau 4 : Valeurs limites de concentration en ETM dans les sols agricoles français destinés à l'épandage des boues de STEP (selon arrêté du 8 janvier 1998)
- Tableau 5 : Seuils de sélection des ETM dans les sols pour le calcul de risque sanitaire (note Cire IDF, 2006)
- Tableau 6 : Principales sources d'ETM engendrées par les véhicules et les voies de circulation (SETRA, 2004)
- Tableau 7 : Principaux ratios utilisés pour la caractérisation des alcanes
- Tableau 8 : Limite de quantification AAS et Fluorescence X
- Tableau 9 : Liste des jardins investigués
- Tableau 10 : Statistiques sommaires des paramètres physico-chimiques
- Tableau 11 : Statistiques sommaires des teneurs en ETM et éléments majeurs relatifs aux analyses réalisées avec l'appareil à fluorescence X (résultats exprimés en mg/kg de matière brute)(n=3637)
- Tableau 12 : Coefficient de correction propre à chaque élément
- Tableau 13 : Variabilité des teneurs en ETM corrigées (mg/kg) dans les jardins familiaux proches routes (1) et « témoins » (2) d'Île de France
- Tableau 14 : Facteur d'enrichissement en Pb, Zn et Cu sur les jardins de Trappes et Melun
- Tableau 15: Matrice des corrélations
- Tableau 16 : Exemple de teneurs totales en HAP pour des sols superficiels d'Île de France (CETE Île de France, Trappes)
- Tableau 17 : Variabilité des teneurs en HAP totaux mesurées sur des jardins familiaux de l'Est de la France (n=16) et sur la campagne IDF (n=25)
- Tableau 18: Variabilité des teneurs en hydrocarbures aromatique polycyclique dans les échantillons de sols (en mg/kg de MS) (n=25)
- Tableau 19: P-value des ETM (test ANOVA)
- Tableau 20 : Statistiques descriptives des teneurs en éléments plomb, zinc et cuivre corrigé en fonction de la distance par rapport à la voie
- Tableau 21 : Répartition des jardins familiaux selon la typologie et le trafic
- Tableau 22 : Age des jardins familiaux d'Île de France
- Tableau 23 : Teneurs en ETM_c en fonction des 3 classes granulométriques

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 : Contamination métallique des sols à proximité des infrastructures de transport (1) routier (LCPC, 2010) et (2) ferré (Liu et al., 2009)
- Figure 2 : Répartition et nombre de jardins familiaux par département en 2003 (d'après le SIG-IAURIF, 2003)
- Figure 3 : Surface occupée par les jardins familiaux en fonction de la proximité à la route et rail (200m ou 50m)
- Figure 4 : Carte des UCS (Unité cartographique de sol) et répartition des types de texture en Île de France (d'après les données acquises par la base de données DONESOL, 2005)
- Figure 5 : Exemple d'application du double ratio pour des effluents urbains de la région Île de France (Gasperi, 2006)
- Figure 6 : Représentation des transects en théorie et en pratique
- Figure 7 : Étapes de prélèvement de sol sur site
- Figure 8 : Spectromètre portable de fluorescence X (XL3t) (a) utilisé au laboratoire avec son support (b) et la pastille d'échantillon (c)
- Figure 9 : Variation de l'erreur en plomb et zinc en fonction de la durée de la mesure
- Figure 10 : Graphe des variables (A) et des individus (B) du jardin de Stains (n=60)
- Figure 11 : Comparaison des teneurs en ETM mesurées par spectrométrie d'absorption atomique et des teneurs mesurées par fluorescence X
- Figure 12 : Relation [Pb/Zn], [Pb/Cu], [Zn/Cu] et MO/Zn
- Figure 13 : Double ratio des sols des jardins familiaux d'Île de France (n=25)
- Figure 14 : Répartition globale des HAP dans les jardins familiaux d'Île de France
- Figure 15 : Boîte de dispersion des teneurs en Plomb, zinc et cuivre en fonction de la distance à la voie
- Figure 16 : Boîte de dispersion des teneurs en Plomb, Zinc et Cuivre en fonction des classes de trafic
- Figure 17 : Graphe des variables
- Figure 18 : Boîte de dispersion de la teneur en plomb en fonction de la durée d'exploitation
- Figure 19 : Teneurs en ETM en fonction de la classe granulométrique
- Figure 20 : Carte d'interpolation des teneurs en plomb lié au transport routier principal (Autoroute à Garches) et secondaire (départementale à Nangis)
- Figure 21 : Carte d'interpolation des teneurs en plomb lié au transport routier primaire (Nationale à Créteil) et (Départementale à Dugny)
- Figure 22 : Fréquence des vents en fonction de leur provenance en % (Achères, Météo France)

Introduction générale

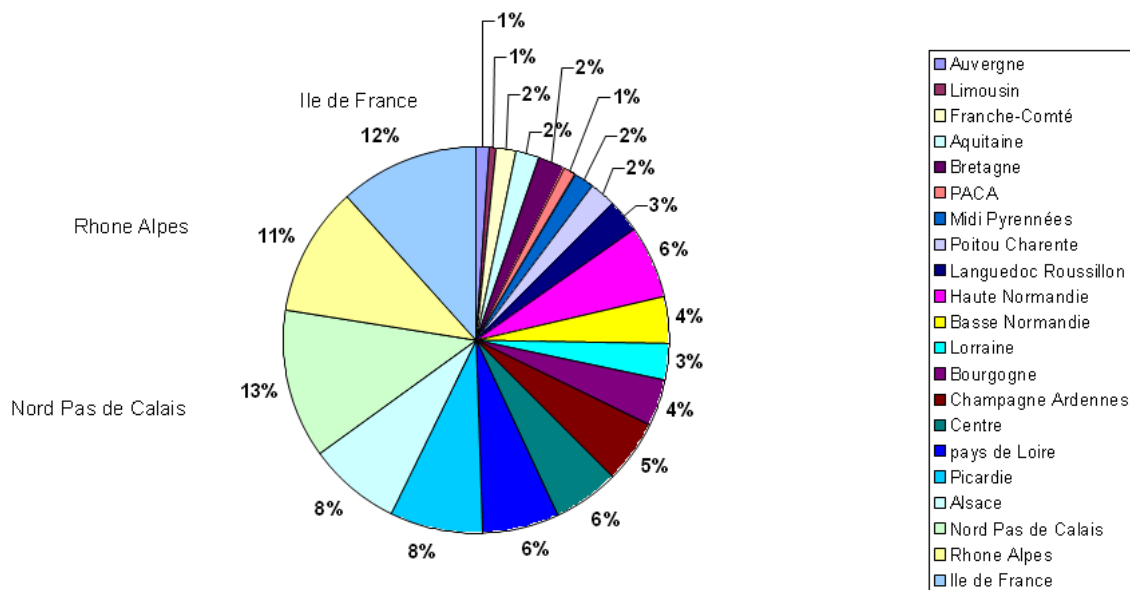
Depuis le début de la révolution industrielle au siècle dernier, la population des villes a considérablement augmenté au détriment des zones rurales. C'est dans ce cadre que fut créé en 1896 la première association française de jardins ouvriers (la Ligue Française du Coin de Terre et du Foyer LFCTF) dont le but était de fournir aux chefs de famille un terrain pour subvenir aux besoins alimentaires de leur foyer et luttant ainsi contre le paupérisme de la classe ouvrière. Aujourd'hui le rôle des jardins ouvriers, devenus en 1952 « jardins familiaux » a bien évolué.

D'une part ces îlots de verdure entretiennent des espaces péri-urbains souvent délaissés, mais aident aussi à la sociabilisation et à la valorisation des exploitants par une activité organisée dans le temps en permettant les contacts entre jardiniers (Hugot, 1990).

Selon le code rural: « Peuvent être dénommés "jardins familiaux", des terrains divisés en parcelles, lesquelles sont affectées à des particuliers y pratiquant le jardinage pour leurs propres besoins et ceux de leur famille, à l'exclusion de tout usage commercial. Tous les jardins répondant à ces critères, quelle que soit leur dénomination, sont assimilés à des jardins familiaux. L'affectation d'une parcelle résulte du contrat d'adhésion à l'association qui est chargée de gérer le groupe de jardins familiaux considéré et éventuellement d'y entreprendre des actions pédagogiques et de vulgarisation horticole. » (extrait de l'article L 561-1)

Gérés par des associations dont la plus importante est la FNJFC, et d'une surface moyenne de 200m² par parcelle, ces espaces représentent une superficie non négligeable en France.

En 1993, la Fédération Nationale des Jardins Familiaux dénombre 120 000 parcelles gérées par 800 associations rattachées à la fédération, implantés majoritairement dans les régions industrielles du Nord de la France, Rhône Alpes et l'Île de France.



Région	Surface en m ²	%
Nord Pas de Calais	2 575 386	12,6%
Ile de France	2 401 238	11,8%
Rhône Alpes	2 169 155	10,6%

Tableau 1: Répartition des surfaces occupées par les jardins familiaux en 1993 (d'après l'inventaire national des jardins ouvriers et familiaux)

Actuellement ces jardins connaissent un grand attrait au niveau national. En effet, 3 à 4 ans en moyenne sont nécessaires pour l'attribution d'une parcelle et de nombreux projets d'extension ou de création de nouveaux jardins sont actuellement en cours.

Les sols de ces jardins, sont appelés anthroposols hortiques (Rossignol *et al.*, 2008) et peuvent être considérés comme des sols agricoles spécifiques ayant subi une fertilisation ancienne et/ou intense. En général, ils présentent un horizon de surface de 20 à 40 cm d'épaisseur, de couleur sombre. Leur teneur en matières organiques est en moyenne de plus de 4 % en comparaison de celle des sols agricoles cultivés qui varie entre 1 et 3 %. Ils présentent, dans 70 % des cas, de très fortes teneurs en éléments nutritifs (N, P, K) en comparaison des sols agricoles, conséquence d'apports d'éléments nutritifs en général peu justifiés. (Morel et Schwartz, 1999)

En moyenne, les apports totaux en engrais azotés-phosphatés et potassiques sont respectivement 3 et 5 fois supérieurs aux besoins des plantes potagères (Girardin, 1994) et les

teneurs en métaux totaux sont en moyenne 2 fois supérieures à celles mesurées dans les sols agricoles (Crößmann et Wüstemann, 1992 ; Schwartz, 1993 ; Kahle, 2000).

En milieu urbain et péri-urbain, les jardins familiaux se situent principalement dans des zones non constructibles, à faibles valeurs foncière et agronomique, sur des sols remaniés qui ont fait l'objet d'apports de matériaux exogènes pouvant être pollués. On les retrouve ainsi fréquemment le long des autoroutes et des voies SNCF, donc à proximité de la source de pollution routière et/ou ferroviaire (Alloway, 1995).

Si l'intérêt que suscite la qualité des sols urbains est de plus en plus présent dans les préoccupations régionales et nationales comme en atteste, l'appel d'offre **SOJA**, lancé par l'ADEME sur la caractérisation des **SOI**s, des usages et des productions potagères dans les **JAr**dins français (2009-2010), très peu d'études ont été menées, en France (Morel et Schwartz, 1999 ; Massounie, 2002) et à l'étranger, sur la possible relation entre qualité des sols des jardins familiaux et proximité des infrastructures de transport (route, rail).

Les recherches menées en France (Legret, 2000) et à l'étranger (Suisse, Angleterre,...) ont permis, depuis les années 90, de caractériser la nature (éléments traces métalliques, hydrocarbures, ...) et l'origine de la pollution « routière » (combustion, abrasion de l'enrobé, usures des pneus, des freins, de la carrosserie, ...), et de préciser sa dispersion autour de la voirie. Aussi, une récente étude en Suisse de Papritz et Reichard (2009) a développé une approche prédictive des contaminations basées sur des attributs caractérisant l'histoire et la gestion des parcelles (âge, proximité d'une source polluante, évolution de l'occupation des sols. Toutes ces études s'accordent à dire que les concentrations en polluant sont plus importantes au niveau du terre plein central puis qu'elles diminuent de façon exponentielle avec l'éloignement à la route (**Figure 1**).

Ces distances d'impact varient en fonction de la densité du trafic, du régime des vents dominants, de la topographie et de la présence d'écrans (murs, arbres,...).

En ce qui concerne les sols ces distances d'impact vont de 5 à 80 m (Petit et al., 2009) et sont concentrées dans les 20 premiers centimètres du sol.

En matière de transport ferroviaire, les études ont mis en évidence de telles distances d'impact (Davila et al., 2006 ; Bukowiecki, et al., 2007, Liu et al., 2009) pour différents polluants issus de l'abrasion des rails (Fe, Mn, Cr) et des caténaires (Cu). Peu d'études ont été consacrées en France à cette source de dispersion de la pollution.

La question de pollution de proximité est donc tout à fait légitime, et peut inciter les collectivités et les associations gérant ces parcelles à interroger les services de l'état afin de savoir où implanter de nouveaux jardins familiaux et quelle est la situation pour les anciens.

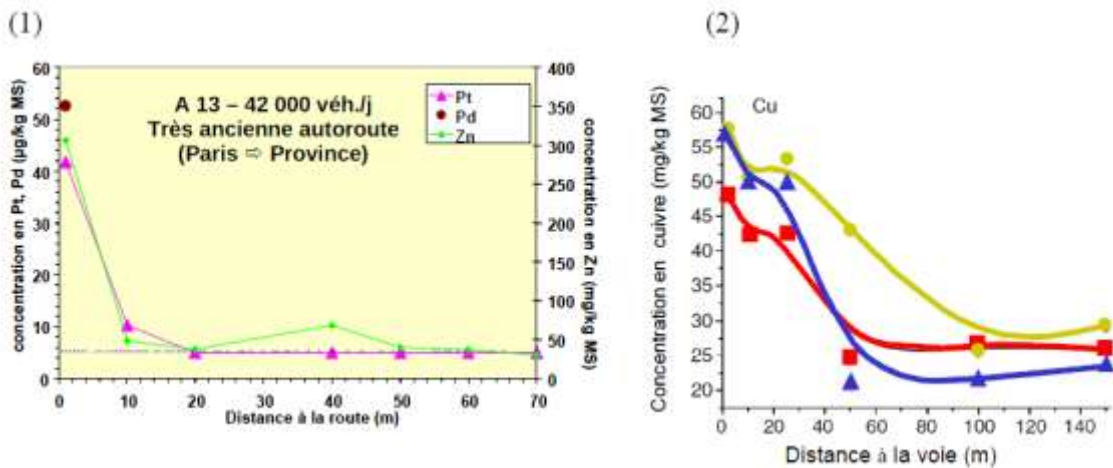


Figure 1 : Contamination métallique des sols à proximité des infrastructures de transport (1) routier (LCPC, 2010) et (2) ferré (Liu et al., 2009)

L'objectif de la présente étude est de déterminer l'impact des transports routiers et ferrés ainsi que les paramètres influençant la qualité des sols dans les jardins familiaux d'Île de France en excluant la ville de Paris.

Pour ce faire, 29 jardins familiaux ont été échantillonnés afin de constituer un jeu de données suffisant (teneurs en ETM, HAP, hydrocarbures totaux, matière organique, pH, texture,...) dans le but d'examiner s'il existe une relation entre la qualité des sols et la proximité des jardins par rapport à des infrastructures. Ces données permettront également de préciser les facteurs favorisant ou limitant la dispersion de la pollution : remblai/déblai, rideau d'arbre, murs anti-bruit, tête de tunnel ainsi que d'établir des préconisations de gestion des sols situés en bordure d'infrastructures afin de limiter un risque éventuel.

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet JAFARR (Qualité des JARDINS FAMILIAUX proches des infrastructures de transport (Rail, Route) en Île de France)

I. Contexte géographique

I.1 Les jardins familiaux en Île de France

Nous nous sommes intéressés à la région Île de France en excluant la ville de Paris.

La région Île de France est une zone symbolique vis à vis de l'histoire des jardins familiaux en France (création en 1904 de la Société des jardins ouvriers de Paris et Banlieue) et également en terme de surface.

D'après l'inventaire réalisé en 1993 par la Fédération Nationale des Jardins Familiaux pour le compte de la Mission Paysage du Ministère de l'Environnement, l'Île de France concentrait 12% des surfaces nationales occupées par des jardins familiaux, soit environ 245 hectares.

En raison de la forte densité du réseau routier en Île de France (669 km d'autoroute, 1 024 km de routes nationales et 7 125 km de départementales), du trafic qu'il draine (**Tableau 2**), de la densité de population (1^{er} rang national) et de la superficie de la région (21^{ème} rang sur 23 régions métropolitaines), l'Île de France est une région pour laquelle la probabilité de proximité entre un jardin familial et une infrastructure de transport (route, rail) est la plus forte.

Données / km ²	Île de France			France entière		
	Linéaire (m)	Parcours (1)	Densité	Linéaire (m)	Parcours (1)	Densité
Population			972			116
Autoroutes	58	1,9		21	0,3	
RN	97	0,9		46	0,2	
RD	680	0,9		707	0,4	

(1) en millions de véhicules x kilomètres par an.

Tableau 2 : Représentativité relative du réseau routier en Île de France par rapport à la situation nationale (d'après données disponibles sur <http://www.securiteroutiere.gouv.fr>)

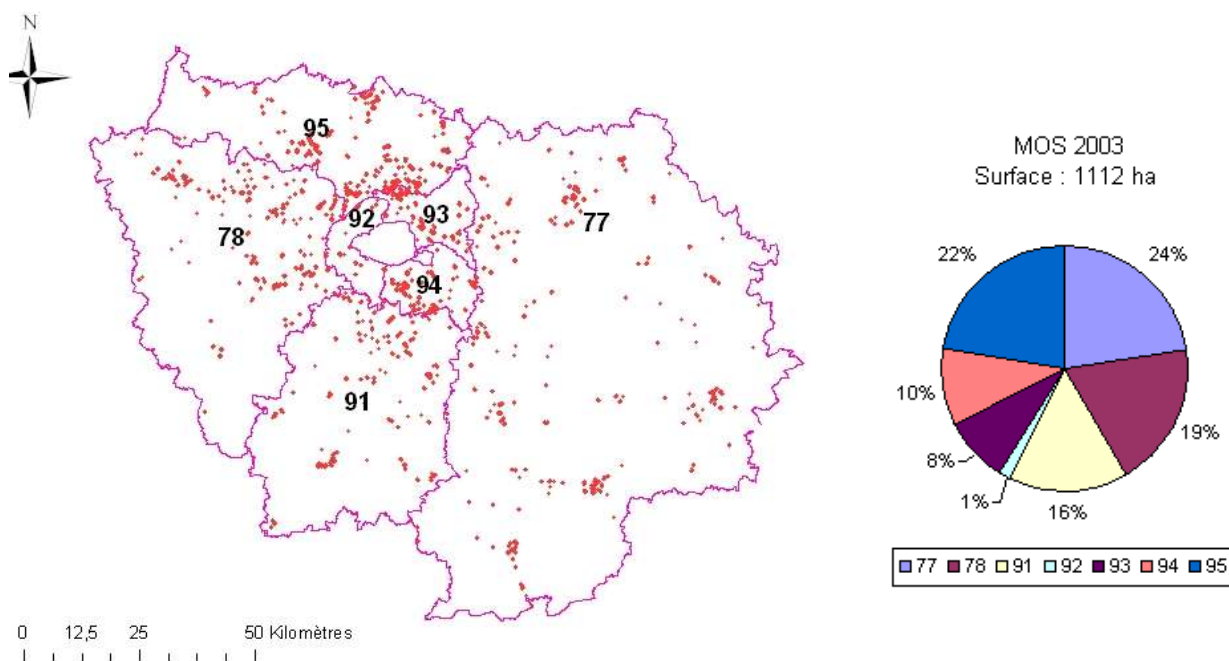


Figure 2 : Répartition et nombre de jardins familiaux par département en 2003 (d'après le SIG-IAURIF, 2003)

Afin de préciser plus finement la proximité entre jardins familiaux et infrastructure, un croisement du MOS et des bases routières et ferroviaires a été réalisé.

Cette première exploitation indique que 51 % et 24% des jardins familiaux sont situés dans une bande de 200 m autour des infrastructures routières (autoroutes, nationales, départementales soit une surface de 570 ha) ou ferroviaire, respectivement. Ces chiffres sont de 10 % et 8% si on s'intéresse à une bande de 50 m autour d'une infrastructure routière et ferroviaire, respectivement. Il existe donc réellement une question sur les effets potentiels de cette proximité.

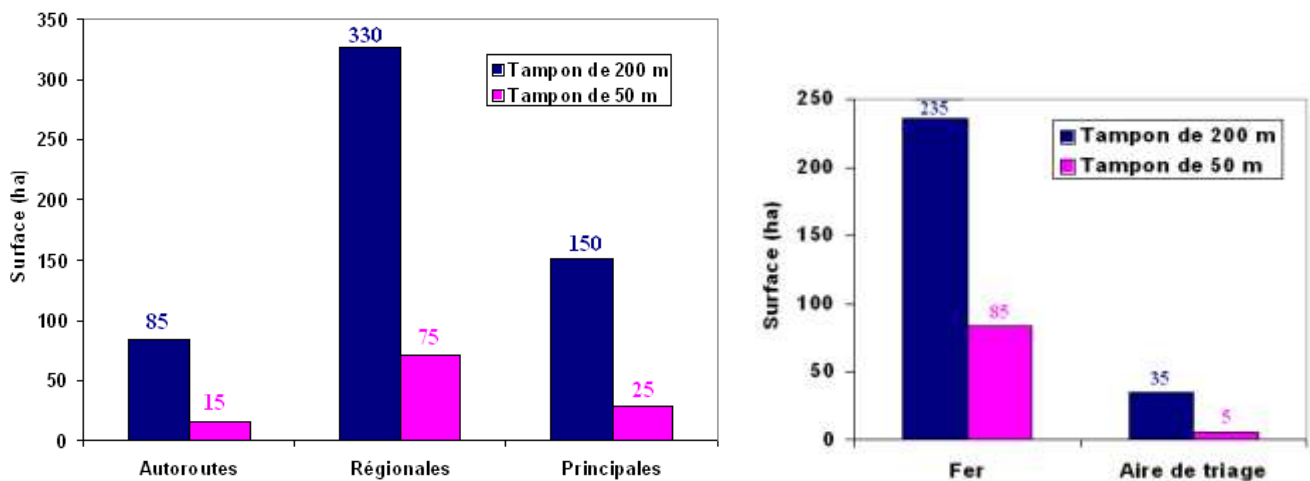


Figure 3 : Surface occupée par les jardins familiaux en fonction de la proximité à la route et rail (200m ou 50m)

I.2 Le cadre géologique et pédologique

L'Île de France située au centre du bassin parisien, réunit des faciès géologiques variés et contrastés (sables quartzeux, calcaires, marnes, gypse, craie). Sur les plateaux et sur de vastes superficies (Brie, Beauce, Hurepoix, Vexin, Plaine de France) se sont déposés deux types de limons éoliens d'âge quaternaire : des « limons loessiques » assez récents (encore faiblement calcaire en profondeur) et des « limons anciens ». En fonction de l'âge du dépôt, les sols issus de ces deux matériaux parentaux montrent des degrés d'évolution divers dans le cadre général du lessivage des particules argileuses et du fer associé (Néoluvisols, Luvisols Typiques non ou faiblement rédoxiques, Luvisols Dégradés).

La géologie francilienne est donc très diversifiée mais les matériaux géologiques et les sols qui en sont issus présentent tous des teneurs en ETM basses ou très basses par rapport aux valeurs mesurées à l'échelle nationale. En Île-de-France, il n'existe pas de roches fortement minéralisées qui puissent donner naissance à de fortes anomalies naturelles. Les "argiles à

silex", paléosols riches en fer, constituent probablement la seule exception à ces faibles teneurs en ETM. (Baize, 1993)

La distribution des sols dans la région IDF est dominée par la grande couverture limoneuse d'origine éolienne déposée au quaternaire. En l'absence de cette couverture on observe divers sols développés dans des couches géologiques plus ou moins dures (calcaires, marnes ou craie) qui alternent avec des couches plus meubles (argileuse ou sableuse).

En IDF, les zones urbanisées occupent 20% du territoire en superficie, les zones boisées et agricoles en représentent 76%.

Dans les départements de la petite couronne (Hauts-de-Seine, Seine-Saint-Denis et Val-de-Marne) qui est la partie la plus urbanisée (70% à 100%), les sols y sont donc majoritairement artificialisés, souvent remaniés et constitués de matériaux exogènes. Leur caractérisation reste donc difficile et ne serait pas représentative du fond géochimique naturel.

A contrario les départements de la grande couronne (Yvelines, Val-d'Oise et Seine-et-Marne) présentent de plus faibles taux d'urbanisation avec des sols agricoles et naturels.

La base de données DONESOL établie grâce aux données pédologiques du programme I.G.C.S (Inventaire, Gestion et Conservation des Sols) a permis de réaliser une carte des sols d'Île de France. 598 horizons de surface ont été analysés afin d'en déterminer la texture.

De cette caractérisation, il en ressort que la moitié des sols en Île de France sont limoneux.

(Figure 4)

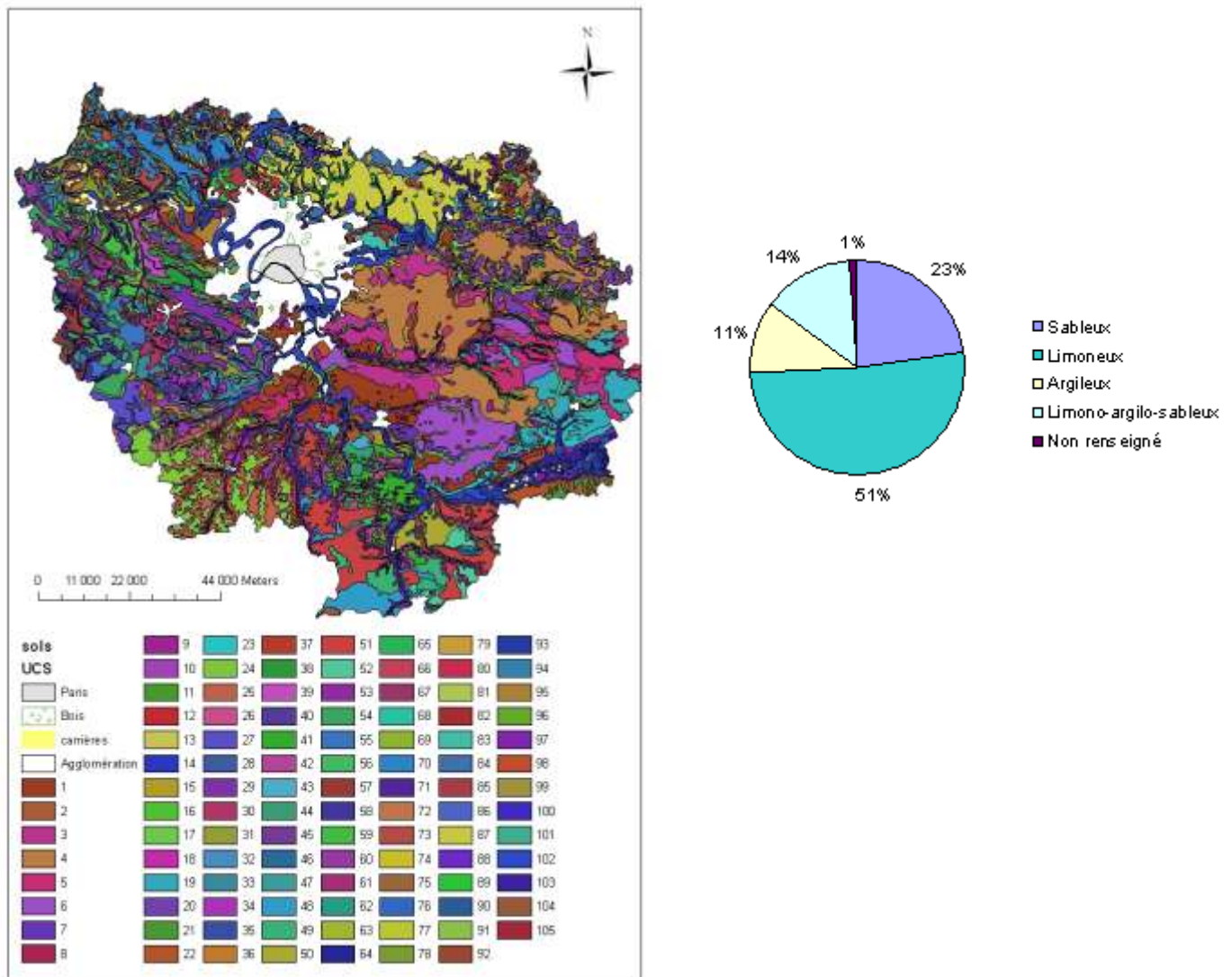


Figure 4 : Carte des UCS (Unité cartographique de sol) et répartition des types de texture en Île de France (d'après les données acquises par la base de données DONESOL, 2005)

I.3 Contexte géochimique

I.3.1 Le référentiel régional pour les sols agricoles d'Île de France

Les recherches menées dans le cadre du programme Aspitet depuis 1993 ont permis d'identifier et de quantifier les éléments traces relatifs aux « sols » franciliens. Plus de 1000 horizons ont été référencés sur les 4 départements de la grande couronne francilienne (Seine-et-Marne 77, Yvelines 78, Essonne 91 et Val-d'Oise 95) et provenant exclusivement **d'horizons de surface de sols agricoles**, susceptibles de recevoir des épandages de boues d'épuration et quelques horizons de surface humifères de sols forestiers.

Les résultats obtenus (qui intègrent à la fois le fond pédogéochimique naturel et les contaminations anthropiques diffuses – notamment les retombées atmosphériques et les épandages agricoles d'amendements et de fertilisants) correspondent au minimum qui puisse être mesuré en zones urbaines ou péri-urbaines dans un horizon de surface, et servent de « valeur de référence » pour la région Île de France. Les teneurs en Pb, Zn et Cu présente dans le (**Tableau 3**) ont été obtenues à partir d'une mise en solution dans l'eau régale des sols avant le dosage.

En mg/kg	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Cd
Nombre de valeur	2986	2976	2965	2984	2985	2962
1 ^{er} décile	13.9	32.3	7.2	10.6	21.4	0.17
1 ^{er} quartile	16.2	40.3	9.3	14.9	28.1	0.20
Médiane	19.3	49.3	12	19.7	36.7	0.24
3 ^{ème} quartile	24	59	15.5	25.4	47.8	0.3
9 ^{ème} décile	32.6	70.1	21	32.2	62.5	0.41
95 ^{ème} percentile	42.1	80.3	26.7	37.2	73.3	0.17
(1) 99 ^{ème} percentile	68.2	110.8	42.9	45.7	95.7	1.19
Max	742.3	274.4	85.2	85.2	182.4	1.96
DIQ ⁽¹⁾	7.8	18.6	6.2	10.5	19.7	0.10
Vibrisse supérieure	35.8	86.9	24.7	41	77.3	0.45
Écart type	19.80	17.76	7.39	8.76	17.52	0.18

Distance Interquartile : fourchette de teneurs comprise entre le 1^{er} quartile et le 3^{ème} quartile et regroupe 50% des valeurs mesurées

Tableau 3 : Variabilité des teneurs habituelles en ETM (mg/kg) dans les sols d'Île de France (programme Aspitet, 1993)

La "fourchette" de teneurs comprises entre le 1^{er} décile et le 9^{ème} décile est définie comme « la gamme des valeurs fréquentes (GVF) » et regroupe 80% des valeurs mesurées. Elle correspond sensiblement aux "teneurs agricoles habituelles" (TAH) des sols franciliens. Ces TAH sont les gammes de concentrations observées le plus fréquemment dans les horizons de surface des sols agricoles soumis à des pratiques agricoles "usuelles", en l'absence de pollutions ou contaminations majeures (industrielles ou minières). Ces valeurs de TAH ont été collectées à l'échelon national par l'Ademe et l'INRA en 1998. (Aspitet, 2002 et collecte nationale INRA/ADEME, 1998)

I.3.2 Législation et Norme en vigueur concernant les ETM dans les sols français

En France, l'arrêté du 8 janvier 1998 fixe des valeurs limite de concentration en ETM dans les sols à vocation agricole (Norme AFNOR NF U 44-041). Ce dernier fixe les prescriptions techniques, applicables aux épandages de boues de station d'épuration (STEP) sur les sols agricoles. En ce qui concerne les ETM, il est demandé de déterminer leur teneur avant épandage, puis tous les 10 ans. Les valeurs limites au delà desquelles l'épandage n'est pas autorisé sont présentées dans le **Tableau 4**.

Les valeurs limites sont exprimées en mg/kg de matière sèche, à partir d'une mise en solution dans l'acide fluorhydrique (HF). On parle ici de « teneurs totales ».

Cet arrêté est le seul texte de référence français sur lequel s'appuyer pour vérifier s'il existe ou non un dépassement des valeurs limites de concentration de métaux lourds dans les sols.

Métaux traces	Pb	Zn	Cu
Valeurs limites (mg/kg MS)	100	300	100

Tableau 4 : Valeurs limites de concentration en ETM dans les sols agricoles français destinés à l'épandage des boues de STEP (selon arrêté du 8 janvier 1998)

Plusieurs critiques peuvent être faites à la norme AFNOR. D'abord, certains éléments traces ne sont pas pris en compte par la norme et ne sont donc soumis à aucune limitation, par exemple l'arsenic, pourtant très toxique. De plus les valeurs limites ne tiennent pas compte des contextes géologiques, pédologiques et climatologiques locaux et sont souvent considérées comme des valeurs « normales » dans les sols. Ainsi des valeurs de 85mg/kg de plomb sont jugées comme inférieures aux valeurs de la norme et ne posent donc aucun problème. Or, 85mg/kg de plomb, sont dans la plupart des types de sols, un indice de contamination non négligeable. Tout dépend du fond pédo-géochimique naturel initial.

Enfin la norme ne propose pas de seuil pour distinguer un sol contaminé et un sol qui ne le serait pas, elle fixe seulement des valeurs au-delà desquelles il est jugé non souhaitable d'épandre des boues de STEP.(Baize, 1997)

I.3.3 Les « seuils de sélection » pour le calcul de risques sanitaires

Si les teneurs totales en ETM permettent d'évaluer le degré de contamination des sols, elles ne renseignent pas sur les dangers environnementaux et sanitaires.

En 2005, après discussion avec la Drire Île de France, l'Inéris et la direction générale de la santé ont proposé aux Ddass franciliennes des « seuils de sélection » au-delà desquels la

concentration en éléments traces métalliques dans le sol nécessite de sélectionner la substance pour le calcul des risques. Ces seuils ont été établis pour la région Île de France et ne sont pas des valeurs réglementaires.

Les seuils retenus comme « seuil de sélection » pour chaque élément trace sont le 95^{ème} percentile des concentrations mesurées lors du programme Aspitet. C'est à dire, tel que 5% des sols qui ont été étudiés, ont des teneurs supérieures ou égales. Ce choix arbitraire de retenir le 95^{ème} percentile permet de repérer les valeurs de contaminations en éléments traces métalliques les plus importantes par rapport aux terres agricoles de la région.

métaux	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr	Cd
Seuil de sélection (mg/kg)	42.1	80.3	26.7	37.2	73.3	0.17

Tableau 5 : Seuils de sélection des ETM dans les sols pour le calcul de risque sanitaire (note Cire IDF, 2006)

II. Matériel et méthode

II.1 Choix des jardins et des sites « témoins »

→ Choix des jardins

L'utilisation du MOS (modèle d'occupation du sol) établie par l'IAU d'Île de France associé aux données du réseau routier et ferré, nous a permis de lister les jardins qui rendent compte uniquement de la pollution par les infrastructures de transport rail et route.

Cette liste se compose d'un ensemble de jardins répartis sur toute la région Île de France en excluant la ville de Paris. (liste en annexe)

Après un premier travail de contact avec :

- Les collectivités : mairies, communauté d'agglomération, associations gestionnaires de jardins familiaux, ...
- La FNJFC : Fédération Nationale des Jardins Familiaux et Collectifs
- Jardinot : Association nationale de jardins familiaux du personnel SNCF
- La SNHF : Société Nationale d'Horticulture de France

Le nombre de jardins à investiguer s'est réduit considérablement à cause du manque de précision de la base SIG concernant l'existence de certains jardins familiaux et en particulier sur le système de gestion.

En effet, sur la totalité des jardins de cette liste, 1/3 des jardins appartiennent à des propriétaires privés et 1/3 n'existent pas et sont en réalité des terrains en friche. Ce manque de

précision de la base, établie à partir de photos aériennes, est en partie due au fait qu'elle ne bénéficie pas d'une vérification systématique de la justesse et de l'exhaustivité de l'information.

→ **Choix des sites « témoins »**

Compte tenu de la rareté voire de l'absence des données de concentrations métalliques dans les jardins familiaux d'Île de France, des échantillons, ont été prélevés sur 5 sites en Île de France (Sevran, Rambouillet, Villeneuve Saint Georges, Brétigny sur orge et Groslay). Le choix de ces échantillons, qui sert de bruit de fond à l'étude, a été fixé en fonction de la localisation géographique (éloigné de toute influence anthropique : rail et route).

II.2 Choix des polluants pour tracer la pollution d'origine routière

Les substances recherchées sont les éléments traces métalliques (ETM), les hydrocarbures totaux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Toutes ces substances polluantes sont des molécules potentiellement émises par le biais des voies de transport terrestre.

→ Les sources d'émission des ETM

Les sources d'émissions d'Éléments Traces Métalliques (ETM), sont multiples : l'industrie (usines d'incinération, production de briques, combustion du charbon et du pétrole), le chauffage, les transports mais également les pratiques agricoles (les engrais, les amendements, les pesticides), les boues et les composts urbains et l'altération de la roche mère.

La circulation automobile et les infrastructures routières constituent des sources d'ETM, représentant l'essentiel de la source d'ETM en zone urbaine.

Provenance	Éléments traces métalliques
Carburant : anti-détonnant	Plomb - alkyles de plomb (interdit depuis 1998)
Lubrifiant : additifs	Molybdène, Zinc, Cadmium, Baryum, Cobalt
Pneumatiques : stabilisant des caoutchoucs	Cadmium, Zinc
Catalyseur	Platine, Palladium, Chrome, Nickel
Équipement de protection : glissière, clôture, usure de la chaussée	Zinc, Cadmium, Manganèse, Chrome
Pièces d'usure des véhicules : freins	Zinc, Cadmium, Cuivre, Chrome, Manganèse

Tableau 6 : Principales sources d'ETM engendrées par les véhicules et les voies de circulation (SETRA, 2004)

Pour des raisons de coût, nous nous sommes particulièrement focalisés sur la recherche des éléments Pb, Zn, Cu. Les autres éléments étant très peu représentés dans les sols.

→ Les sources d'émission des HAP

La formation des HAP dans l'environnement peut être d'origine naturelle (feux de forêt, éruptions volcaniques, érosion des roches, charbon et pétrole) ou anthropique.

Deux sources anthropiques sont généralement distinguées :

- Les sources pétrolières, dont l'origine est l'émission de produits tels que les carburants, les huiles lubrifiantes et dans une moindre mesure l'usure du revêtement ou les débris de pneumatiques.

- Les sources pyrolytiques, comme l'incinération, l'industrie, le chauffage urbain (combustion du bois, du charbon, du fioul) et le fonctionnement des véhicules à moteur.

La circulation automobile constitue l'une des principales sources de HAP puisqu'elle combine l'apport pétrolier et pyrolytique (Rocher, 2003).

Les émissions de HAP dépendent de nombreux facteurs dont la température du moteur; le carburant (composition, indice octane pour l'essence, indice cétane pour les diesels) et la vitesse.

Des outils de discrimination sont utilisés dans la littérature pour tenter de cibler précisément la source, pétrolière ou pyrolytique, voir de distinguer l'origine de la contamination.

Ainsi pour améliorer l'interprétation, plusieurs combinaisons entre indices ont été élaborées.

L'une des combinaisons la plus utilisée est le double ratio Fluoranthène/Pyrène = f(Phénanthrène/Anthracène)

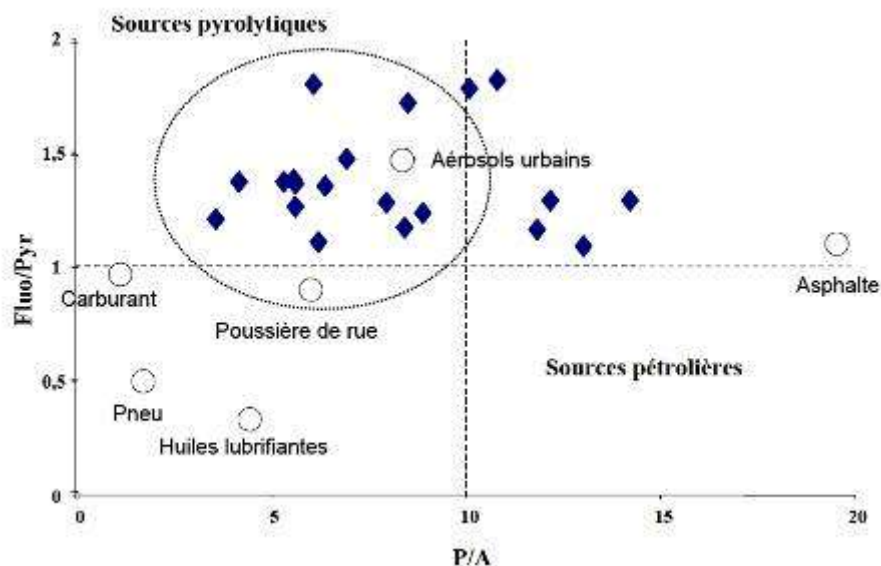


Figure 5 : Exemple d'application du double ratio pour des effluents urbains de la région Île de France (Gasperi, 2006)

Selon plusieurs auteurs (E. Leo garandiazia, N. Bocquet, M. Marlière, G. Lacroix) certains HAP prédominants peuvent également être utilisés comme des traceurs de sources spécifiques. C'est le cas pour le fluoranthène, le pyrène et le benzo[a]anthracène qui sont plus particulièrement considérés comme des indicateurs du trafic automobile.

Les émissions des véhicules essence sont caractérisées par la dominance de benzo(ghi)pérylène, benzo(a)pyrène et indéno(1,2,3-cd)pyrène alors que celles des véhicules diesel sont représentées par les émissions du phénanthrène, du fluoranthène et du pyrène, également dominant dans d'autres sources pyrolytiques.

→ Les sources d'émission des hydrocarbures totaux C10-C40

Comme pour les HAP, trois types de sources sont généralement distingués : les sources biologiques, pétrolières et pyrolytiques.

Les hydrocarbures d'origine végétale sont majoritairement lourds (le nombre d'atomes de carbone de la chaîne carbonée est supérieur à 20) à prédominance impaire (C27-C29-C31).

Les spectres aliphatiques des sources anthropiques sont plus variables mais, en général, ils sont majoritairement constitués d'alcane compris entre C10 et C23.

Certaines sources (gaz d'échappement, pneumatiques) présentent des composés jusqu'à C27, voir C33 ou C34. Globalement, l'alcane majoritaire des sources anthropiques se situe entre C19 et C21 (Boulabassi et Saliot, 1993 ; Aboul-Kassim et Simoneit, 1995 ; Colombo *et al.*, 1989).

Beaucoup d'indices qui découlent de ces caractéristiques peuvent être calculés afin de cibler précisément l'origine de la source biologique ou pétrolière (**Tableau 7**).

Ratios aliphatiques	Origine		Références
	Biologique	Pétrolière	
LMW/HMW	< 1	> 1	Aboul-Kassim et Simoneit (1995)
HAM	C27-C29-C31	C17-C18-C19	Colombo <i>et al.</i> (1989)
CPI	≥ 4-5	≈ 1	Boulabassi et Saliot (1993)
n-alcane/n-C16	Elevé (≈ 50)	Faible (≈ 15)	Colombo <i>et al.</i> (1989)
n-C17/n-C29	Faible	Elevé	Colombo <i>et al.</i> (1989)

Tableau 7 : Principaux ratios utilisés pour la caractérisation des alcanes

- Le ratio LMW/HMW, c'est-à-dire le rapport entre les alcanes légers (Light Molecular Weight) et les alcanes lourds (High Molecular Weight) s'inspire du fait que les sources biologiques sont majoritairement constituées d'alcane lourds et les sources anthropiques d'alcane légers.

Quelle que soit la coupure effectuée entre les composés légers et lourds, la valeur du ratio sera élevée pour les sources anthropiques et faibles pour les sources biologiques.

- La prédominance paire ou impaire se caractérise par le CPI (Carbon Preference Index). Cet indice correspond au rapport des alcanes impairs sur les alcanes pairs. En général, il s'applique sur l'intervalle C12 - C35 mais varie selon les auteurs. Par exemple, Aboul-Kassim et Simoneit (1995) utilisent les alcanes de C13 à C38, Bouloubassi et Saliot (1993), de C25 à C35 seulement, d'autres l'appliquent sur tout le spectre (Colombo *et al.*, 1989).

Le CPI est un indicateur aliphatique très utilisé. Un CPI élevé (> 2,5) est caractéristique des sources biologiques (Bomboi et Hernandez, 1991 ; Wang *et al.*, 1997).

- Les rapports *n*-alcanes / *n*-C16 et *n*-C17/*n*-C29 sont, eux aussi, fondés sur la prédominance des *n*-alcanes impairs. Pour des échantillons biologiques, le rapport *n*-alcanes / *n*-C16 sera élevé (≈ 50), tandis que l'indice *n*-C17/*n*-C29 sera relativement faible (Colombo *et al.*, 1989).

Les facteurs influençant la dispersion des polluants sont la topographie mais surtout les conditions météorologiques (orientation et vitesse du vent, température, précipitations, nébulosité). Enfin, la dispersion est fonction des caractéristiques physico-chimiques des polluants eux-mêmes (i.e. gaz ou particules, densité, poids, volatilité...)

II.3 Enquête auprès des jardiniers

Un questionnaire a été soumis à la fois aux gestionnaires des jardins familiaux ainsi qu'aux jardiniers afin d'obtenir des renseignements, qui permettront une meilleure interprétation des résultats.

Ce questionnaire comprend les 4 items suivants :

- Le jardinier : âge, profession, temps passé dans le jardin
- Le jardin : taille de la parcelle, type de matériaux des cabanons et récupérateur d'eau de pluie (plastique ou tôle), surface cultivée, présence de barbecue, existe t'il une charte
- L'entretien du jardin : type d'eau utilisée pour l'arrosage (eau de pluie, eau de ville), utilisation d'engrais, pesticides, type d'amendement
- Les cultures : types de plantes cultivées, mode de consommation (frais, en conserve, surgelé), état de santé des plantes

Un exemple de questionnaire est joint en annexe II.

II.4 Plan d'échantillonnage (méthode des transects)

Afin d'étudier l'influence des infrastructures sur la qualité des sols, nous avons choisi de réaliser nos prélèvements sur un même site en nous éloignant de la route.

Dans chaque jardin investigué sont implantés un ou plusieurs transects de manière à caractériser le site.

Au vu de l'hétérogénéité des sites, il n'est pas possible de proposer un nombre minimal d'échantillons à prélever par unité de surface, ce nombre varie en fonction des spécificités de chaque site. Néanmoins, en moyenne une trentaine d'échantillons par jardin ont été récoltés.



Figure 6 : Représentation des transects en théorie et en pratique

Les prélèvements sont effectués le long des transects perpendiculairement à l'axe de la route.

Les transects sont disposés de manière à toujours prélever dans des parcelles cultivées.

II.5 Prélèvements de sol

Les prélèvements de sol sont effectués sur une profondeur de 20 centimètres à l'aide d'une tarière de diamètre 50mm.

Au niveau de chaque point, les échantillons de sol sont obtenus après mélange dans un bac en plastique à l'aide d'une pelle à main et tamisage à 4mm des prélèvements élémentaires. L'échantillon global est constitué de quatre prélèvements élémentaires repartis aux 4 coins d'un carré de 1 mètre de côté géo-référencé par un GPS différentiel en son centre. (*Figure 7*)

L'échantillon global est conditionné dans des bocaux en verre inerte vis-à-vis du sol, résistant à l'humidité et étanche à l'eau et à la poussière. Les échantillons sont conservés au réfrigérateur à 4°C une fois arrivés au laboratoire.

A l'issue d'un prélèvement sur une zone, le matériel (tarière, tamis, bac en plastique et pelle à main) est rincé à l'eau afin d'éviter toute contamination par le prélèvement précédent.

La méthodologie employée se réfère à des procédures normalisées dans un but de traçabilité et d'harmonisation et ce à toutes les étapes. Dans le cas des prélèvements de sol, nous nous sommes rapportés à la norme ISO 10381-2 : 2002.



a) Carottage à la tarière



b) Relevé GPS



c) Mélange des échantillons élémentaires



d) Tamisage



e) Mise en bocaux



f) 5 points élémentaires

Figure 7 : Étapes de prélèvement de sol sur site

II.6 Préparation des échantillons et analyses au laboratoire

Le programme de mesure porte sur l'analyse de métaux, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et d'hydrocarbures totaux dans les sols prélevés dans la zone d'étude.

Pour les métaux, les mesures portent sur une série de 9 éléments : arsenic (As), cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), nickel (Ni), plomb (Pb), zinc (Zn), calcium (Ca), et potassium (K).

Pour compléter, le pH et la teneur en matière organique sont déterminés. Ces analyses complémentaires permettent d'évaluer la mobilité des éléments métalliques dans les sols.

NF ISO 10390 (novembre 1994)

II.6.1 Analyse des métaux

Deux types d'analyses ont été réalisés au laboratoire afin de calculer la teneur en ETM dans les échantillons de sol. D'une part tous les échantillons récoltés sur le terrain ont été analysés à l'aide d'un spectromètre portable de fluorescence X (XL3t, Niton)

Puis dans un second temps, 5 échantillons par jardin ont été sélectionnés pour les analyser par des méthodes conventionnelles.

II.6.1.1 Analyse par fluorescence X

Cet outil de mesure présente l'avantage de fournir instantanément les teneurs en ETM du sol, d'être peu coûteux comparé aux méthodes classiques de laboratoire, mais surtout de réaliser un grand nombre de mesures et ainsi améliorer la représentativité spatiale de l'état de contamination des sols.

→ Principe

Cet appareil est équipé d'une source composée d'un tube rayon X qui permet l'analyse d'une quarantaine d'éléments allant du magnésium à l'uranium. Le temps total d'analyse varie de plusieurs dizaines de secondes à plusieurs minutes.

La zone analysée correspond au diamètre de la fenêtre de mesure (8 mm) et se compose de **l'échantillon brut** de sol.

Du fait de la taille restreinte de la fenêtre, et du faible pouvoir de pénétration des rayons X (quelques millimètres), seules les premières couches des particules sont en générales analysées. Il est donc primordial que l'ensemble de ces couches soit aussi homogène et représentatif que possible.

Les résultats des analyses sont donnés en ppm. Les échantillons bruts ont été analysés après avoir été pastillés.

Afin de limiter les risques liés aux rayonnements ionisants, un support (recouvert de panneaux en plomb) à été utilisé au laboratoire. Il est présenté ci-après (**Figure 8**), le fluoX étant installé en dessous du support. La configuration de l'appareil et son pilotage sont déportés sur un ordinateur relié grâce à un câble.

Pour chaque échantillon, deux pastilles ont été fabriquées et deux mesures par pastille en deux points différents ont été faites. Ainsi, il a été possible de calculer la moyenne spatiale et l'écart-type de chaque échantillon.

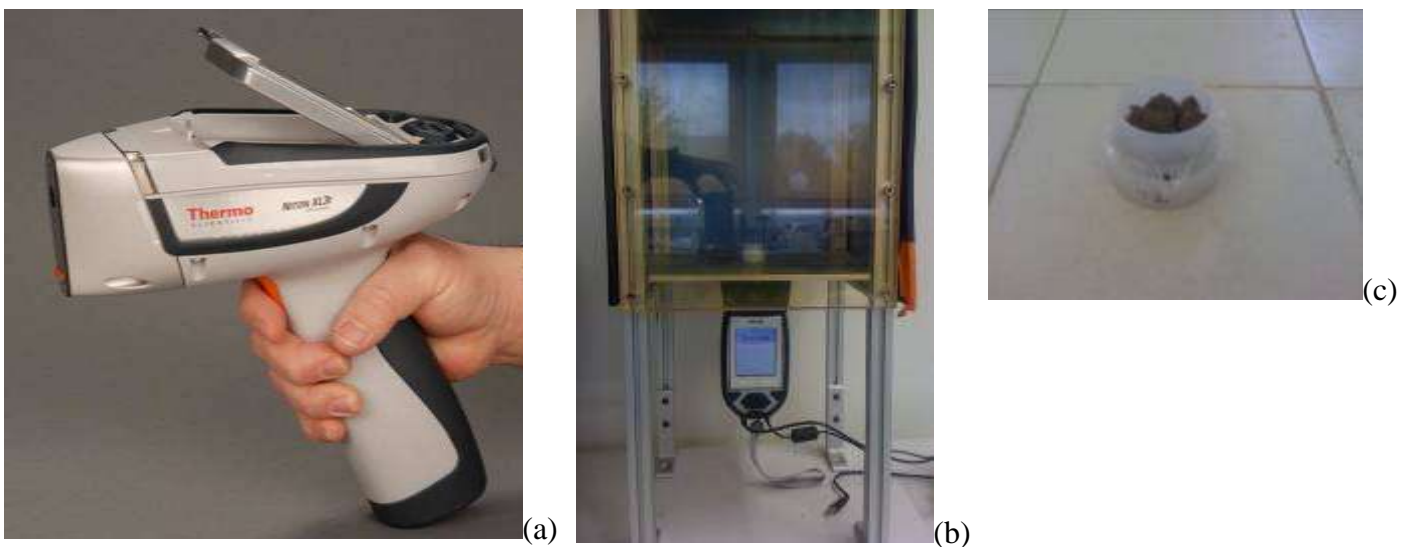


Figure 8 : Spectromètre portable de fluorescence X (XL3t) (a) utilisé au laboratoire avec son support (b) et la pastille d'échantillon (c)

→ Influence de la durée de mesure

Lors de la mesure, la valeur quantitative de l'élément est donnée dès qu'il est détecté. Plus le temps de comptage augmente, meilleure est la précision sur la mesure. Nous avons donc testé plusieurs temps de mesure (30'', 60'', 90'', 120'' et 150'') pour l'élément plomb et zinc afin d'obtenir un compromis entre précision de la mesure et rapidité d'analyse.

L'erreur de la mesure observée pour le plomb et le zinc diminue en fonction de la durée de la mesure (**Figure 9**).

Cependant à partir de 90 secondes, l'erreur de mesure de l'appareil à fluorescence X varie très peu et est inférieure à 15 mg/kg que ce soit pour le plomb ou le zinc. On peut noter que pour l'élément zinc, l'erreur est plus grande que pour le plomb (+1% en moyenne).

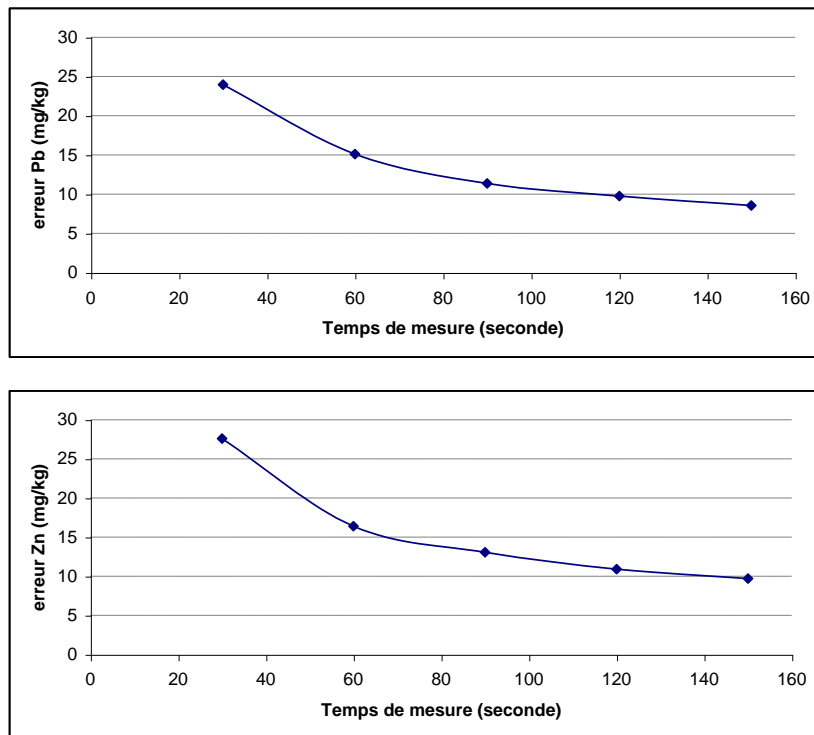


Figure 9 : Variation de l'erreur en plomb et zinc en fonction de la durée de la mesure

Bien que la fluorescence X présente l'avantage d'obtenir rapidement et facilement la composition élémentaire des matériaux analysés, cette méthode a cependant ses limites.

Même si les algorithmes de calcul tiennent compte des interférences possibles entre éléments, ils ne permettent pas toujours de toutes les compenser et les teneurs en certains éléments sont sous ou surestimées par rapport aux teneurs réelles.

Les interférences et biais sont dus entre autre aux effets physiques de la matrice (taille des particules, homogénéité), à l'humidité (l'eau contenue dans les échantillons atténue les rayonnements X) et la porosité de l'échantillon.

C'est pourquoi, 5 échantillons par jardin ont été analysés par spectrométrie d'absorption atomique (AAS) - après minéralisation partielle à l'eau régale - afin de déterminer la justesse des mesures prise par le fluoX. Cette étape sur un nombre limité d'échantillons permet de tracer des courbes d'étalonnage afin d'estimer l'écart entre les mesures prises par l'appareil et les mesures en laboratoire classique. Ainsi les effets liés à la matrice sol sont connus et les paramètres fondamentaux sont affinés.

II.6.1.2 Sélection des 5 échantillons par site pour les analyses conventionnelles

Grâce aux résultats d'analyses réalisés par la fluorescence X sur les échantillons bruts, nous avons pu, au moyen d'une analyse en composante principale (ACP), ne sélectionner que 5 individus par jardin, les plus représentatifs possibles de l'ensemble des échantillons du jardin en terme de concentration en élément trace métallique ainsi qu'en éléments majeurs (**Figure 10**).

Ce nombre de 5 échantillons à analyser par spectrométrie d'absorption atomique (AAS) à été opté pour des raisons de coût et de délai.

Nous avons travaillé sur 8 variables (4 ETM et 4 éléments majeurs) et n échantillons. Ce nombre n étant variable d'un site à un autre, mais généralement compris entre 60 et 160.

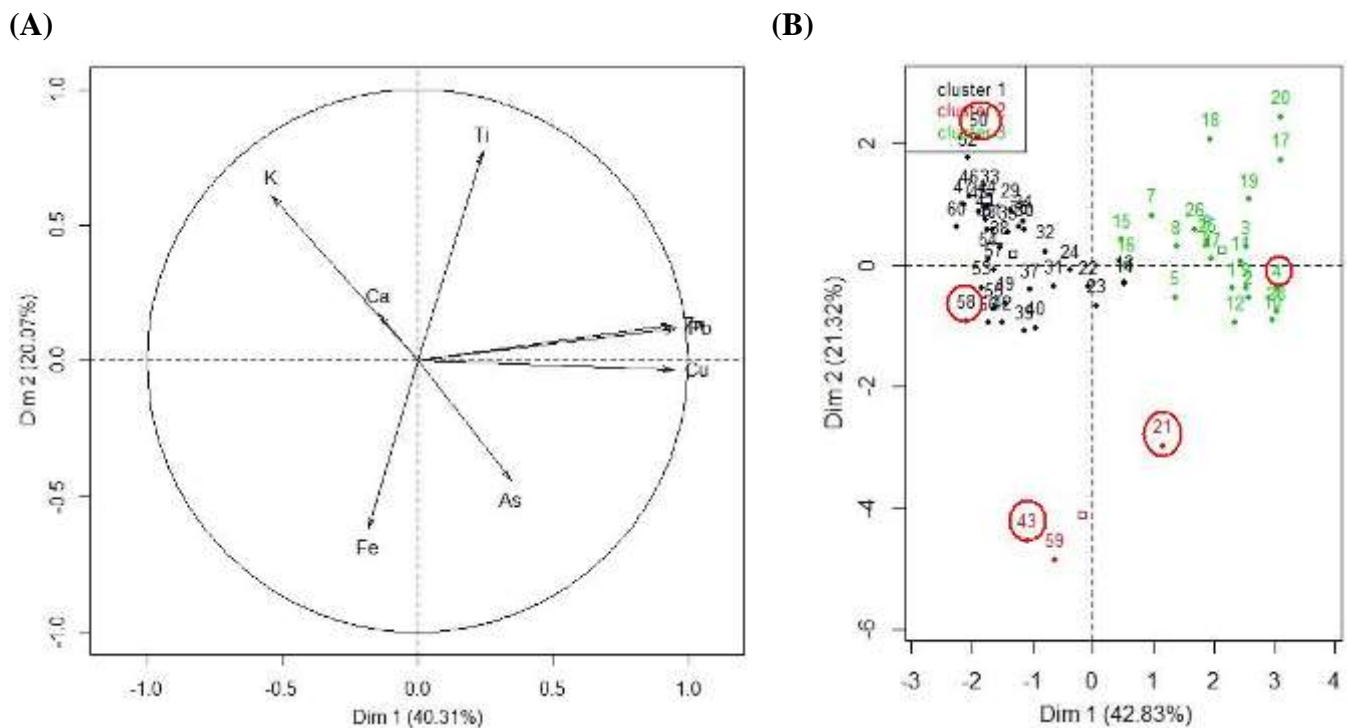


Figure 10 : Graphe des variables (A) et des individus (B) du jardin de Stains (n=60)

Le premier plan (axe 1 et 2) contient 60% de l'information du jeu de données. Il reste 40% de l'information qui n'est pas résumée ici.

Le graphe des variables nous permet de mettre en évidence des corrélations entre les éléments plomb, zinc et cuivre.

Cette constatation nous permet de déduire la signification des axes.

L'axe 1 traduit la richesse du sol en ETM. A droite de l'axe, les échantillons de sol à forte concentration en ETM (Pb, Zn, Cu) et à gauche, plutôt de faibles teneurs en ETM.

L'axe 2 traduit la richesse du sol en élément majeur (K, Ti, Fe et As) en faisant la distinction entre les échantillons présentant des teneurs élevées en potassium et titane en haut de l'axe et riche en fer et arsenic en bas de l'axe.

Enfin l'axe 3, qui contient 20% de l'information, explique particulièrement la variable calcium.

La sélection des 5 échantillons à été faite à partir de l'exploitation de ces deux graphes.

Ainsi sur ce jardin, les échantillons choisis sont, le **4** pour ces fortes teneurs en Pb, Zn et Cu. Et inversement le **58** pour ses faibles teneurs en ces mêmes éléments. Le **43** pour ces fortes teneurs en fer. Le **21** pour sa faible concentration en potassium et forte concentration en arsenic. Et enfin, l'échantillon **50** pour sa faible concentration en As et forte concentration en potassium.

II.6.1.3 Analyse par spectrométrie d'absorption atomique (AAS)

Les analyses réalisées par cette méthode ont été analysées au laboratoire du CETE Ile de France à Trappes.

Avant toute analyse par cette méthode, les 5 échantillons par jardin sont d'abord lyophilisés puis tamisés à 2mm de façon manuelle et ménagée : désagrégation dans un mortier en porcelaine. Ainsi toutes les analyses sont pratiquées sur de la « **terre fine** » (particules inférieures à 2mm). (*Suit la norme ISO 11464 : 1994*)

De plus une mise en solution de l'échantillon de sol est nécessaire avant tout dosage.

Deux méthodes normalisées sont couramment utilisées dans les laboratoires :

- Une méthode (norme NF X 31-147) qui allie l'**acide fluorhydrique** (HF) et l'acide perchlorique (HClO₄), les résultats obtenus sont désignés comme "**teneurs totales**".

- La seconde (norme NF X 31-415 - ISO 11466) est dite "**à l'eau régale**" car elle associe l'acide nitrique (HNO₃) à l'acide chlorhydrique (HCl), les résultats obtenus sont désignés comme "**teneurs pseudo-totales**".

Il a été choisi d'utiliser la méthode à l'eau régale pour mettre en solution les ETM.

Cette seconde méthode bien que réalisant une minéralisation partielle des échantillons de sol, présente l'avantage de ne pas prendre en compte les silicates, minéraux dominants dans la majorité des sols sous forme de quartz, feldspaths, micas,...

→ **Principe de l'AAS**

Cette méthode conventionnelle consiste à vaporiser l'échantillon liquide et à le chauffer à l'aide d'une flamme ou d'un four en graphite.

La flamme est dirigée vers une lumière émise par une lampe appropriée émettant les longueurs d'onde caractéristiques de l'élément recherché. En traversant la flamme, les ondes lumineuses - dont les longueurs d'onde correspondent à l'élément dosé - sont absorbées par les ions excités présents dans la flamme. L'absorption est mesurée à l'aide d'un prisme dispersif et d'une cellule photoélectrique : elle est directement proportionnelle à la concentration de l'élément

→ **Comparaison limite de quantification**

En mode flamme, la limite de détection est de l'ordre du ppm (mg/kg), dans un four graphite, la limite de détection est de l'ordre du ppb (µg/kg).

	Pb	As	Zn	Cu	Fe	Ca	K
Flamme (mg/kg)	60	0.20	10	10	40	200	20
Four (mg/kg)	0.20			0.10			
FluoX (mg/kg)	65	61.5	91.8	144.5	1806	2204	3057

Tableau 8 : Limite de quantification AAS et Fluorescence X

La complémentarité de ces deux analyses (AAS et fluorescence X) permet un bon compromis entre la rapidité et la facilité d'obtention des analyses chimiques multi élémentaires de la fluorescence X et des résultats qualitatifs et beaucoup plus précis de l'AAS.

II.6.2 Analyse des hydrocarbures totaux

Les analyses réalisées par cette méthode ont été analysées au laboratoire du CETE Ile de France à Trappes.

L'analyse des hydrocarbures totaux (HCT) concerne les hydrocarbures de C10 à C40 (C10-C20; C20-C30; C30-C40). Les hydrocarbures totaux sont analysés par chromatographie gazeuse couplée à un détecteur par ionisation de flamme (GC/FID).

La mesure des hydrocarbures nécessite une étape d'extraction qui consiste à les solubiliser dans différents solvants selon la norme NF EN ISO 9377-2.

La limite de détection pour cette méthode est de 50mg/kg de matière sèche.

II.6.3 Analyse des HAP

L'analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques porte sur les 15 HAP prioritaires listés par l'US EPA. Les HAP sont analysés par HPLC (chromatographie liquide haute performance) à détection par fluorescence (Norme NF ISO 13877, avril 1999) au laboratoire du CETE Ile de France à Trappes.

Comme pour l'AAS, les 5 échantillons de sols par jardin sont d'abord lyophilisés et tamisés. Puis les HAP sont extraits par un solvant d'extraction, le dichlorométhane, dans un extracteur (Soxhlet) pendant 4 à 8 heures.

La limite de détection par cette méthode est de l'ordre de 0.01mg/kg quel que soit l'HAP considéré.

III. Résultats de la campagne de mesure et discussion

A ce jour nous avons caractérisé le sol de 29 jardins familiaux en Île de France. 19 jardins sous l'influence d'un axe routier, 4 à proximité d'une voie de chemin de fer et 5 jardins « témoin ».

Jardins Principaux (4)	Jardins Primaires (7)	Jardins Secondaires (8)	Jardins Ferrés (4)	Jardins « témoin » (5)
Villejuif (94)	Créteil (94)	Morangis (91)	Coignières (78)	Sevran (93)
Wissous (91)	Dugny (93)	Crosne (91)	Dourdan (91)	Rambouillet (78)
Garches (92)	Les Ulis (91)	Nangis (77)	Trappes (78)	Villeneuve saint Georges (91)
Saint Ouen l'Aumône (95)	Rambouillet A (78)	Dourdan (91)	Épône (78)	Brétigny sur Orge (91)
	Rambouillet B (78)	Montesson (78)		Groslay (95)
	Melun (77)	Villeneuve saint Georges 2 (91)		
	Blanc mesnil (93)	Roissy en France (95)		
		Saint Souplets (77)		
		Stains (93)		

Tableau 9 : Liste des jardins investigués

III.1 Résultats des teneurs des différents paramètres suivis

III.1.1 Les paramètres physico-chimiques des sols

Le suivi des paramètres physico-chimiques (matière organique, pH, azote total par la méthode de Kjeldhal, phosphore total et siccité) ont été effectués dans 105 échantillons de sol. Les valeurs en matière organique et pH ont été obtenues selon la norme NF ISO 114655 et NF ISO 10390. Le dosage de l'azote et phosphore total par la norme NF ISO 14256-2 et NF EN ISO 6878.

	Siccité en %	MO en %	pH	N _{tot} g/kg	P _{tot} g/kg
Nbre de valeur	105	105	70	44	105
1 ^{er} quartile	80.14	3.92	7.51	0.93	0.35
Médiane	82.43	4.85	7.94	1.41	0.65
Médiane *	-	-	7.51	1.09	-
3 ^{ème} quartile	86.55	6.83	8.15	2.11	0.95
Max	90.24	11.65	8.8	3.03	2.77
Vibrisse sup	96.17	11.2	9.11	3.89	1.86
Nbre d'outliers	0	1	0	0	2
Écart type	4.54	2.13	0.47	0.73	0.49

* Médiane issue de la BDAT du Gis Sol (base de données analyse des terres) période 05-09

Tableau 10 : Statistiques sommaires des paramètres physico-chimiques

Le pH des sols est neutre voire basique (pH=7.94) et quasiment identique avec les valeurs de la BDAT. Le pH est l'un des facteurs dont l'action sur la mobilité des métaux est la plus déterminante. Un pH acide (<7) favorise la mobilité des éléments sous forme cationique, notamment par mise en solution de sels métalliques ou destruction de la phase de rétention. Inversement, un pH basique (>7) va plutôt provoquer la mobilisation des éléments sous forme anionique. Dans notre cas le pH du sol semble ne pas poser de problème, au contraire celui-ci est une voie de contrôle de la mobilité des ETM dans les sols.

Concernant les teneurs en matières organiques, ces dernières varient de 2 % à 11%. Cette grande variabilité résulte de l'apport des jardiniers sur leurs parcelles. Un taux moyen de 4.85% est signe d'une bonne productivité.

Globalement la teneur en matière organique des sols a tendance à immobiliser les polluants métalliques dans le sol. Dans notre cas, elle participe efficacement à la rétention des ETM qui peuvent être retenus sous forme échangeable (donc assez facilement mobilisable) ou à l'état de complexes dans lesquels ils sont plus énergiquement fixés.

Les teneurs en azote total, exprimées en g/kg de matière sèche sont équivalentes aux valeurs de la Bdat. Ces valeurs sont intermédiaires si on les compare aux teneurs élevées en Bretagne (>2g/kg) et plutôt faibles dans les Landes (<1 g/kg).

Nos données en phosphore total n'ont pu être comparées avec la Bdat car la méthode d'extraction est différente.

Cependant ces données sont peu représentatives comparées aux données phosphore et azote assimilable qui nous renseignerait sur la disponibilité de ces éléments pour les végétaux et permettrait ainsi de déterminer si les apports sont surdosés par rapport aux besoins des plantes.

III.1.2 Les éléments traces métalliques dans les sols

III.1.2.1 Teneurs totales en ETM et éléments majeurs par fluorescence X

Les résultats présentés ci dessous se rapportent aux 24 jardins investigués, routier et ferré confondus (29 jardins en ôtant les 5 jardins « témoins »). Un total de 7 métaux a été suivi dans 3637 échantillons de sols.

Le résultat des mesures réalisées par l'analyseur à fluorescence X sont présentées dans le tableau ci-après.

En mg/kg	Pb	As	Zn	Cu	Fe	Ca	K
Nbre de valeur	493	503	533	509	533	533	533
1 ^{er} quartile	17.64	9.11	48.66	25.16	8796	4163	7553.3
Médiane	28.93	10.98	66.10	30.83	10678	7349	8557.3
Moyenne	39.53	11.47	86.15	36.48	10352	30315	8738.6
3 ^{ème} quartile	49.45	12.92	102.74	40.69	12298	33795	9729.5
Max	363.56	66.80	446.73	269.64	24921	186608	14994.8
Ecart-type	35.94	4.17	60.9	21.61	2956.20	43879	2136
Seuil norme NFU 44-041	100	-	300	100	-	-	-
Nb valeurs > seuil	31		10	7			

Tableau 11 : Statistiques sommaires des teneurs en ETM et éléments majeurs relatifs aux analyses réalisées avec l'appareil à fluorescence X (résultats exprimés en mg/kg de matière brute)(n=3637)

En calculant les écarts type de chaque élément, nous pouvons constater que la gamme des valeurs en ETM et éléments majeurs est extrêmement large.

Aussi, deux groupes ont pu être mis en évidence :

- Les **ETM** (Pb, As, Zn et Cu), qui présente des valeurs d'écart type élevé mais cependant plus faible que pour les éléments majeurs ($4.17 < \text{sd} < 61$)
- Les **éléments majeurs** (Ca, Fe et K) à l'inverse, montre une plus forte hétérogénéité au sein des valeurs. Cette relation est d'autant plus visible pour l'élément calcium ($\text{sd} = 43879$).

Ces deux constatations reflètent une distribution des teneurs qui s'écarte d'une distribution « normale » (type gaussienne) avec des valeurs occasionnellement élevées. Ceci peut être interprété comme un fond géochimique affecté par une influence anthropique, et cela est d'autant plus visible pour les éléments majeurs, sans doute apportés par les engrais des jardiniers.

D'autre part, l'élément pour lequel les valeurs mesurées sont le plus souvent supérieures au seuil réglementaire (norme AFNOR NF U 41-044) est le plomb (31 échantillons sur 493, soit 6%).

Ces résultats, obtenus par un appareil à fluorescence X, demandent cependant à être affinés. En effet les valeurs de concentration en ETM calculées par l'appareil ne sont que quantitatives.

Une correction des valeurs prises par l'appareil à l'aide de l'analyse des mêmes échantillons par la spectrométrie d'absorption atomique (AAS) est donc nécessaire afin d'améliorer la justesse des résultats. Les valeurs corrigées ainsi obtenues sont détaillées dans le paragraphe suivant.

III.1.2.2 Comparaison des résultats d'analyse (Fluorescence X / AAS)

Des courbes d'étalonnage ont été tracées afin de savoir s'il existe une relation significative entre les teneurs déterminées par fluoX et celles obtenues par l'AAS, et si la limite de détection du fluoX était suffisante pour détecter de faibles concentrations en métaux quels que soient les échantillons.

Les corrélations sont du type « $y = a \cdot x$ » et sont présentées sur la *Figure 11*.

Les éléments ont pu être classés en 2 catégories. Ceux dont la valeur de la pente de régression (a) est supérieure à 1 et ceux dont (a) est inférieur à 1 :

- **a < 1** pour les éléments **Pb, Zn, Cu, Fe** et **Ca** avec des valeurs de pente comprises entre $0,63 < a < 0,91$. Ce qui signifie que les valeurs obtenues par la fluorescence X sont inférieures aux concentrations mesurées par l'AAS (de +30% pour Pb et Fe, +20% pour Zn, 18% pour Cu et 9% pour Ca). Cette sous-estimation des valeurs par le fluoX est probablement due à l'humidité et à la porosité de l'échantillon de sol. Le taux d'humidité relevé dans les échantillons est de l'ordre de 20% en moyenne.
- **a > 1** pour les éléments **K** et **As** avec des valeurs de pentes de 1,04 et 1,38. Pour ces 2 éléments $V_{\text{fluoX}} > V_{\text{AAS}}$. Dans ce cas, les teneurs sont surestimées (de 4% pour K et 38% pour As). Cette variation dans les teneurs est due au fait que l'appareil à fluorescence X dose des teneurs totales en ETM contrairement à l'AAS qui utilise une extraction à l'eau régale qui ne permet pas de mettre en solution tous les éléments.

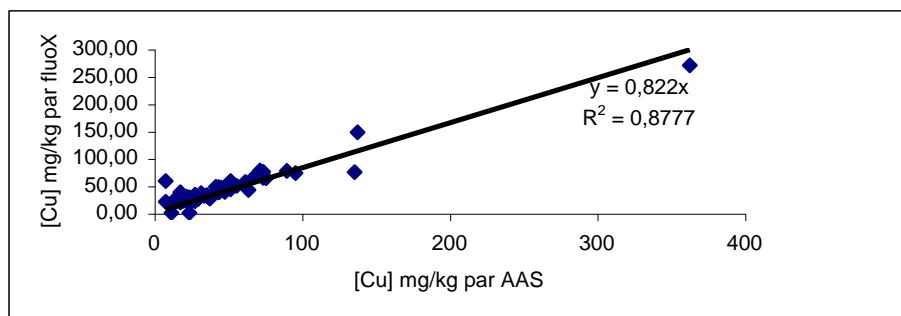
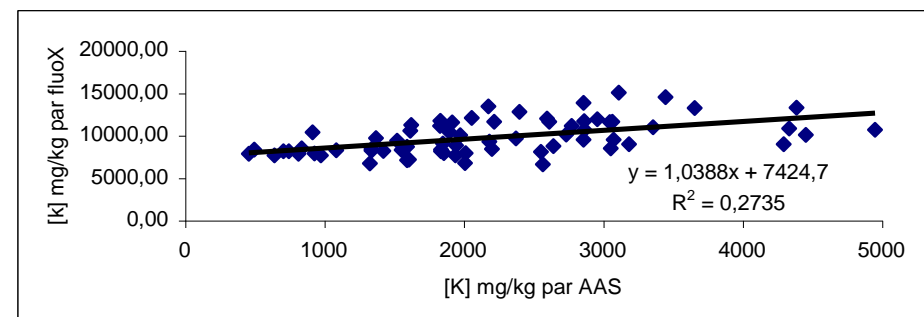
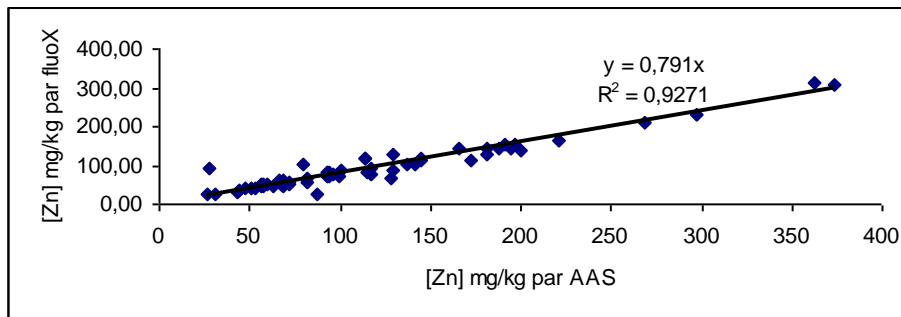
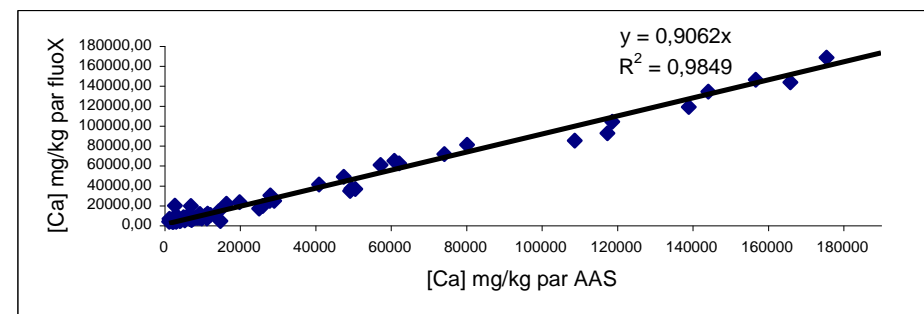
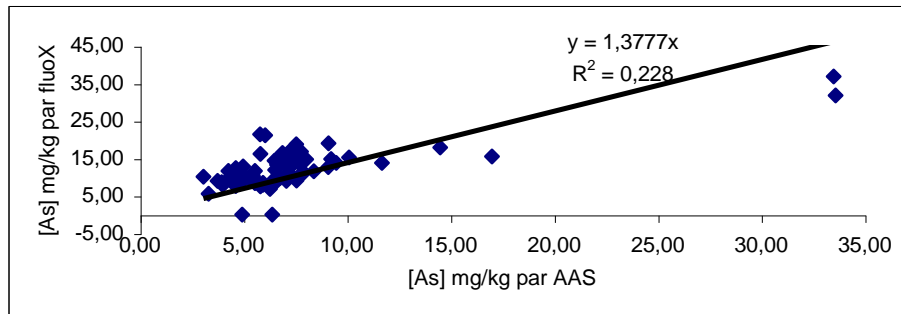
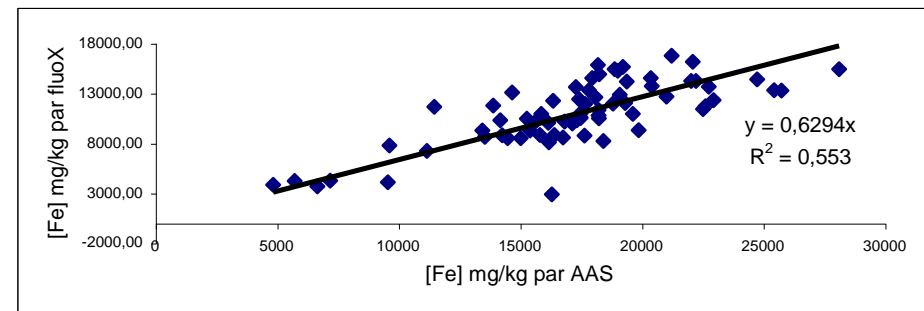
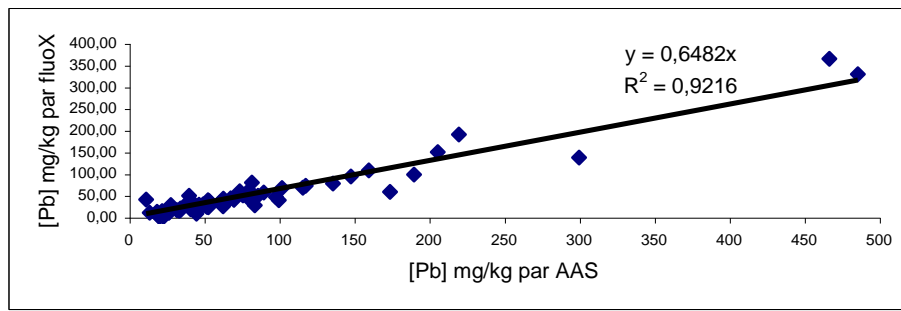


Figure 11 : Comparaison des teneurs en ETM mesurées par spectrométrie d'absorption atomique et des teneurs mesurées par fluorescence X

D'après les résultats évoqués ci dessus, la fluorescence X, contrairement à l'AAS, est sensible à l'effet matrice et en particulier à l'humidité de l'échantillon.. Par conséquent une correction qui tient compte des résultats obtenus par l'AAS a été réalisée. Les coefficients de correction, propres à chaque élément, ont été déterminés grâce à la courbe d'étalonnage et correspondent au coefficient directeur de la droite de régression. Ils sont présentés dans le tableau ci-contre.

Éléments	Facteur correctif
Pb	0.65
As	-
Zn	0,79
Cu	0,82
Fe	-
Ca	0,91
K	-

Tableau 12 : Coefficient de correction propre à chaque élément

Toutes les données acquises par l'appareil à fluorescence X ont donc été corrigé en leur appliquant ce coefficient de correction.

Ainsi chaque teneur corrigée suit la relation suivante :

$$\text{Ex pour le plomb : } Pb_c = Pb_{\text{fluox}} / 0.65$$

Les teneurs en ETM calculées par la suite, présenteront une justesse nettement plus élevée que les données brutes et seront appelées dans la suite de l'étude « teneurs corrigées ».

Étant donné la mauvaise corrélation entre les valeurs données par la fluorescence X et l'AAS pour les éléments K, Fe et As. Pour ces éléments, aucune correction n'a été réalisée.

III.1.2.3 Comparaison des teneurs en ETM_C avec le bruit de fond local (Aspitet)

Dans la gestion des sites pollués, une contamination des sols se définit comme la présence anormale de produits potentiellement dangereux (MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 2000-2002). Cette "présence anormale" est due à un accroissement des teneurs suite aux activités humaines, locales ou générales et un accroissement du risque de nuire aux fonctions des sols naturels.

En France, il n'existe pas de valeurs seuils officielles de définition d'un sol contaminé ou d'un sol présentant des risques "inacceptables" dans tel ou tel usage.

➔ Détection des contaminations en ETM dans les sols

Plusieurs stratégies d'estimation des contaminations sont envisageables pour détecter des teneurs anormales en élément trace dans les sols. Nous avons suivi deux méthodes différentes mais complémentaires :

- La démarche typologique qui compare l'échantillon en cause à ce que l'on connaît du même type d'horizon. Nos résultats ont donc été comparés avec les données du programme Aspitet.
- La comparaison latérale qui consiste à comparer l'échantillon sur lequel on s'interroge au même type d'horizon situé sous forêt et censé être intact de contaminations. Dans notre cas, notre horizon « témoin » sera constitué d'un sol de jardin situé hors influence du réseau routier.

Le **Tableau 13** présente les indicateurs statistiques obtenus sur les concentrations en ETM sur l'ensemble de la collecte (jardins et jardin « témoins »).

Les indicateurs statistiques utilisés sont la distance interquartile (DIQ) qui est définie comme la différence arithmétique entre le 1^{er} et le 3^{ème} quartile.

La vibrisse supérieure qui s'obtient en ajoutant 1,5 fois la DIQ au 3e quartile. Et enfin le nombre d'outliers qui correspond au nombre de valeur supérieure à la vibrisse.

(1) En mg/kg	Pb _c	Zn _c	Cu _c	(2) En mg/kg	Pb _c	Zn _c	Cu _c
Nbre de valeur	533	533	533	Nbre de valeur	71	71	70
1 ^{er} décile	13.49	46.32	24.20	1 ^{er} décile	17.57	61.62	28.97
1 ^{er} quartile	23.49	61.59	29.94	1 ^{er} quartile	23.41	84.25	34.61
Médiane	40.65	83.54	36.57	Médiane	40.23	113.72	42.72
Médiane*	19.3	49.3	12	Médiane*	19.3	49.3	12
3 ^{ème} quartile	71.84	129.93	48.56	3 ^{ème} quartile	79.55	152.55	55.87
9 ^{ème} décile	113.17	199.81	65.15	9 ^{ème} décile	111.97	203	77.67
95 ^{ème} percentile	163.98	261.74	80.85	95 ^{ème} percentile	127	264.53	85.47
99 ^{ème} percentile	232.73	417.44	154.46	99 ^{ème} percentile	179.53	299.7	108.17
Max	559.33	565.47	328.84	Max	188.23	326.92	112.58
DIQ	48.34	68.34	18.62	DIQ	56.14	68.3	21.26
Vibrisse supérieure	144.35	232.44	76.49	Vibrisse supérieure	84.21	102.45	31.89
Nbre d'outliers	36	41	35	Nbre d'outliers	15	50	68
Ecart-type	55.55	77.09	27.38	Ecart-type	41.53	61.61	20.77

* Médiane relevée lors du programme Aspitet

Tableau 13 : Variabilité des teneurs en ETM corrigées (mg/kg) dans les jardins familiaux proches routes (1) et « témoins » (2) d'Île de France

Par comparaison avec les résultats de la collecte Aspitet, les valeurs des médianes sont beaucoup plus élevées dans notre étude.

Les concentrations du programme Aspitet présentent moins de variabilité que l'ensemble des concentrations de notre étude (écart type=19.80 contre 55.55 pour notre étude en plomb).

Cette constatation montre une certaine homogénéité des sols franciliens et à l'inverse une hétérogénéité des sols des jardins familiaux.

Enfin, les données de jardin « témoin », bien qu'ils soient situés en dehors de toute influence d'une infrastructure, présentent des valeurs de médiane équivalente aux données des jardins situés proche d'une infrastructure.

De ce premier constat, nous pouvons donc écarter les infrastructures comme responsables des teneurs élevées en ETM constatées dans nos jardins.

Dans un second temps, si l'on considère que la valeur du 95ème percentile relevée lors du programme Aspitet constitue la valeur seuil pour retenir un sol comme contaminé, alors plus de la moitié des échantillons de sol analysés dans les jardins familiaux, « témoins » compris, peuvent être considérés comme contaminés.

A défaut de pouvoir strictement discriminer, la part en ETM d'origine anthropique (infrastructures) ou naturelle, les teneurs en ETM ont été normées par les teneurs en titane afin de détecter des anomalies ponctuelles.

III.1.2.4 Calcul des facteurs d'enrichissement

Le titane est le 10^{ème} élément le plus abondant de la croûte terrestre. Il est présent en petite quantité à l'état naturel dans de nombreuses roches et est souvent considéré comme un élément stable dans les sols.

Sa présence dans les sols est donc naturelle et en aucun cas ne pourrait provenir d'une quelconque contamination anthropique.

L'objectif étant de mesurer l'enrichissement en ETM entre

- un horizon de surface affecté par des contaminations diffuses (retombées atmosphériques)
- et un horizon supposé indemne de contamination, dans notre cas, des sols agricoles situés à proximité de nos jardins

Le calcul du facteur d'enrichissement en ETM se résume de la manière suivante :

$$FE = ([ETM_C]/[Ti]) / ([ETM_C]_{\text{agricole}}/[Ti]_{\text{agricole}})$$

[ETM] : concentration de l'ETM (mg/kg)
[Ti] : concentration en Titane (mg/kg)

En fonction des résultats du facteur d'enrichissement (FE), deux cas de figure sont alors possibles :

- FE ± 1 : Il n'y a pas d'enrichissement de la part de l'ETM considéré
- FE > 1 : enrichissement du sol en l'ETM considéré

Les différents FE pour chaque élément ont été calculés. Les résultats présentés dans le **Tableau 14** se réfèrent à deux jardins (Melun et Trappes), jardins pour lesquels les teneurs en ETM_{agricole} ont pu être récoltées.

	Melun	Trappes
Pb _c	3.43	1.32
Zn _c	1.71	2.44
Cu _c	2.24	2.01

Tableau 14 : Facteur d'enrichissement en Pb, Zn et Cu sur les jardins de Trappes et Melun

Globalement, il existe un enrichissement en ces trois éléments quel que soit le jardin considéré. Cependant, le facteur d'enrichissement varie en fonction de l'élément considéré et du jardin choisi.

En effet, pour le jardin de Melun (à proximité de la N105) l'enrichissement en plomb des sols est beaucoup plus important que pour les éléments cuivre et zinc.

Tandis qu'à Trappes, jardin proche d'une voie ferrée, il s'agirait plutôt d'un enrichissement des sols en cuivre et zinc plutôt qu'en plomb.

On peut ainsi mettre en évidence un enrichissement préférentiel des sols par un type d'élément (Pb, Zn, Cu) en fonction du type d'infrastructure (rail ou route).

III.1.2.5 Corrélation entre ETM

Nous avons travaillé sur 8 variables : les 3 ETM_c (Pb_c, Zn_c, Cu_c), l'élément majeur Ca_c et la matière organique.

Pour réaliser cette matrice (**Tableau 15**), nous avons calculé les coefficients de corrélation en prenant successivement toutes les variables 2 à 2.

Selon les cas, ces valeurs correspondent à un nombre total d'échantillons compris entre 15 (pour la matière organique) et 539.

	Pb _c	Zn _c	Cu _c	Ca _c	MO
Pb _c	1.00				
Zn _c	0.73	1.00			
Cu _c	0.69	0.58	1.00		
Ca _c	0.32	0.52	0.31	1.00	
MO	0.40	0.47	0.44	0.34	1.00

Tableau 15: Matrice des corrélations

A l'examen de la matrice des corrélations, il se dégage plusieurs faits majeurs :

- Les différentes corrélations entre les éléments plomb, zinc et cuivre sont plutôt bonnes ($0,58 < r < 0,73$). Cette forte corrélation révèle le caractère co-contaminant de ces trois éléments et donc témoigne d'une contamination multiple (association Pb+Zn+Cu). **Figure 12**
- La matrice des corrélations ne nous permet pas de mettre en évidence une relation entre la matière organique MO et les ETM, qui pourtant est souligné dans d'autres études (Baize, 1997). Ce manque de corrélation est peut être en partie due au peu de données collectées sur la matière organique. Cependant la meilleure corrélation est obtenue avec l'élément zinc ($r=0.47$)

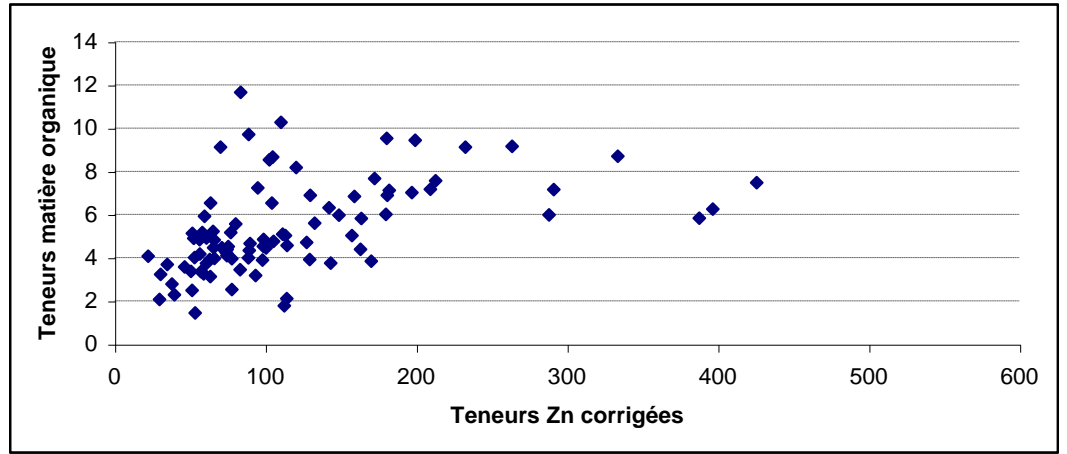
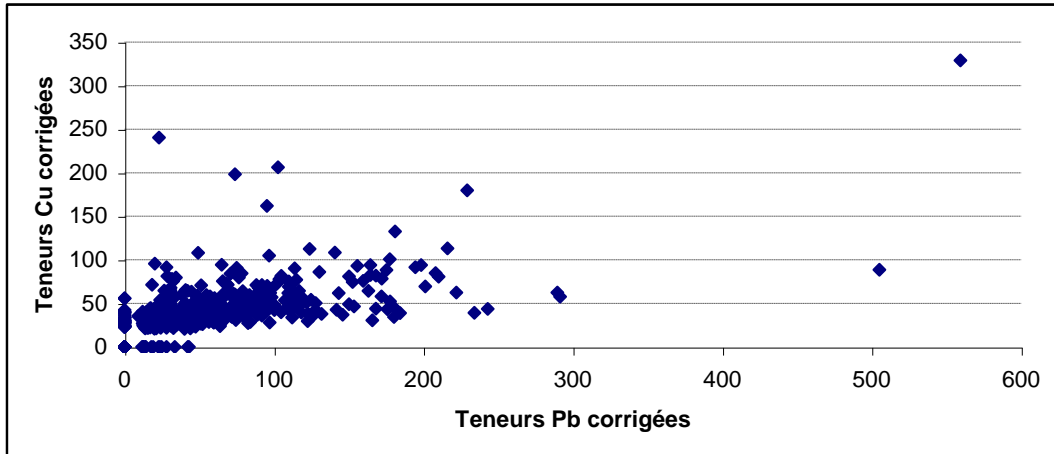
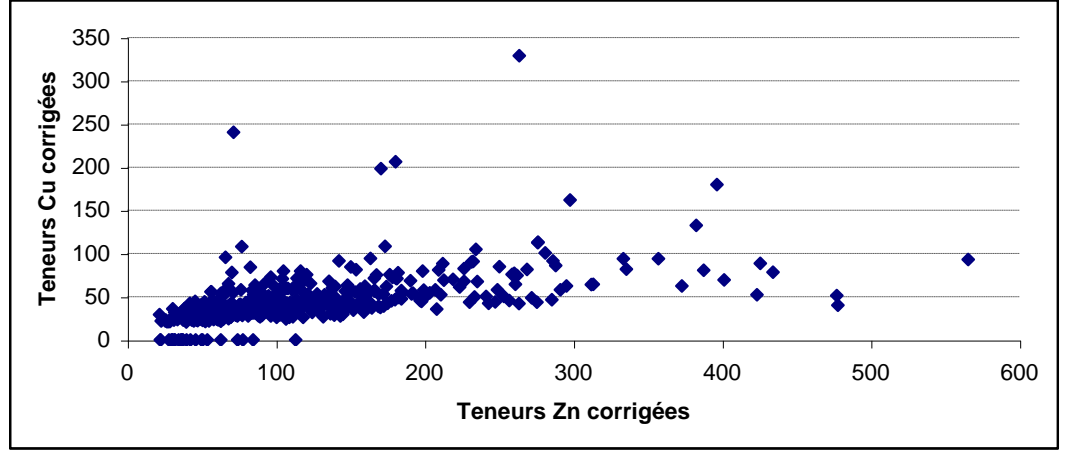
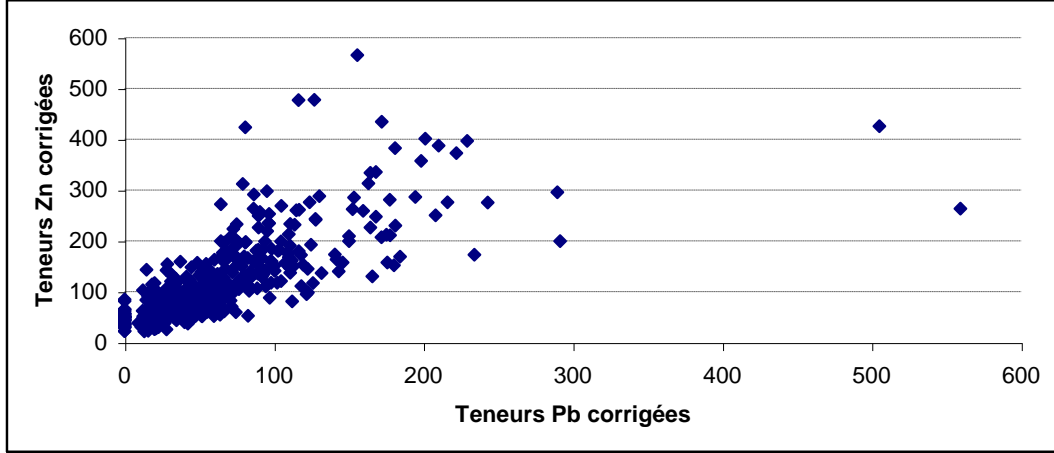


Figure 12 : Relation [Pb/Zn], [Pb/Cu], [Zn/Cu] et MO/Zn

III.1.3 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sols

Tous les hydrocarbures ne sont pas toxiques, cependant les HAP ont un potentiel mutagène et cancérigène important et 15 d'entre eux (les 15 suivis) sont classés comme substances polluantes prioritaires (US EPA) et 6 sont classés par le centre international de recherche sur le cancer (IARC) comme cancérigènes probables.

En France, il n'existe pas de valeurs seuils officielles de définition d'un sol contaminé ou une quelconque teneur limite en HAP dans les sols présentant des risques "inacceptables" dans tel ou tel usage.

Le **Tableau 16** synthétise des résultats des teneurs en hydrocarbures aromatiques polycycliques obtenus en Île de France sur des sols superficiels en surface et en profondeur.

Localisation géographique	Type de sols	Nombre d'échantillons	Somme 15 HAP (mg/kg MS) (plage de mesure)
IDF (2007-2008)	Urbain et peri-urbain	92	0,069-83,040
	Potager : 0-20cm		
	Pelouse : 0-3cm		
IDF (2011)	Urbain parcs et jardins	38	0,72-22,975
	Surface et profondeur		

Tableau 16 : Exemple de teneurs totales en HAP pour des sols superficiels d'Île de France (CETE Île de France, Trappes)

La grande hétérogénéité des teneurs en HAP, en partie due à la multiplicité des sources émettrices et de la singularité des sites, ne permet pas d'établir un ordre de grandeur précis des teneurs en HAP dans les sols d'Île de France.

Aussi une étude réalisée en 2008 par l'INRA d'Orléans et le Groupement d'intérêt scientifique sur les Sols – Gis Sol sous l'égide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) a tenté de suivre différents polluants organiques persistants (POPs) dans les sols français (Nord de la France) dont les HAP.

Les premiers résultats semblent montrer que certains HAP présentent des fréquences de détection élevées et des distributions spatiales quelquefois très marquées (article Lettre du Gis Sol n° 15 - p.2). Les détails de cette étude ne sont pas encore accessibles.

Si l'on se réfère à une étude réalisée dans les jardins familiaux dans l'Est de la France, nos résultats sont quasiment les mêmes. **Tableau 17**

	Moyenne	Max	Min
Somme 15 HAP (mg/kg MS) Jardins IDF	3,01	25,4	0,26
Somme 15 HAP (mg/kg MS) Jardins Est	3,9	27,9	0,25

Tableau 17 : Variabilité des teneurs en HAP totaux mesurées sur des jardins familiaux de l'Est de la France (n=16) et sur la campagne IDF (n=25)

Faute de données sur les teneurs en HAP dans les sols d'île de France, la comparaison avec nos données est impossible. De plus n'existant pas de seuils officiels pour définir un sol comme étant contaminé, il est difficile d'estimer la pollution des jardins familiaux par les HAP.

→ Le ratio Fluoranthène/Pyrène=f(Phénanthrène/Anthracène)

Ce double ratio présente l'avantage de pouvoir déterminer l'origine de la source de la contamination des sols par les HAP.

A l'examen de la

Figure 13, la majeure partie de la teneur en HAP des échantillons analysés indique un apport de HAP d'origine pyrolytique pouvant être apportée par la circulation automobile.

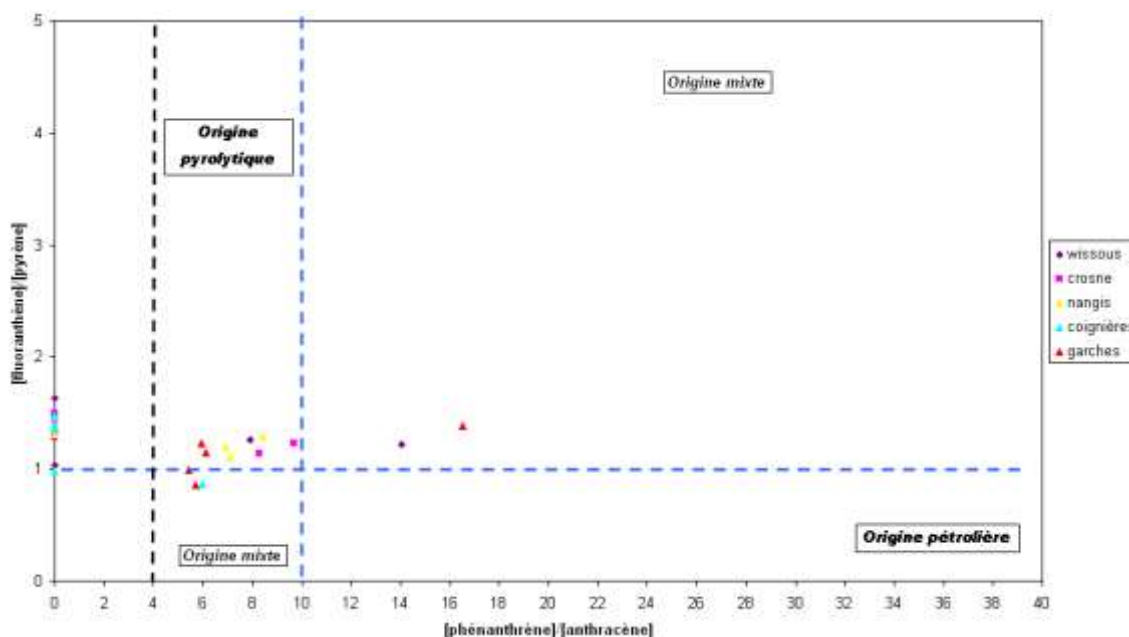


Figure 13 : Double ratio des sols des jardins familiaux d'Île de France (n=25)

Si l'on s'intéresse aux proportions des différents HAP présents dans les sols, **Tableau 18** et **Figure 14**, la principale source des HAP prédominants sont des émissions de véhicules diesel et essence caractérisées par la dominance de pyrène, fluoranthène, phénanthrène...

	Naphtalène	Acénaphène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Chrysène	Benzo(b)fluoranthène	Benzo(k)fluoranthène	Benzo(a)pyrène	Dibenzo(ah)anthracène	Benzo(ghi)perylène	Indeno(123cd)pyrène	total 15 HAP
Nbre de valeur	25	15	24	25	25	25	25	25	25	25	25	25	15	25	25	25
1 ^{er} décile	0,004	0,000	0,000	0,037	0,001	0,061	0,044	0,026	0,034	0,030	0,017	0,023	0,001	0,021	0,016	0,312
1 ^{er} quartile	0,006	0,001	0,000	0,042	0,003	0,093	0,076	0,046	0,051	0,058	0,032	0,036	0,002	0,025	0,027	0,572
Médiane	0,007	0,002	0,001	0,092	0,009	0,201	0,155	0,095	0,104	0,110	0,060	0,082	0,003	0,061	0,067	1,078
3 ^{ème} quartile	0,016	0,011	0,006	0,206	0,028	0,427	0,337	0,249	0,366	0,277	0,156	0,309	0,019	0,160	0,164	2,511
9 ^{ème} décile	0,029	0,155	0,042	1,062	0,170	1,908	1,608	1,235	1,994	1,095	0,729	1,417	0,072	0,444	0,593	11,883
95 ^{ème} percentile	0,156	4,647	0,274	4,936	0,318	3,376	2,469	1,379	2,775	3,672	1,209	1,727	4,555	0,615	0,756	23,123
99 ^{ème} percentile	19,291	12,781	18,552	20,535	19,328	20,077	19,846	19,568	19,904	20,196	19,545	19,652	12,762	19,397	19,428	25,309
Max	0,178	0,209	0,314	5,589	0,338	3,597	2,591	1,383	2,842	4,114	1,282	1,750	0,079	0,639	0,776	25,402
DIQ	0,010	0,010	0,006	0,164	0,025	0,334	0,261	0,203	0,315	0,219	0,123	0,273	0,017	0,135	0,137	1,939
Vibrisse	0,031	0,026	0,015	0,452	0,066	0,928	0,728	0,553	0,840	0,606	0,341	0,718	0,044	0,362	0,369	5,419
Nbre d'outliers	2	2	3	4	4	3	3	4	5	3	4	4	2	3	4	4
Écart type	0,034	0,055	0,064	1,115	0,076	0,800	0,607	0,391	0,719	0,830	0,297	0,474	0,024	0,155	0,202	5,558

Tableau 18: Variabilité des teneurs en hydrocarbures aromatique polycyclique dans les échantillons de sols (en mg/kg de MS) (n=25)

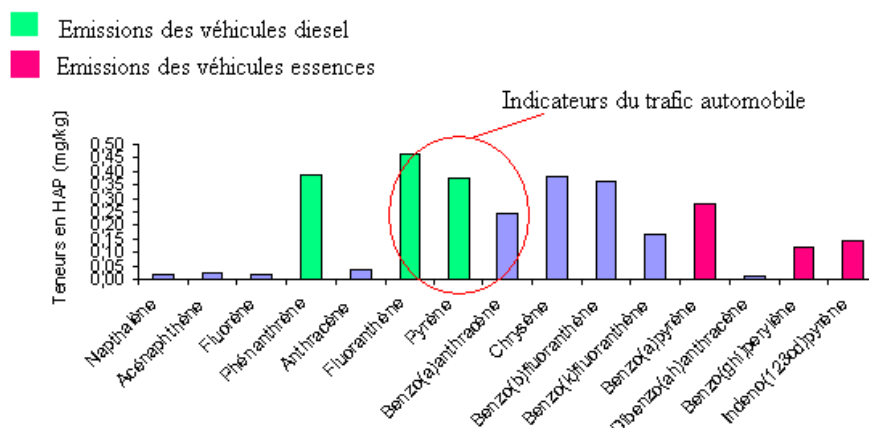


Figure 14 : Répartition globale des HAP dans les jardins familiaux d'Île de France

III.1.4 Les hydrocarbures totaux (C10-C40) dans les sols

Les teneurs en hydrocarbures totaux observées dans les sols prélevés dans la zone d'étude sont présentées dans le **Tableau 17** ci-après. Les résultats sont exprimés en milligramme par kilogramme de matière sèche (mg/kg de MS). Trois fractions ont été suivies en fonction du nombre d'atomes de carbone :

- de 11 à 16 atomes : ils sont principalement sous forme de liquides peu volatils,
- de 16 à 34 atomes et de 34 à 39 atomes : ils sont sous forme solide.

Les alcanes C10 et C40 ont été ajoutés dans les échantillons afin de repérer les pics de concentration des différents hydrocarbures.

A l'heure actuelle, aucune valeur de référence pour les hydrocarbures totaux n'est disponible. L'interprétation pourra donc être uniquement quantitative.

	C10-C16	C16-C34	C34-C40	C10-C40
Nbre de valeur	36	36	36	36
1 ^{er} quartile	11,65	26,06	2,02	51,92
Médiane	15	33,435	3,955	54,165
3 ^{ème} quartile	18,47	40,11	10,80	60,62
Max	23,46	57,79	23,32	78,57
Nbre d'outliers	32	35	7	36
Ecart type	4,33	9,73	7,09	8,11

Tableau 17 : Variabilité des teneurs en hydrocarbures totaux dans les échantillons de sol en mg/kg de MS

L'ensemble des résultats présentés dans le tableau est inférieur au seuil de la limite de quantification fixé à 50mg/kg de MS.

Cependant, la présence d'une majorité d'alcane lourd de type C16-C34 témoigne d'une origine végétale des hydrocarbures présents dans les sols des jardins familiaux.

Le calcul du ratio LMW/HMW c'est à dire le ratio entre les alcanes léger et lourd, est inférieur à 1, caractéristique d'une source biologique.

De plus l'analyse des spectres fait état d'une importante concentration en alcanes C29 et C31. Cela confirme que les hydrocarbures prélevés dans nos sols sont d'origine végétale et non anthropique.

Aucune influence de l'activité routière dans les sols n'est donc identifiée pour les hydrocarbures totaux de C10 à C40.

III.2 Impact de la route sur les sols

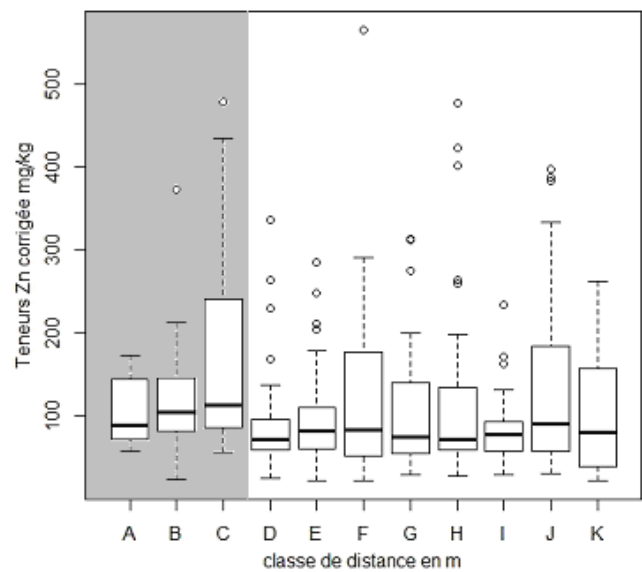
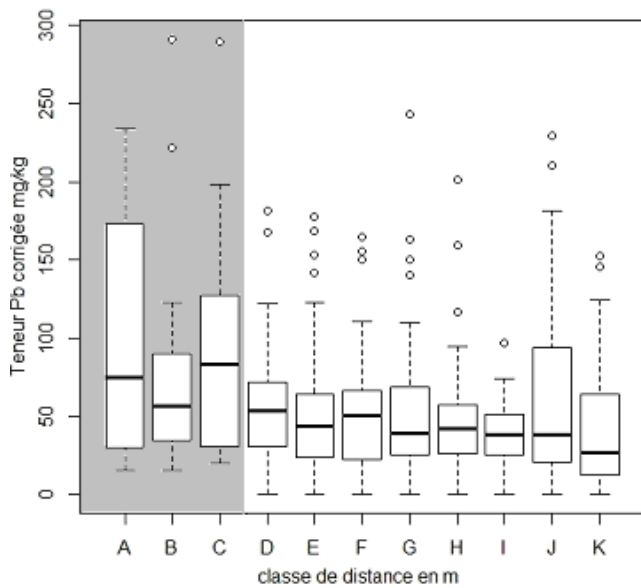
III.2.1 Impact de la route sur les teneurs en ETM des sols

III.2.1.1 Impact de la distance par rapport à la voie

Les teneurs en éléments traces métalliques (pour le plomb, cuivre et zinc) observées dans les sols en fonction de la distance par rapport à la voie sont présentées sur la **Figure 15**.

Des classes de distance régulières en fonction de l'éloignement par rapport à la route ont été effectuées de la façon suivante :

- A: 0-10 m
- B: 11-20 m
- C: 21-30 m
- D: 31-40 m
- E: 41-60 m
- F: 61-80 m
- G: 81-100 m
- H: 101-120 m
- I: 121-140 m
- J: 141-180 m
- K: 181-280 m



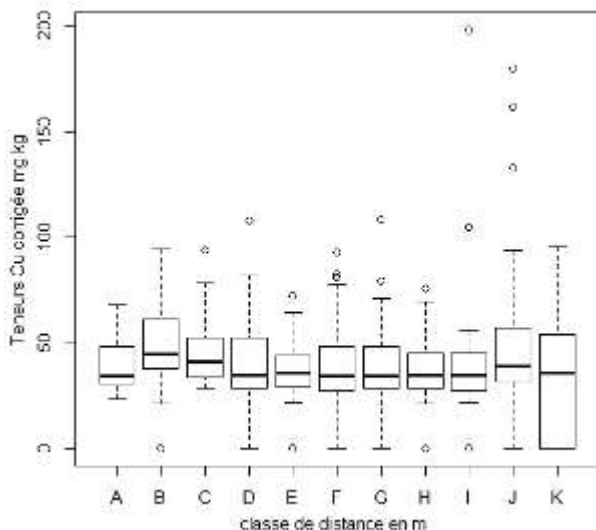


Figure 15 : Boîte de dispersion des teneurs en Plomb, zinc et cuivre en fonction de la distance à la voie

A l'examen des boîtes de dispersion et d'après un test ANOVA (Analysis Of Variance), un gradient de concentration en plomb et zinc par rapport à la distance à la voie peut être mis en évidence.

Ce test statistique permet d'étudier le comportement d'une variable continue à expliquer (dans notre cas, la teneur en ETM en mg/kg) en fonction d'une ou de plusieurs variables explicatives (les classes de distance par rapport à la voie).

Ici, ce test nous permet de vérifier que les échantillons situés dans la bande des 30 mètres sont significativement différents des échantillons situés au-delà de cette bande (>30m).

Les résultats de ce test sont présentés dans le **Tableau 19**.

	P-value
Pb _c	4.47 ^{e-04} ***
Zn _c	0.033 *
Cu _c	0.506

Tableau 19: P-value des ETM (test ANOVA)

La valeur basse du P-value du plomb (4.47^{e-04}) indique que les teneurs en plomb dans les 30 premiers mètres sont différentes des teneurs au-delà de cette distance.

Pour l'élément zinc, la même relation peut être avancée mais elle est moins significative.

En revanche, pour l'élément cuivre, toutes les teneurs en ETM sont identiques, que ce soit dans la bande des 30 mètres et au-delà.

Les données du **Tableau 20**, vont dans le sens de ces constatations.

	Distance/voie (m)	0-10	10-20	20-30	30-40	40-60	60-80	80-100	100-120	120-140	140-180	180-280
Teneur en Pb _c mg/kg	Nbre de valeur	11	32	22	34	53	53	47	40	24	39	26
	1 ^{er} quartile	29.60	35.70	32.39	31.15	23.65	21.99	25.31	26.60	26.72	20.73	12.37
	Médiane	74.52	56.39	82.87	53.40	43.49	50.76	39.42	41.93	38.16	38.5	26.60
	3 ^{ème} quartile	172.98	85.57	122.94	70.59	64.41	66.33	68.59	56.83	50.38	93.62	60.84
	Max	234.03	291.48	289.62	181.13	177.67	164.53	243.06	201.25	96.73	229.2	152.53
Teneur en Zn _c mg/kg	1 ^{er} quartile	71.80	82.16	87.42	58.39	59.89	52.54	55.08	60.22	59.51	57.44	41.72
	Médiane	88.25	104.32	113.36	71.92	82.22	83.33	74.44	72.47	76.90	90.49	80.42
	3 ^{ème} quartile	143.83	143.34	217.68	96.14	109.63	177.02	140.34	133.71	92.20	183.46	148.39
	Max	172.51	372.92	477.84	335.58	285.51	565.47	313.36	477.10	234.49	396.56	262.18
Teneur en Cu _c mg/kg	1 ^{er} quartile	30.63	38.25	34.22	29.06	29.08	27.64	28.89	28.67	28.61	31.66	0.00
	Médiane	34.45	44.88	41.31	35.01	36.13	34.27	34.18	35.05	34.83	38.93	36.03
	3 ^{ème} quartile	48.29	60.39	51.92	52.42	43.95	48.59	47.37	44.95	44.71	57.39	52.72
	Max	68.00	94.46	93.93	107.94	72.42	93.15	108.27	75.73	198.35	179.88	95.51

Tableau 20 : Statistiques descriptives des teneurs en éléments plomb, zinc et cuivre corrigé en fonction de la distance par rapport à la voie

A savoir que les 30 premiers mètres concentrent des teneurs en plomb aux alentours de 71,26 mg/kg, puis au-delà de cette limite, les teneurs sont relativement plus faibles (41,53 mg/kg en moyenne).

De même pour l'élément zinc, qui cumule 101,98 mg/kg de zinc en moyenne dans les 30 premiers mètres, puis 79,02 mg/kg au-delà de cette limite.

III.2.1.2 Impact du trafic

L'impact du trafic sur la teneur en élément trace métallique a été évalué par l'intermédiaire des trafics moyens journaliers annuels (TMJA) obtenus pour chaque axe routier important à l'échelle de chaque département (**Figure 16**).

Comme pour les distances par rapport à la route, des classes de TMJA décroissantes ont été réalisées.

- A: 150 000 - 100 000 veh/j
- B: 45 000 - 35 000 veh/j
- B1: 35 000 - 15 000 veh/j
- C: 10 000 - 5 000 veh/j
- C1: 5 000 – 1 500 veh/j

Ces classes de trafic correspondent au classement des jardins familiaux selon leur typologie (principaux, primaire et secondaire).

Le détail des TMJA relevés à proximité des jardins familiaux est présenté dans le **Tableau 21**.

Jardins Principaux (4)	Jardins Primaires (7)			Jardins Secondaires (8)	
	A	B	B1	C	C1
Villejuif	116000	Les Ulis (remblai)	35342	Morangis	9892
Wissous (remblai)	155000	Rambouillet A (mur)	43000	Crosne	6882
Garches	150000	Rambouillet B (mur)	43000	Villeneuve saint Georges 2	6880
Saint Ouen l'Aumône (mur)	100000	Melun	40000	Dourdan	1629
		Blanc mesnil	34874	Roissy en France	3650
		Dugny	17714	Saint soupplets	3452
		Créteil	20899	Nangis	3400

Tableau 21 : Répartition des jardins familiaux selon la typologie et le trafic

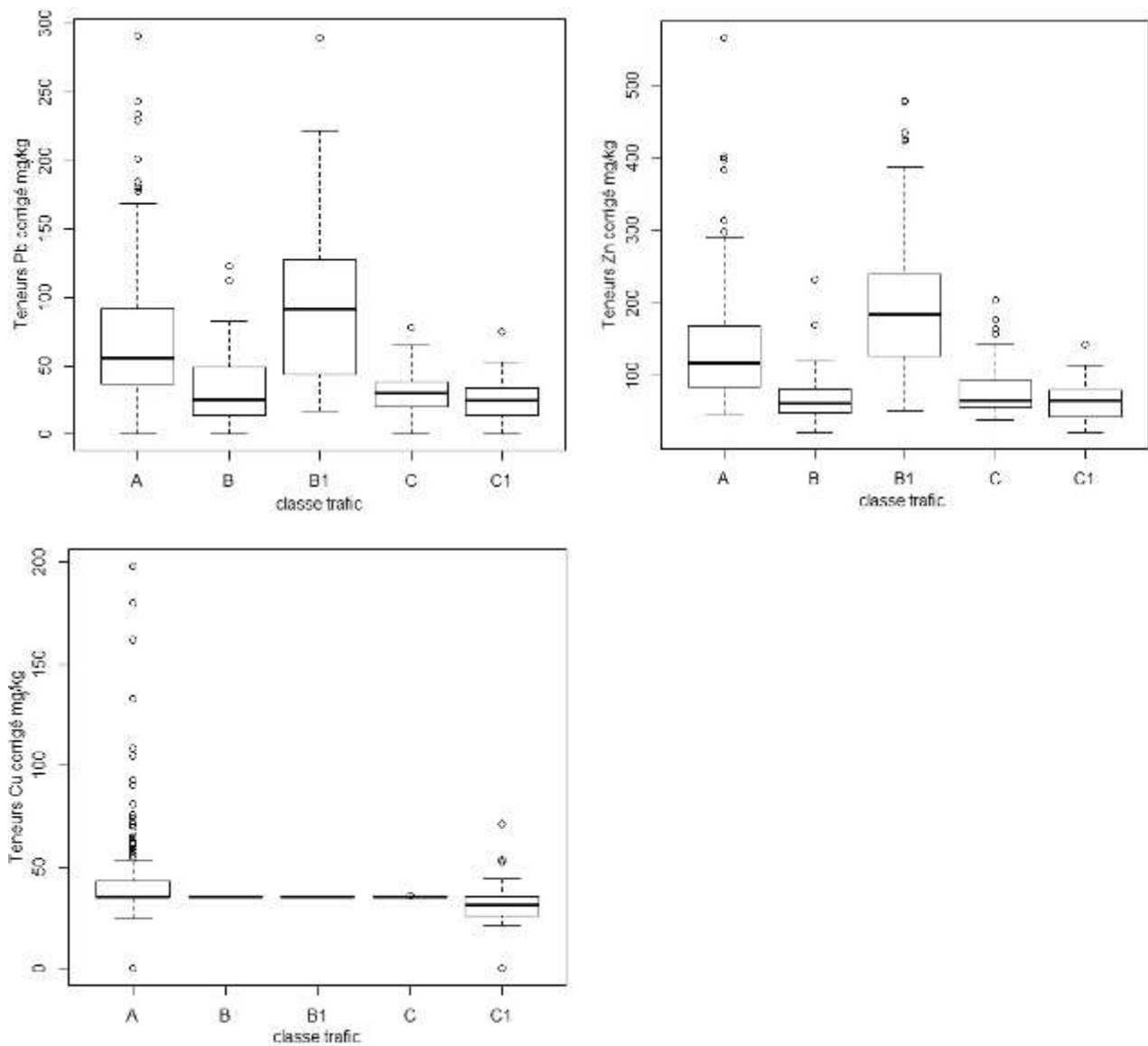


Figure 16 : Boîte de dispersion des teneurs en Plomb, Zinc et Cuivre en fonction des classes de trafic

Les boîtes de dispersion indiquent une diminution significative (test ANOVA, $P\text{-value} = 2 \times 10^{-16}$) de la teneur en plomb et zinc en fonction du trafic à l'exception de la classe de trafic B1 (de 15 000 à 35 000 véhicules/jour), où les teneurs en plomb et zinc sont plus importantes que pour un trafic supérieur à 100 000 véhicules/jour.

A savoir que de nombreux jardins situés dans les classes de trafic A et B présentent des remblais ou des murs anti-bruit (5 jardins sur 8) ce qui expliquerait les plus faibles teneurs en plomb et zinc que la classe B1, qui regroupe des jardins ne possédant aucune protection. A cela s'ajoute la direction des vents, et placent directement les jardins en B1 sous l'influence des vents dominants. En ce qui concerne le cuivre, aucun lien entre la teneur en cuivre des sols et la classe de distance ne peut être mis en évidence.

III.2.2 Impact de la route sur les teneurs en HAP et hydrocarbures C10-C40

Une ACP a été réalisé en tenant compte des 3 variables quantitatives ; les teneurs en HAP et hydrocarbures ainsi que la distance par rapport à la voie.

Les variables sont centrées réduites car les unités de mesures sont différentes.

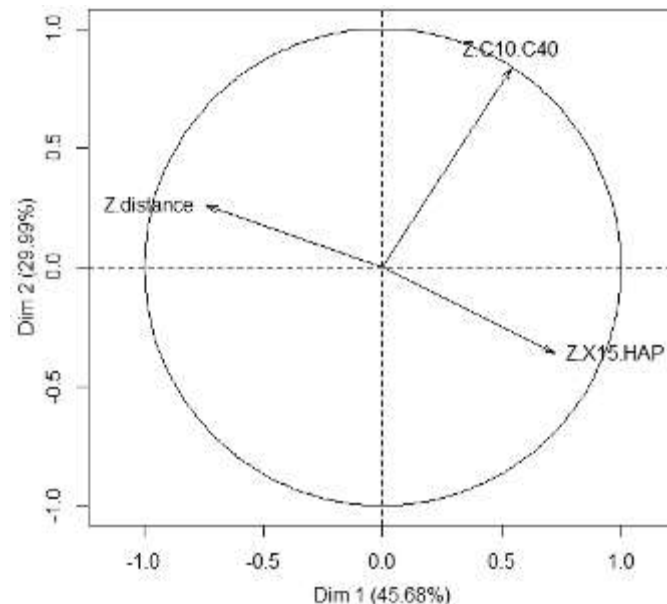


Figure 17 : Graphe des variables

Le premier plan contient 76% de l'information du jeu de données. Il reste 24% de l'information qui n'est pas résumée ici.

D'après les sorties de R et du graphe des variables, on obtient les déductions suivantes.

Les variables teneur en HAP, hydrocarbures totaux et distance par rapport à la voie ne sont pas corrélées.

En conséquence aucun lien entre la distance à la route et la teneur en HAP et Hydrocarbures C10-C40 ne peut être mis en évidence.

III.3 Autres facteurs influençant la contamination des sols

III.3.1 Impact de l'âge des jardins

D'après Morel et Schwartz, la teneur en métaux dans les sols des jardins familiaux s'explique par les facteurs suivants, par ordre d'importance croissante : dépôts atmosphériques < concentration naturelle dans les sols < pratiques de jardinage < âge du jardin. Les plus vieux jardins montrent les teneurs les plus élevées en métaux liées au degré d'intensification des

pratiques de jardinage (amendements, traitements phytosanitaires,...) et à la proximité d'agglomérations ou d'un site industriel émetteur.

Un tableau récapitulatif des différentes durées d'exploitation des jardins est représenté ci-dessous. La durée d'exploitation est exprimée en année.

Jardins Principaux (4)		Jardins Primaires (7)		Jardins Secondaires (8)	
	Age		Age		Age
Villejuif	?	Les Ulis	23	Morangis	?
Wissous	3	Rambouillet A	?	Crosne	25
Garches	70	Rambouillet B	?	Villeneuve saint Georges	15
Saint Ouen l'Aumône	5	Melun	41	Dourdan	60
		Blanc mesnil	?	Roissy en France	?
		Dugny	?	Saint souplets	?
		Créteil	?	Nangis	40

Tableau 22 : Age des jardins familiaux d'Île de France

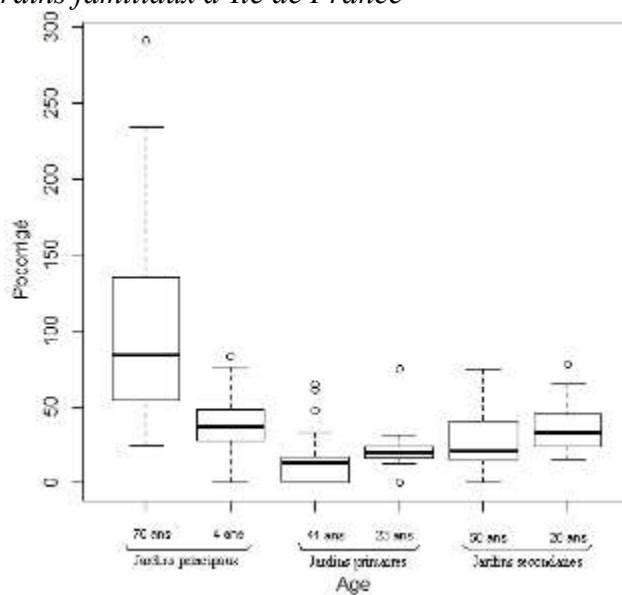


Figure 18 : Boite de dispersion de la teneur en plomb en fonction de la durée d'exploitation

La relation entre ancienneté du jardin et contamination est observable pour les jardins principaux, c'est à dire ceux qui sont situés à proximité d'une autoroute. A savoir que les jardins qui ont 4 ans possèdent une protection (mur antibruit ou jardin en déblai).

Pour les autres jardins aucun lien entre leur âge et leur contamination ne peut être mis en évidence. Pour les autres jardins les données sur l'âge sont en attente de réponse de la part des gestionnaires.

III.3.2 Impact de la texture des sols

Le fichier général a été subdivisé en 3 sous population en fonction de la granulométrie.

Les 3 sous populations obtenues sont :

« Argileux » : taux d'argile > 50% (130 individus)

« Limoneux » : moins de 20% d'argile et moins de 55% de sables (244 individus)

« Sableux » : taux de sable >50% (141 individus)

Pour un total de 515 individus. Les textures limoneuses sont donc très largement dominantes (48%).

Le **Tableau 23** et la **Figure 19** présentent les valeurs en ETM_c obtenues pour les 3 catégories granulométriques.

		Pb _c	Zn _c	Cu _c
Sableux	1 ^{er} décile	24,66	30,29	28,95
	Médiane	17	57,64	31,15
	9 ^{ème} décile	177,46	126,38	77,94
	Vibrisse	64,28	64,97	23,87
Limoneux	1 ^{er} décile	0	54,10	27,33
	Médiane	22,32	82,47	36,13
	9 ^{ème} décile	83,47	174,77	69,47
	Vibrisse	48,95	69,53	28,43
Argileux	1 ^{er} décile	12,31	71,72	0
	Médiane	45,7	139,98	42,83
	9 ^{ème} décile	83,84	281,46	55,38
	Vibrisse	106,53	150,18	31,40

Tableau 23 : Teneurs en ETM_c en fonction des 3 classes granulométriques

Globalement les valeurs des médianes vont croissant avec la teneur en argile.

D'après les boîtes de dispersion et les tests ANOVA, on peut dire qu'il existe une forte relation entre la granulométrie de l'échantillon étudié et les teneurs en élément trace métallique dosés que ce soit pour l'élément plomb et zinc (P-value $2^{e-16***}$) et le cuivre (P-value 1.38^{e-7***}). Les matériaux sableux et limoneux sont naturellement les plus pauvres en métaux.

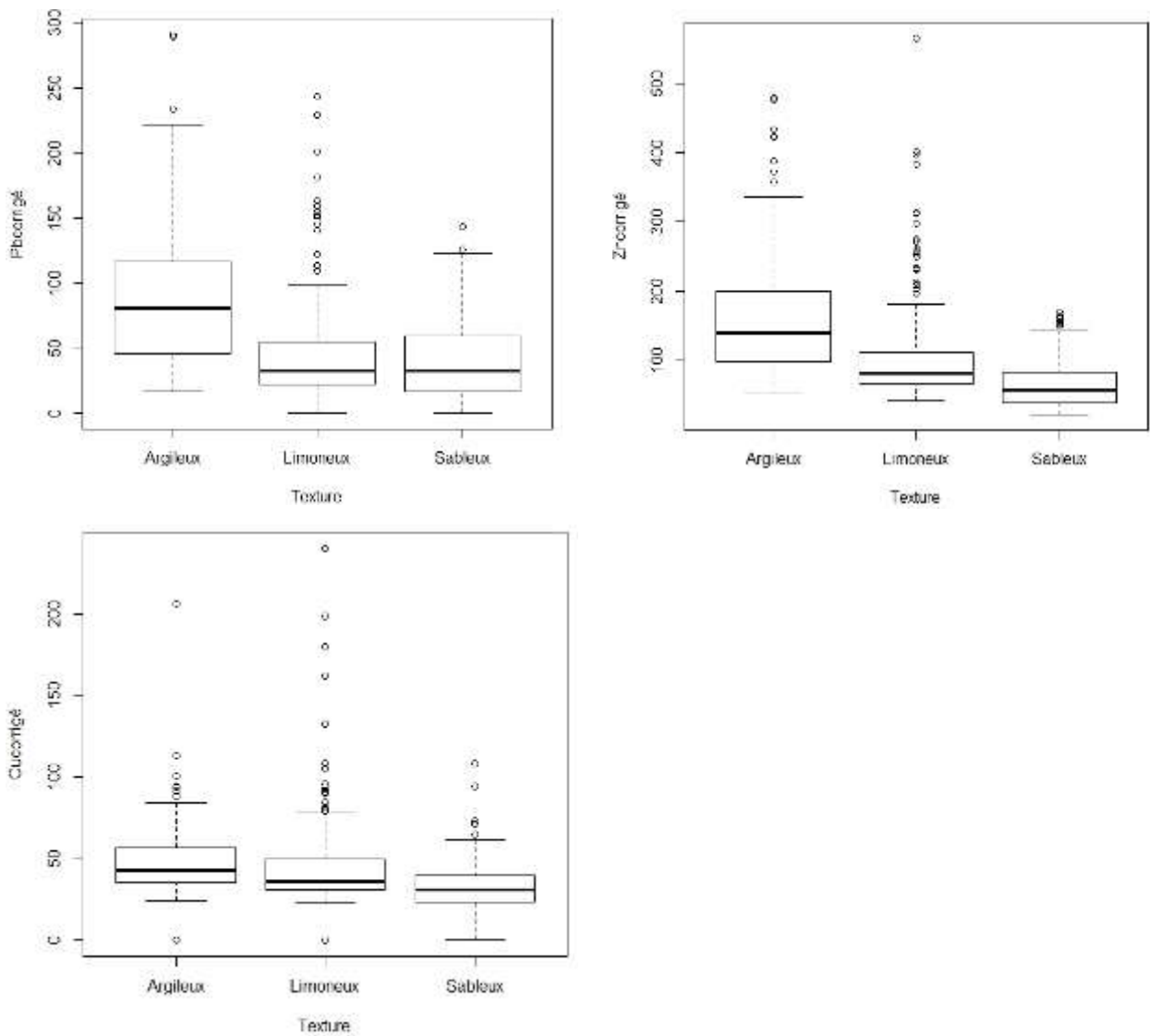


Figure 19 : Teneurs en ETM en fonction de la classe granulométrique

III.4 Spatialisation des teneurs en ETM

L'objectif de la spatialisation des teneurs en ETM dans les sols est d'obtenir une carte des teneurs en élément trace sur l'ensemble du jardin étudié.

Afin de mettre en évidence la distribution spatiale de la pollution par les ETM, une interpolation par krigeage à l'aide d'un SIG a été réalisée.

Le krigeage est une technique géostatistique de modélisation spatiale permettant, à partir de données dispersées, d'obtenir une représentation homogène des informations étudiées. Dans l'analyse de la pollution par les ETM, on ne dispose que d'un nombre limité de mesures qui vont fournir les données. Le krigeage nous permettra donc, à l'aide des mesures de

concentrations obtenues en certain point, d'estimer les concentrations de toute la zone d'étude. Il sera alors possible de créer une carte étendant les relevés à tout le jardin.

Les variogrammes correspondant à chaque extrapolation n'est pas disponible, car le CETE ne possède pas la licence pour l'extension Geostatistical Analyst.

Un modèle exponentiel à été appliqué, modèle qui propose la meilleure représentation dans notre cas.

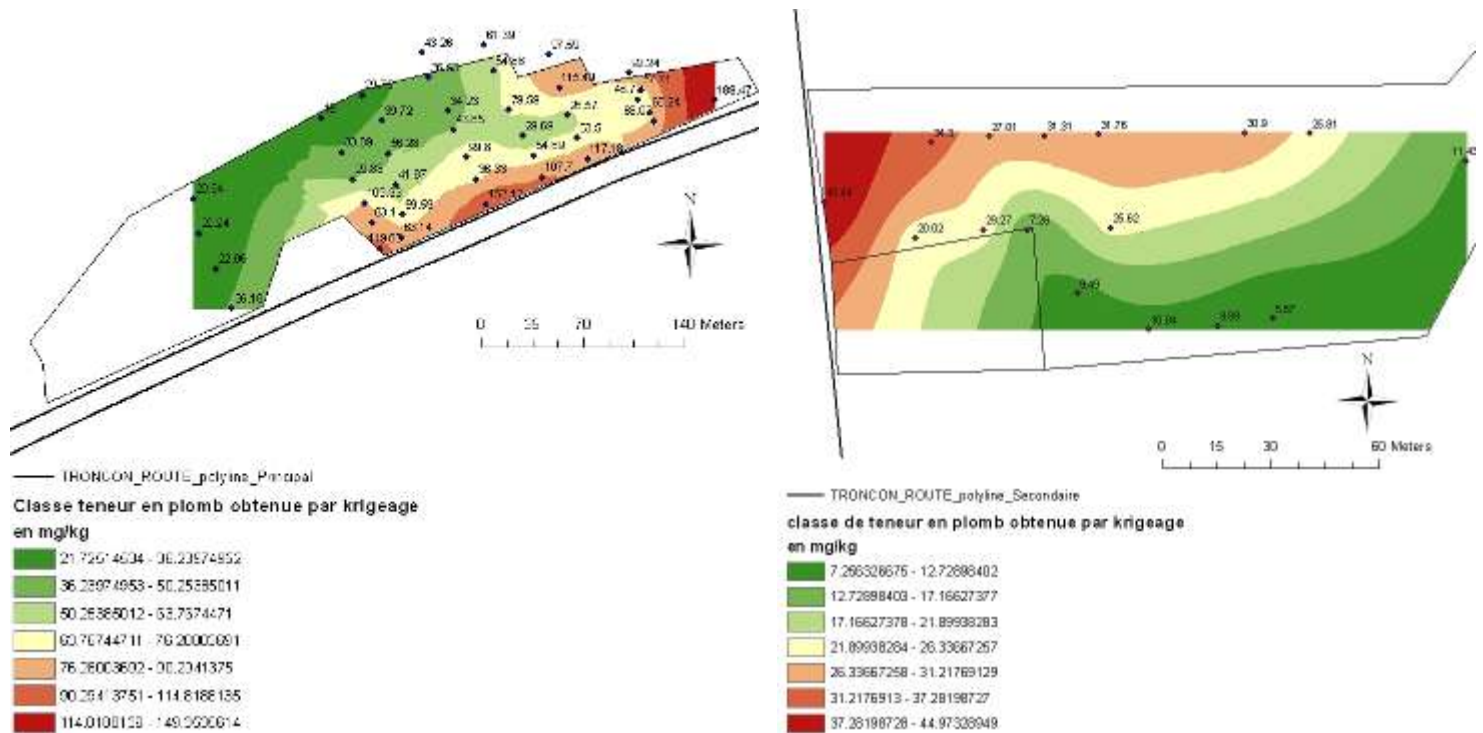


Figure 20 : Carte d'interpolation des teneurs en plomb par fluorescence X lié au transport routier principal (Autoroute à Garches) et secondaire (départementale à Nangis)

Dans le cas des jardins de Garches et Nangis, le krigeage permet de mettre en évidence l'influence du réseau routier (ici l'A13 et la D56). En effet les teneurs en plomb vont croissantes plus on s'approche de l'autoroute et inversement plus on s'en éloigne.

Cependant les ordres de grandeur des teneurs en plomb diffèrent d'un jardin à l'autre. Plus de 100mg/kg pour Garches contre 45 mg/kg à Nangis. Cette différence de concentration liée au trafic routier a déjà été traitée plus haut.

A contrario, dans d'autres jardins familiaux des anomalies en plomb ont pu être observées sans rapport avec l'infrastructure de transport.

A Créteil, les fortes teneurs en plomb sont situées à l'extrémité du jardin et dans une moindre mesure le long de la N186. Il en est de même dans le cas du jardin de Dugny sur la D125.

Ces cartes nous permettent d'identifier une autre source de contamination au plomb qui n'est pas liée à la proximité du réseau routier. Des investigations plus poussées sur le terrain ou un historique avant la création du jardin peuvent expliquer l'origine de cette contamination.

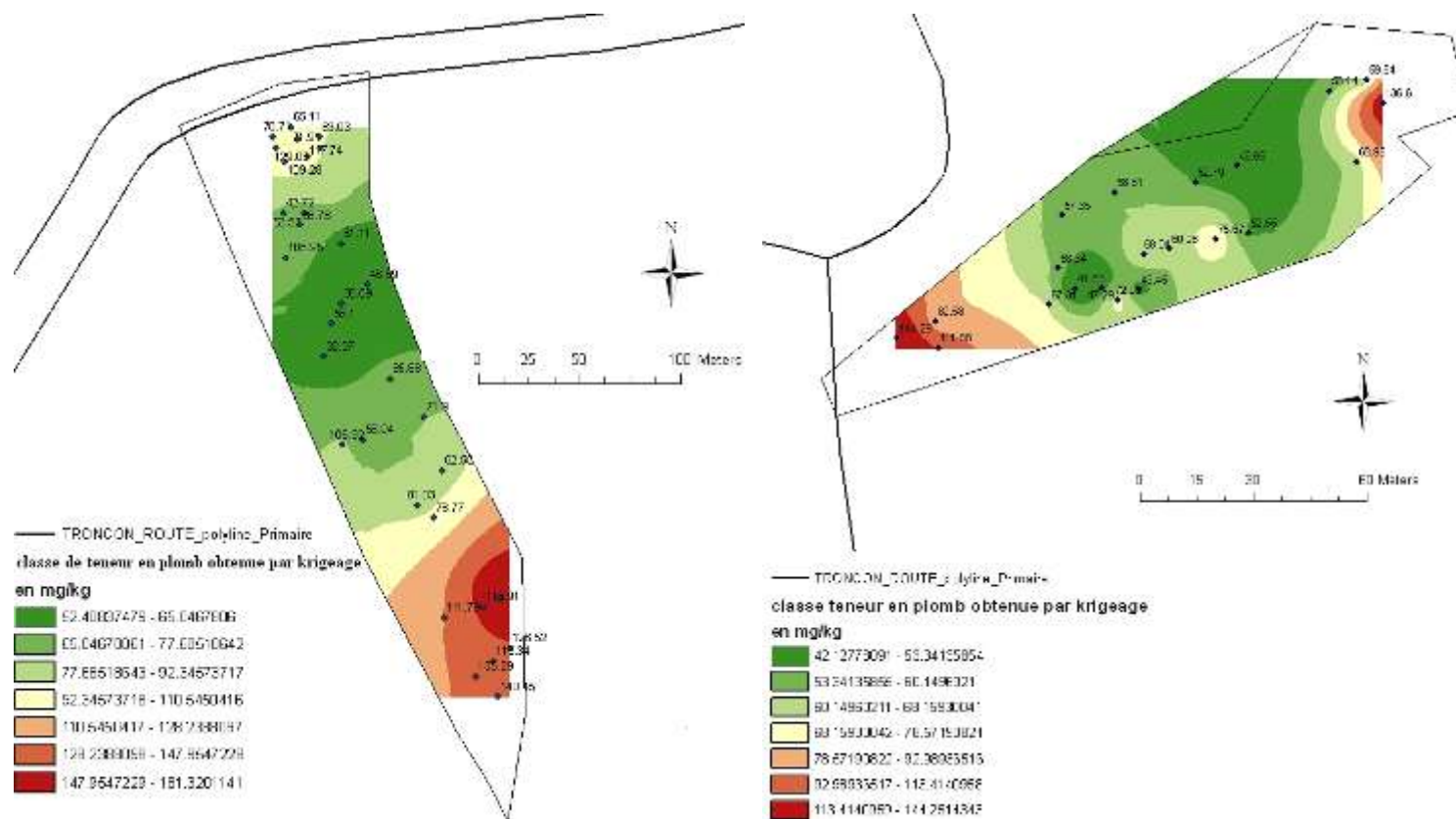


Figure 21 : Carte d'interpolation des teneurs en plomb par fluorescence X lié au transport routier primaire (Nationale à Créteil) et (Départementale à Dugny)

Les données concernant le régime et la direction des vents en Île de France ont été examinées en lien avec les résultats des cartes des teneurs en plomb.

La rose des vents en Figure 22, montre que la majeure partie des vents qui soufflent en Île de France proviennent de deux directions, du Nord-Est et du Sud-Ouest. Ainsi les jardins de Garches, Nangis et Dugny se retrouvent directement sous l'influence de ces vents. A noter que la moitié des jardins de notre étude sont sous l'influence des vents dominants.

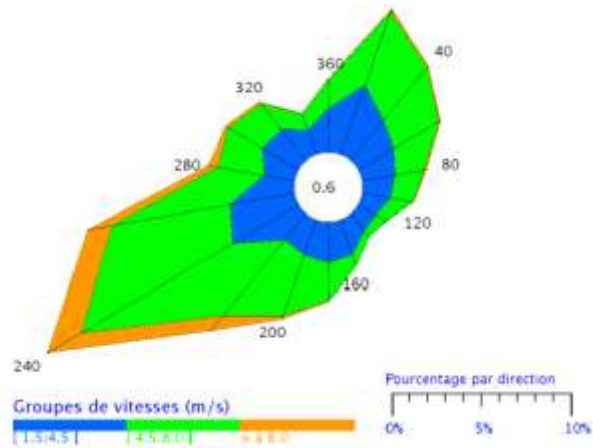


Figure 22 : Fréquence des vents en fonction de leur provenance en % (Achères, Météo France)

Conclusion

L'étude des 29 sites de jardins familiaux sur le territoire d'Île de France était destinée à examiner l'état général de la pollution des sols par les éléments traces métalliques, les hydrocarbures totaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'objectif de caractériser les sols dans la zone d'influence des dépôts routiers et ferroviaires mais également d'obtenir des éléments sur les distances d'impact associées à la voie.

Les sites de prélèvement ont été sélectionnés pour leur proximité avec une infrastructure de type rail ou route et suivent un plan d'échantillonnage selon des transects de sol perpendiculaires à la voie de façon à obtenir une cartographie du site. Les analyses faites à la fois à l'aide d'un appareil à fluorescence X et par des analyses conventionnelles (5 échantillons par site), portent sur les 20 premiers centimètres de sol.

Parmi les éléments traces métalliques analysés, on observe localement certaines anomalies. 13% des échantillons en plomb dépassent le seuil réglementaire fixé à 100mg/kg, 3% pour le zinc et 2,3% pour le cuivre avec des seuils fixés à 300 et 100mg/kg respectivement.

La comparaison des données avec les teneurs agricoles habituelles locales ainsi que le calcul des facteurs d'enrichissement font état d'une contamination des sols des jardins familiaux sans pour autant mettre en cause l'effet de la route.

Les analyses des hydrocarbures totaux (C10-C40) ne montrent pas de valeurs inquiétantes, et leur présence dans les sols semble être d'origine végétale. Il en est de même pour les

hydrocarbures aromatiques polycycliques, cependant leurs présences semblent liée à la circulation automobile.

L'étude des concentrations en élément trace métallique en fonction de la distance à la voie, a permis de mettre en évidence une décroissance des concentrations en plomb et zinc en fonction de l'éloignement à la route. Une distance d'impact de 30 mètres à partir du bord de la route a pu être identifiée. Au-delà de cette distance, le bruit de fond est généralement atteint. Pour les hydrocarbures, aucun lien entre les teneurs et la distance n'a pu être identifié.

Pour compléter la compréhension des phénomènes de contamination, d'autres facteurs autres que la proximité par rapport à l'infrastructure ont été étudiés.

Ainsi, l'étude a pu montrer le lien entre le trafic routier de l'axe considéré et la teneur en métaux lourds correspondante.

Les jardins les plus concentrés en métaux sont situés à proximité des voies qui présentent les trafics les plus importants. A cela s'ajoute d'autres éléments de contexte important tels que la présence de remblais, mur antibruit, arbres, qui semble atténuer les teneurs en ETM, et des paramètres environnementaux (direction des vents dominant, texture du sol, âge des jardins) qui au contraire s'avèrent participer à la charge en métaux lourds des sols.

Enfin un krigeage des concentrations en ETM à l'aide d'un SIG a permis d'établir une carte des teneurs en ETM analysées par fluorescence X pour chaque jardin. Ces cartes associées à la direction des vents et aux obstacles (remblais, murs antibruits, arbres), permettent de distinguer les apports en ETM d'origine routière de ceux propres à l'historique des parcelles du jardin. Ainsi l'examen d'un certain nombre de jardins a permis d'identifier des parcelles contaminées par la route et d'autres liées au contexte du jardin.

Au terme de ce travail, si l'on en juge certaines normes actuelles, il existe une contamination des sols des jardins familiaux par les ETM. Bien que ces métaux soient présents dans les sols, leur transfert vers les plantes et donc la chaîne alimentaire n'a pas été traité. Il est donc nécessaire de compléter les résultats obtenus par une étude plus précise sur la caractérisation des ETM dans les végétaux. Enfin, on peut s'interroger sur l'application d'une distance de sécurité à proximité des principaux axes routiers, afin d'en réduire les impacts. Ce genre de prédisposition est déjà appliqué dans d'autres pays (320 m au Canada qui serait difficile à mettre place en Île de France).

BIBLIOGRAPHIE

ABOUL-KASSIM et SIMONEIT, 1995, *Aliphatic and aromatic hydrocarbons in particulate fallout of Alexandria, Egypt: sources and implications*, Environmental Scientist Technology, 29 p.2473-2483

ALLOWAY B.J., 1994, *Heavy Metals in Soils* (2nd ed.), Blackie Academic and Professional, Glasgow

BAIZE D., 1997, *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Références et stratégies d'interprétation, 410 p.

Baize, 1993

BAIZE D., 1994, *Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français. Premiers résultats du programme ASPITET*. Courier de l'Environnement de l'INRA 22, p.37-46

BOMBOI et HERNANDEZ, 1991, *Hydrocarbon in urban runoff: their contribution to the wastewaters*, Water Research 25(5), p.557-565

BOULABASSI et SALIOT, 1993, *Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbon markers (NAH, LAB, PAH)*, Oceanologica Acta 16(2), p.145-161

BUKOWIECKI N. et al., 2007, *Iron, manganese and copper emitted by cargo and passenger trains in Zurich (Switzerland): Size-segregated mass concentrations in ambient air*, Atmospheric Environment 41, p.878-889

COLOMBO J.C et al., *Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata estuary, Argentina*, Environmental Science and Technology 23, p.888-894

CRÖSSMANN et WÜSTEMANN, 1992, *Belastungen in Haus- und Kleingärten durch anorganische und organische Stoffe mit Schadstoffpotential*, Teil I: Böden und Komposte; UBA Forschungsbericht 116 08 068; Berlin, 133 p.

DAVILA A. et al., 2006, *Mapping the sources of urban dust in a coastal environment by measuring magnetic parameters of Platanus hispanica leaves*, Environmental Science and Technology, 40 p.3922-3928

GASPERI J., 2006, *Introduction et transfert des hydrocarbures a différentes échelles spatiales dans le réseau d'assainissement parisien*, Rapport de thèse, École nationale des ponts et chaussées

GIRARDIN P., 1994, *Jardins familiaux, jardins privés... quand le mieux est l'ennemi du bien*. Courier de l'environnement de l'INRA 23, p.17-22

HUGOT V., 1990, *Le jardin : un moyen de sociabilisation et de valorisation*, mémoire de sociologie, 39 p.

KAHLE P., 2000, *Heavy metals in garden soils from the urban area of Rostock*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163 (2), p.191-196

LAPERCHE V. et QUINIOU T., 2011, *Mesures in situ des teneurs Programme CNRT*, Rapport final BRGM/RP-59436-FR, 190 p.

- LEGRET M. et al., 2000, *Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway*, The science of the total environment, vol 235, p143-150
- LEOZ-GARZIANDIA E. et BOCQUET N., 2007, *Surveillance des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)*, Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, 30 p.
- LIU H. et al., 2009, *Heavy metal contamination in soil alongside mountain railway in Sichuan, China*, environmental monitoring and assessment, 152 p.25–33
- MASSOUNIE O., 2002, *Jardins familiaux et pollution atmosphérique de proximité d'origine routière*, Mémoire de fin d'études, ENSAIA-INPL
- MOREL J.L. et SCHWARTZ C., 1999, *Qualité et gestion des sols de jardins familiaux*. Comptes-rendus de l'académie d'Agriculture, 85, 2, 103-114
- PAPRITZ et REICHARD, 2009, *Modelling the risk of Pb and PAH intervention value exceedance in allotment soils by robust logistic regression*, environmental pollution, n°157, p.2019-2022
- PETIT C. et al., 2009, *Trafic routier et distances de sécurité : Le dilemme de l'agriculture en Ile-de-France*, VertigO – La revue en sciences de l'environnement, Volume 9 numéro 1
- ROCHER V., 2003, *Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien*, Rapport de thèse, Université Paris XII
- ROSSIGNOL et al., 2008, *Anthroposols*, Référentiel pédologique français
- SCHWARTZ C. et al., 1995, *Factors of contamination of garden soil by heavy metals*, III^o International Conference on the Biochemistry of Trace Elements in Paris, may 1995.
- SCHWARTZ C., 1993, *Facteurs de qualité des sols de jardins de l'est mosellan*, DEA Sciences Agronomiques ENSAIA – INPL, 44p.
- SETRA, 2004, *La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes Les éléments traces métalliques (ETM)*, note d'information 12 p.
- WANG Z. et al., 1997, *Using systematic and comparative analytical data to identify the source of an unknown oil on contaminated birds*, Journal of Chromatography A, n°775, p. 251–265

ANNEXE I

commune	ID	ID	commune	ID	ID	commune	ID	ID	commune	ID	ID
	ID route	jardins		ID route	jardins		ID route	jardins		ID route	jardins
Epinay-sur-Orge	A6	P5	Nemours	A6	P9	Villejuif		P20	Chevreuse	D13	s34
Epinay-sur-Orge	A6	P6	Nemours	A6	P10	Villejuif		P21	Chevreuse	D13	s49
Les Ulis	D35	p24	Nemours	A6	P11	Villejuif		P22	Dampierre-en-Yvelines	D91	s35
Les Ulis	D35	p25	Nemours	A6	P12	Villejuif	A6B	P23	Dampierre-en-Yvelines	D58	s40
Ballancourt-sur-Essonnes	N191	p14	Nemours	A6	P13	Villeneuve-Saint-Georges	D94DE	s19	Eancourt		s50
Boutigny-sur-Essonnes	D153	s4	Nemours	A6	P14	Villeneuve-Saint-Georges	D94DE	s74	Elancourt	D912	s93
Boutigny-sur-Essonnes	D153	s9	Nemours	A6	P15	Villeneuve-Saint-Georges	D94DE	s75	Elancourt	D912	s94
Corbeil-Essonnes	N448	s44	Rebais	D222A	s15	Villeneuve-Saint-Georges		s77	Hardricourt	D190	p5
Crosne		s2	Saint-Fargeau-Ponthierry	D141	s16	Argenteuil	D48	s28	Le Mesnil-le-Roi	D157	p3
Crosne		s76	Saint-Soupplets	D401	s58	Argenteuil	D48	s29	Le Mesnil-le-Roi	D157	p16
Crosne	D324	s110	Souppes-sur-Loing	D207	s36	Argenteuil	D48	s30	Le Mesnil-le-Roi	D157	p17
Crosne	D324	s111	Thieux	D26	s51	Argenteuil	D48	s38	Le Mesnil-le-Roi	D157	p18
Dourdan	D116	s8	Varennes-sur-Seine		s14	Argenteuil	D48	s41	Limay	D146	s78
Dourdan	D5	s45	Varennes-sur-Seine	D403	s64	Argenteuil	D48	s101	Limay	D146	s79
Dourdan	D5	s97	Varennes-sur-Seine		s65	Argenteuil	D48	s102	Limay	D146	s80
Dourdan	D5	s98	Varennes-sur-Seine	D403	s66	Garges-lès-Gonesse	D125	p23	Limay	D146	s81
Etampes	N20	p9	Vaux-le-Pénil	D39	s12	Gonesse	D370	p6	Limay	D146	s82
Etampes	D21	s5	Vaux-le-Pénil	D39	s13	Goussainville	D47	s22	Limay	D146	s83
Etampes	D21	s6	Villenois	D5	s10	Goussainville	D47A	s24	Limay	D146	s84
Etampes	D21	s7	Villenois	D5	s11	Groslay	N1	p8	Montesson	A14	P1
Milly-la-Forêt	D837	p4	Villenois	D5	s62	Jouy-le-Moutier		s23	Montigny-le-Bretonneux		s85
Milly-la-Forêt	D837	s54	Villenois	D5	s63	Louvres	N17	p10	Montigny-le-Bretonneux		s86
Mondeville	D153	s53	VillevaudŰ	A104	P17	Louvres	N17	p19	Saint-Cyr-l'Ecole	D7	s33
Mondeville	D153	s55	Clichy-sous-Bois	N370	s18	Louvres	N17	p20	Saint-Cyr-L'Ecole	D7	s43
Morangis		s95	Dugny	D125	p21	Magny-en-Vexin	D86	p13	Sartrouville		s32
Morangis		s96	Dugny	D125	p22	Marly-la-Ville	D184	s21	Villepreux	D161	s42
Ris-Orangis	D31	s1	La Courneuve	A1	P4	Marly-la-Ville	D922	s37	Villepreux	D161	s87
Saint-Germain-lès-	N448	s3	Le Blanc-Mesnil	A1	P25	Marly-la-Ville	D922	s99	Villepreux	D161	s88

Corbeil											
Wissous	A6B	P3	Livry-Gargan	D44	s46	Marly-la-Ville	D922	s100	Villepreux	D161	s89
Brou-sur Chantereine	A104	P16	Montreuil	A186	s106	Montmagny	D311	s27	Villepreux	D161	s90
Champeaux	D215	s57	Montreuil	A186	s107	Nerville-la-Forêt	D64E	s56	Villepreux	D161	s91
Chelles	D34	s103	Montreuil	A186	s108	Nerville-la-Forêt	D64E	s59	Villepreux	D161	s92
Chelles	D34	s104	Montreuil	A186	s109	Osny	D915	s52	Villejuif	A6	p43
Chelles	D34	s105	Noisy-le-Sec	A103	P24	Persan	D78	s20	Sannois	A15	p28
La Ferté-Gaucher	N34	p15	Noisy-le-Sec	N302	p7	Pontoise		s48	Thiais	A86	p29
Le Mée-sur-Seine	N6	p11	Vaujours		s17	Pontoise		s112	Thiais	A86	p30
Marcilly	D401	s60	Créteil	N186	p2	Pontoise		s113	Thiais	A86	p31
Marcilly	D401	s61	Fontenay-sous-Bois	D44	s69	Roissy-en-France	D902A	s25	Thiais	A86	p32
Montereau-Fault-Yonne	N105	p1	Fontenay-sous-Bois	D44	s70	Roissy-en-France	D902A	s26	Thiais	A86	...
Nangis		s67	Fontenay-sous-Bois	D44	s71	Sannois	A15	P26	Thiais	A86	p40
Nangis		s68	La Queue-en-Brie		s39	Sarcelles	N16	p12	Lésigny	N104	
Nemours	A6	P7	La Queue-en-Brie		s72	Sarcelles	D208	s31	Villeneuve St georges	D136	s2
Nemours	A6	P8	La Queue-en-Brie		s73	Achères	D30	s47	Villeneuve St georges	D136	s78
Villejuif		P19	Villejuif		P18	Aubergenville	A13	P2	Villeneuve St georges	D136	s79

ANNEXE II

Questionnaire à destination du gestionnaire
*En cas de doutes ne pas hésiter à nous contacter /
 si vous ne connaissez pas la réponse le préciser*

A quelle adresse est situé le jardin dont vous êtes le gestionnaire ?			
A qui appartient le terrain ?			
Depuis quand cultive-t-on sur ce site ?			
Avez-vous un plan du parcellaire du jardin ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	
Si oui, est-il possible d'en avoir une copie ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	
Quelle est la superficie du jardin ?			
Quel est le nombre de parcelles jardinées ?			
Quelle est la durée moyenne d'occupation des parcelles ?			
Connaissez-vous l'usage antérieur de ce site ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	
Si oui, le(s)quel(s) ?			
Y a-t-il eu des apports de terre et/ou de remblais sur le site ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	
Si oui, pouvez-vous préciser la nature des éléments présents, ou ayant été retirés ?	<input type="checkbox"/> verre <input type="checkbox"/> plastique	<input type="checkbox"/> brique <input type="checkbox"/> ferraille	<input type="checkbox"/> cailloux <input type="checkbox"/> cendres <input type="checkbox"/> autre (précisez)
Quel(s) type(s) d'eau sont utilisé(s) pour l'arrosage ?	<input type="checkbox"/> eau de ville au robinet	<input type="checkbox"/> eau de pluie	<input type="checkbox"/> eau de puits <input type="checkbox"/> autre (précisez)
Le volume d'eau satisfait-il les besoins des jardiniers?	<input type="checkbox"/> toujours	<input type="checkbox"/> cela dépend des années	<input type="checkbox"/> manque d'eau chaque été
Mettez-vous à disposition des récupérateurs d'eau de pluie ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	
Existe-t-il une charte à l'attention des jardiniers ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	
Cochez les usages autorisés dans votre jardin	<input type="checkbox"/> cultures alimentaires	<input type="checkbox"/> pelouse, fleurs	<input type="checkbox"/> arbres fruitiers <input type="checkbox"/> élevage
Les cabanons sont-ils ...?	<input type="checkbox"/> fournis par la commune	<input type="checkbox"/> fournis par l'association	<input type="checkbox"/> construits par les jardiniers

Les jardiniers vous ont-ils déjà signalés des problèmes de fertilité ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	
Si oui, de quelle nature ?			
D'autres activités sont-elles autorisées/organisées sur le jardin ?	<input type="checkbox"/> barbecue	<input type="checkbox"/> bricolage construction	<input type="checkbox"/> autre (précisez)

ANNEXE III

Questionnaire à destination des jardiniers
*En cas de doutes ne pas hésiter à contacter le gestionnaire de votre jardin
 si vous ne connaissez pas la réponse le préciser*

Ce questionnaire est en 4 parties : Le jardinier, le jardin, l'entretien du jardin et les cultures. Nous tenons à vous assurer de la confidentialité des informations que vous voudrez bien nous communiquer lors de ce questionnaire. Merci beaucoup pour le temps que vous consacrez à répondre à ce questionnaire.

1- Le jardinier

1- Le jardinier				
Dans quelle commune est situé le jardin familial ?				
Quel est le nom du jardin ?				
Quel est le numéro de votre parcelle ?				
Etes-vous ?	<input type="checkbox"/> un homme	<input type="checkbox"/> une femme		
Dans quelle tranche d'âge vous situez-vous ?	<input type="checkbox"/> moins de 40 ans	<input type="checkbox"/> de 40 à 60 ans	<input type="checkbox"/> plus de 60 ans	
Quelle est votre situation professionnelle ?	<input type="checkbox"/> employé	<input type="checkbox"/> cadre	<input type="checkbox"/> agriculteur	<input type="checkbox"/> autre (précisez)
Si vous êtes retraité, quelle était votre profession ?				
Combien de temps passez-vous (en incluant famille & amis) dans votre jardin selon les saisons (cochez les cases correspondantes) ?				
	moins de 1h / semaine	entre 1 et 5h / semaine	entre 5 et 10h / semaine	plus de 10 h / semaine
au Printemps				
en Eté				
en Automne				
en Hiver				
Jardinez-vous (plusieurs réponses possibles)?	<input type="checkbox"/> pour le plaisir	<input type="checkbox"/> pour la santé	<input type="checkbox"/> pour la production alimentaire	<input type="checkbox"/> autre?

2- Le jardin

Depuis combien d'années jardinez-vous sur ce jardin ? (années)
Quelle est la surface totale de votre parcelle ? m ²
Ce jardin existait-il avant votre arrivée ?	<input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non
Avez-vous un cabanon sur la parcelle ?	<input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non
Le toit de votre cabanon est-il ?	<input type="checkbox"/> en plastique <input type="checkbox"/> en tôle
Le sol de votre jardin est plutôt ?	<input type="checkbox"/> recouvert de terre végétale <input type="checkbox"/> un mélange de terre-remblai
Dans le deuxième cas, pouvez-vous précisez la nature des éléments présents, ou ayant été retirés ?	<input type="checkbox"/> verre <input type="checkbox"/> brique <input type="checkbox"/> cailloux <input type="checkbox"/> autre (précisez)
	<input type="checkbox"/> plastique <input type="checkbox"/> ferraille <input type="checkbox"/> cendres
Comment qualifierez-vous la qualité de la terre ?	<input type="checkbox"/> bonne <input type="checkbox"/> passable <input type="checkbox"/> mauvaise
Expliquez quels sont vos critères pour évaluer la qualité de la terre sur votre jardin?	
Votre jardin est composé... (plusieurs réponses possibles)	<input type="checkbox"/> d'un potager <input type="checkbox"/> d'un verger <input type="checkbox"/> d'une partie ornementale (fleurs, pelouse...)
Quelle est la surface cultivée sur votre parcelle ? m ²
Utilisez-vous des appareils motorisés sur votre parcelle (motoculteur, groupe électrogène)?	<input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non Si oui, précisez :
Organisez-vous des barbecues sur votre jardin ?	<input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non

3- Entretien du jardin


Quel(s) type(s) d'eau utilisez-vous pour l'arrosage ?	<input type="checkbox"/> eau de ville au robinet	<input type="checkbox"/> eau de pluie	<input type="checkbox"/> eau de puits	<input type="checkbox"/> autre (précisez)
Votre cuve de récupération d'eau de pluie est-elle ?	<input type="checkbox"/> en plastique		<input type="checkbox"/> en fer	
Par temps sec et selon les besoins des plantes vous arrosez votre jardin plutôt...	<input type="checkbox"/> plus d'1 fois/jour	<input type="checkbox"/> 1 fois/jour	<input type="checkbox"/> 2 à 6 fois par semaine	<input type="checkbox"/> 1 fois par semaine
Utilisez-vous des engrais que vous achetez ?	<input type="checkbox"/> oui		<input type="checkbox"/> non	
Utilisez-vous des phytosanitaires (insecticides, herbicides) que vous achetez ?	<input type="checkbox"/> oui		<input type="checkbox"/> non	
Pensez-vous respecter les doses indiquées sur les emballages de ces produits ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> à peu près	<input type="checkbox"/> beaucoup plus	<input type="checkbox"/> beaucoup moins
Si vous voulez précisez pourquoi selon vous il est nécessaire d'en utiliser beaucoup plus ou beaucoup moins ?				
Utilisez-vous des produits phytosanitaires que vous produisez (purin d'orties...) ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non		<input type="checkbox"/> lesquels?
Quel type d'amendements utilisez-vous sur votre parcelles (plusieurs réponses possibles) ?	<input type="checkbox"/> compost	<input type="checkbox"/> cendres	<input type="checkbox"/> autre (précisez)	
Quelle est leur origine ?	<input type="checkbox"/> de votre production	<input type="checkbox"/> mis à disposition par un voisin, la mairie...		<input type="checkbox"/> achetés
Existe-t-il une charte du jardin familial ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	<input type="checkbox"/> ne sait pas	
Trouvez-vous que certains points de la charte sont difficiles à respecter ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	<input type="checkbox"/> lesquels?	
Trouvez-vous que certains points de la charte sont impossibles à respecter ?	<input type="checkbox"/> oui	<input type="checkbox"/> non	<input type="checkbox"/> lesquels?	

Si vous voulez apporter des précisions sur les deux dernières questions			
4- Les cultures			
Parmi les plantes suivantes, lesquelles cultivez-vous (plusieurs réponses possibles) ?			
<input type="checkbox"/> carottes	<input type="checkbox"/> radis	<input type="checkbox"/> salades	<input type="checkbox"/> haricots verts
<input type="checkbox"/> en très bonne santé	<input type="checkbox"/> en bonne santé	<input type="checkbox"/> tomates	<input type="checkbox"/> topinambours
<input type="checkbox"/> céleris	<input type="checkbox"/> poireaux	<input type="checkbox"/> épinards	<input type="checkbox"/> courgettes
<input type="checkbox"/> patates douces	<input type="checkbox"/> petits pois	<input type="checkbox"/> navets	<input type="checkbox"/> betteraves
<input type="checkbox"/> oignons	<input type="checkbox"/> aubergines	<input type="checkbox"/> poivrons	<input type="checkbox"/> autres légumes (précisez)
<input type="checkbox"/> fraises	<input type="checkbox"/> rhubarbe	<input type="checkbox"/> framboise	<input type="checkbox"/> autres fruits (précisez)
<input type="checkbox"/> thym	<input type="checkbox"/> menthe	<input type="checkbox"/> romarin	<input type="checkbox"/> sauge
<input type="checkbox"/> persil	<input type="checkbox"/> ciboulette	<input type="checkbox"/> basilic	<input type="checkbox"/> autres herbes aromatiques (précisez)
Vous mangez les produits issus de votre jardin ...	<input type="checkbox"/> au moment de la récolte	tout au long de l'année, ma <input type="checkbox"/> production me permet de faire des réserves	
Est-ce que votre production vous permet de la redistribuer à des amis ou à la famille ?	<input type="checkbox"/> oui, à la famille	<input type="checkbox"/> oui, aux amis	<input type="checkbox"/> oui, autres (précisez) <input type="checkbox"/> non
Si vous faites des réserves, comment conservez-vous votre	<input type="checkbox"/> en conserves	<input type="checkbox"/> surgelés	<input type="checkbox"/> confitures <input type="checkbox"/> autres (précisez)

production ?	
Vos plantations sont selon vous ...	<input type="checkbox"/> en bonne santé <input type="checkbox"/> en très bonne santé <input type="checkbox"/> parfois malades <input type="checkbox"/> souvent malades	
Si vos plantations sont malades, quelle(s) en est la (les) raison(s) ?		

Un grand merci pour avoir pris le temps de répondre à ce questionnaire.



	Diplôme : Ingénieur agronome Spécialité : Génie de l'environnement Spécialisation / option : Sol-Eau-Hydrosystèmes Enseignant référent :
Auteur(s) : Audrey ESVAN Date de naissance* : 31/01/1988	Organisme d'accueil : CETE IDF Adresse : 12, rue Teisserenc de Bort 78190 Trappes en Yvelines
Nb pages : 65 Annexe(s) : 3	
Année de soutenance : 2012	Maître de stage : Philippe Branchu
Titre français : Impact des infrastructures de transport (rail et route) sur la qualité des sols des jardins familiaux en Ile de France Titre anglais : Impact of transport infrastructure (road and rail) on the soil quality in kitchen gardens in Ile de France	
Résumé (1600 caractères maximum) : En milieu urbain et péri-urbain, les jardins familiaux se situent principalement dans des zones non constructibles, à faibles valeurs foncières et agronomiques, sur des sols remaniés pouvant être pollués. On les retrouve ainsi fréquemment le long des autoroutes et des voies SNCF, à proximité de la source de pollution routière et/ou ferroviaire. Le rapport d'étude tente d'examiner s'il existe une relation entre la qualité des sols des jardins familiaux en Ile de France et la proximité par rapport à des infrastructures (rail et route). Pour ce faire, une base de données composée des substances recherchées (ETM, HAP et HCT), ainsi que les paramètres environnementaux (âge des jardins, densité du trafic, régime des vents dominants, topographie et présence d'écrans) a été réalisée sur 29 jardins. Ce travail a démontré que 6% des échantillons dépassent les teneurs maximales en plomb admissibles dans les sols à vocation agricole fixées par l'arrêté ministériel du 8 janvier 1998. De plus un gradient de concentration en plomb et zinc par rapport à la distance à la voie a été mis en évidence, et une distance d'impact de 30 mètres aux abords de la route a été relevée. En revanche, pour les hydrocarbures totaux (HCT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), aucune influence de l'activité routière n'a été identifiée dans les sols.	
Abstract : In urban and surroundings environment, kitchen gardens are mainly located in no constructible land with low values and agronomic, on disturbed soil may be contaminated. Frequently found along highways and railway, near the source of road/rail pollution. The study report attempts to examine whether there is a relationship between soil quality in kitchen gardens in Ile de France and proximity to infrastructure (rail and road). To do this, a database composed of studied substances (ETM, PAHs and THC) and environmental parameters (age gardens, traffic density, speed of prevailing winds, topography and the presence of screens) was performed on 29 gardens. This work showed that 6% of the samples exceed the maximum allowable lead in agricultural soils determined by the Ministerial Decree of 8 January 1998. In addition, a concentration gradient of lead and zinc in relation to the distance from the road was highlighted, and impact distance of 30 meters near the road has been found. In contrast, for total hydrocarbons (THCs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), no influence of road activity has been identified in soils.	
Mots-clés : Jardins familiaux - Pollution de proximité routière/ferrée – Elément trace métallique – Hydrocarbures – Sols urbains – Fluorescence X	

* Élément qui permet d'enregistrer les notices auteurs dans le catalogue des bibliothèques universitaires