



**HAL**  
open science

## Teneurs naturelles et apports anthropiques en éléments traces dans les sols à l'ouest de l'étang de Berre

Annabelle Austruy, Julien Dron, Etienne Charbonnier, Nadine Babaguella, Helene Miche, Catherine Keller, Philippe Chamaret

► **To cite this version:**

Annabelle Austruy, Julien Dron, Etienne Charbonnier, Nadine Babaguella, Helene Miche, et al.. Teneurs naturelles et apports anthropiques en éléments traces dans les sols à l'ouest de l'étang de Berre. *Étude et Gestion des Sols*, 2016, 23, pp.125-142. hal-03532602

**HAL Id: hal-03532602**

**<https://hal.science/hal-03532602>**

Submitted on 4 Feb 2022

**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.

1 *Teneurs naturelles et apports anthropiques en éléments traces dans les sols à*

2 *l'ouest de l'étang de Berre*

3  
4  
5 *Natural contents and anthropogenic inputs of trace elements in soils from the west*

6 *of the Berre Lagoon*

7  
8 Annabelle AUSTRUY<sup>1</sup>, Julien DRON<sup>1</sup>, Etienne CHARBONNIER<sup>1</sup>, Nadine BABAGUELA<sup>1</sup>,

9 Hélène MICHE<sup>2</sup>, Catherine KELLER<sup>2</sup>, Philippe CHAMARET<sup>1</sup>

10  
11 <sup>1</sup>Institut Ecocitoyen pour la Connaissance des Pollutions - Centre de Vie La Fossette, RD 268,  
12 13270 Fos-sur-Mer, France.

13 <sup>2</sup>CEREGE UM 34 CNRS-Aix Marseille Université-IRD - Technopôle de l'Arbois-Méditerranée,  
14 BP80, 13545 Aix en Provence cedex 4, France.

15 [annabelle.austruy@institut-ecocitoyen.fr](mailto:annabelle.austruy@institut-ecocitoyen.fr)

17 **Résumé :**

18 Le Territoire Istres-Ouest-Provence, regroupant environ 100 000 habitants, étendue sur  
19 350 km<sup>2</sup> à l'ouest de l'étang de Berre (France), est un territoire complexe qui présente une forte  
20 implantation industrielle. La connaissance des niveaux de pollution des sols de ce territoire est une  
21 des priorités des acteurs locaux tant elle pèse sur les décisions d'aménagement. Cette étude vise à  
22 évaluer les teneurs naturelles en éléments traces (ET) et leur distribution dans le profil de sol. Pour  
23 mener cette étude, 30 sites, représentatifs des 7 milieux naturels ou agricoles prédominants dans la  
24 région, ont été échantillonnés. Des analyses des concentrations en ET ainsi que des mesures des  
25 principaux paramètres physico-chimiques ont été réalisées dans tous les horizons de sol identifiés  
26 pour chaque site. Les résultats ont permis d'évaluer le fond pédogéochimique en ET et ont mis en  
27 évidence, dans le nord du territoire, de légères anomalies naturelles en Cu, Cd et Co dans des sols  
28 développés dans les alluvions fluviales et une anomalie en Pb dans des sols développés sur des  
29 calcirudites à Grans. Le calcul des facteurs d'enrichissement a permis d'identifier des zones  
30 exposées aux émissions industrielles et routières de la zone industrialo-portuaire (ZIP) notamment  
31 sur les communes les plus proches, Fos-sur-Mer et Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les principales  
32 contaminations de surface observées concernent Pb, Zn et Cu, les polluants métalliques les plus  
33 émis par les industries de la zone, notamment la sidérurgie. Ces données doivent permettre à plus  
34 long terme de constituer une base de données complète des caractéristiques physico-chimiques et  
35 des teneurs en ET dans les sols à l'ouest de l'Etang de Berre.

36

37 **Mots clés :** Eléments traces, fond pédogéochimique naturel, facteur d'enrichissement, apports  
38 anthropiques, activités industrielles

39

40

41

42 **Abstract :**

43 Istres-Ouest-Provence Territory, grouping 6 different cities (around 100 000 inhabitants in  
44 total), spreads on 350 km<sup>2</sup> west from the Berre Lagoon. It is a complex territory including numerous  
45 industrial activities. The knowledge of soil pollution levels is a priority for local stakeholders, as  
46 main part of land use planning decisions. This work has several objectives: (i) to determine the trace  
47 elements (ET) pedogeochemical background in this area, (ii) to evaluate the role of land use on the  
48 ET concentrations and distributions in the soil profiles, (iii) to measure the impact of the strong  
49 industrial and harbour activity on ET content in soil surface horizons and to identify the most  
50 exposed areas of the territory to atmospheric fallouts. 30 sites, representative of seven major natural  
51 and agricultural environments in the region (Figure 1), have been selected and sampled. Total ET  
52 concentrations, as well as main physico-chemical parameters, have been measured for each  
53 identified soil horizon.

54 The results were used to assess the ET pedogeochemical background and highlighted, in the  
55 north of the territory, light natural anomalies in Cu, Cd and Co in soils developed in fluvial  
56 alluviums and an anomaly in Pb in soils developed on calcirudites at Grans (Tables 3 and 7). The  
57 determination of enrichment factors (Figure 2) spotted several zones exposed to industrial and  
58 traffic emissions from the industrial port zone, in particular in the closest cities, i.e. Fos/Mer and  
59 Port-Saint-Louis-du-Rhône. The main surface contaminations concern Pb, Zn and Cu, which are the  
60 most emitted metallic pollutants by industrial activities, in particular the steel industry (Table 5).  
61 These data will enable to constitute, in the longer term, a complete database including trace metal  
62 and metalloid concentrations and physico-chemical characteristics for soils from the west of the  
63 Berre Lagoon.

64 **Key words:** Trace metal(loid)s, background concentrations, enrichment factors, anthropic inputs,  
65 industrial activities

## 66 I. Introduction générale

67

68 La formation du sol résulte et dépend de plusieurs facteurs : la nature du matériau parental,  
69 le climat, la topographie, le temps de formation et les différents agents biologiques (espèces  
70 animales et végétales et l'homme). Le sol est aussi une ressource non renouvelable soumis à de  
71 nombreuses menaces. La Commission Européenne en a définies huit dont la pollution des sols en  
72 éléments traces (ET). Cependant, bien que le sol fasse l'objet d'une réglementation en tant que bien  
73 et propriété foncière, les législations française et européenne n'offrent pas de cadre spécifique à la  
74 protection des sols comme cela peut être le cas pour les compartiments de l'air et de l'eau. Depuis  
75 2007, la protection des sols dans le droit français repose sur une démarche d'Interprétation d'Etat  
76 des Milieux (IEM) qui évalue les risques en prenant en compte les milieux (eau, air, sol) et toutes  
77 les voies d'exposition, elle peut ainsi être considérée comme une politique de gestion des risques  
78 (MEDDE, 2007). Elle se base sur la comparaison du sol considéré par rapport à l'état initial de  
79 l'environnement et des milieux naturels voisins. De fait, il est indispensable dans cette démarche de  
80 connaître l'état initial d'un sol et de ces composants pour évaluer son éventuelle dégradation et les  
81 impacts possibles sur la chaîne alimentaire, la santé humaine et les autres compartiments des  
82 écosystèmes. En effet, la concentration en ET dans des sols non contaminés par l'activité humaine  
83 est liée à la géochimie du matériau parental à partir duquel le sol s'est formé et à sa pédogenèse  
84 (Baize, 2009 ; Dung et al., 2013). Cette concentration naturelle est appelée « fond pédogéochimique  
85 naturel » (FPGN) (Darmendrail et al., 2000, Baize, 2009). D'un point à un autre d'un territoire, ce  
86 FPGN peut varier très largement. Le fond pédogéochimique est donc défini par une valeur moyenne  
87 et une variabilité dépendant de l'échelle spatiale considérée (région donnée, horizon de référence...)  
88 (Baize, 2009).

89 Le Territoire Istres-Ouest-Provence, intercommunalité de 350 km<sup>2</sup> regroupant 6 communes

90 (Fos-sur-Mer, Port-Saint-Louis-du-Rhône, Istres, Miramas, Grans et Cornillon-Confoux), est situé à  
91 l'Ouest du département des Bouches-du-Rhône entre la Camargue, la mer Méditerranée, la plaine de  
92 la Crau, l'étang de Berre et la vallée du Rhône. Il offre une grande diversité de paysages naturels et  
93 urbains et présente une forte implantation industrielle, associée à d'intenses trafics routiers et  
94 maritimes. En effet, ce territoire abrite la première zone industrialo-portuaire de France et d'Europe  
95 du sud avec les bassins ouest du Grand Port Maritime de Marseille (GPMM). L'ensemble de cette  
96 zone comptait près de 100 000 habitants en 2012 (Territoire Istres-Ouest-Provence, 2016). En 2014,  
97 62 sites industriels étaient recensés à proximité des habitations à l'ouest de l'étang de Berre et douze  
98 sites présentant des risques d'accidents majeurs (explosion, émission de gaz toxiques, incendie...)  
99 étaient classés SEVESO (BASOL, 2014). Les industries chimiques, pétrochimiques, sidérurgiques,  
100 métallurgiques, gazières ou de traitement de déchets émettent des polluants tels que des gaz à effet  
101 de serre (CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, ...), des dioxines, des ET, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)  
102 et des composés organiques volatils (COV) (IREP, 2014). Ces éléments et substances chimiques  
103 peuvent être sources de contaminations pour les différents compartiments environnementaux (air,  
104 sol, eau) mais aussi d'impacts néfastes d'une gravité mal connue sur la santé humaine (Hu et al.,  
105 2012 ; Squire, 2013 ; Goix et al., 2014 ; Xiong et al., 2014 ; Irvine et al., 2014). Cependant, peu de  
106 données concernant l'état environnemental de la zone sont aujourd'hui disponibles.

107         Ainsi, cette étude porte sur la détermination des teneurs naturelles en ET dans les sols du  
108 territoire Istres-Ouest-Provence et sur l'évaluation des apports anthropiques de surface. Ce projet,  
109 initié en 2012, a plusieurs objectifs : (i) déterminer le fond pédogéochimique naturel en ET sur cette  
110 zone, pouvant servir de référence et actuellement non déterminé sur le territoire, en utilisant les  
111 teneurs en ET mesurées dans les horizons profonds, (ii) évaluer le rôle de l'occupation des sols sur  
112 les concentrations et la distribution des ET dans les profils de sol, (iii) mesurer l'impact de la forte  
113 activité industrielle et portuaire sur les teneurs en ET dans les horizons de surface des sols et

114 identifier les zones du territoire les plus affectées par les retombées atmosphériques. Pour ce faire,  
115 30 sites regroupant l'ensemble des milieux naturels et agricoles rencontrés sur le territoire ont été  
116 échantillonnés. L'étude a porté sur neuf ET (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn) susceptibles d'être  
117 émis par des activités anthropiques. Ils ont été mesurés dans les différents horizons de sol de chaque  
118 site.

119

## 120 **II. Matériels et méthodes**

121

### 122 **2.1. Zone d'étude**

123

124 Dix formations géologiques ont été identifiées sur l'ensemble du territoire appartenant à la  
125 Provence calcaire dont il constitue la terminaison occidentale. Elles sont exclusivement  
126 sédimentaires et représentées essentiellement par des formations superficielles constituées  
127 principalement de matériaux lœssiques et de dépôts sédimentaires fluviatiles et marins de l'holocène  
128 et de la période glaciaire würmienne. Peuvent être cités les alluvions fluviatiles et modernes, les  
129 limons d'irrigation (matériaux très récents anthropiques) ou des dépôts limoneux marins. Des  
130 terrains datant du miocène sont rencontrés sur le pourtour de l'étang de Berre avec les bancs de  
131 calcaire gréseux très coquilliers appelés molasse (calcarénites et calcirudites). Les informations sur  
132 la géologie dans l'ensemble de cette étude sont issues des cartes géologiques (au 1/50 000) et  
133 notices d'Istres et d'Eyguières (respectivement XXX-44-45 et XXX-43) du BRGM.

134 Le territoire considéré comporte plusieurs types de milieux naturels et agricoles. Ces  
135 milieux ont été décrits lors de l'étude AIGRETTE menée par le BRGM en 2009, la carte Corine  
136 Land Cover de 2006 publiée par l'Agence européenne pour l'environnement (UE-SOEeS, 2006) a  
137 été utilisée en complément. Huit milieux différents ont été décrits, permettant d'identifier les zones

138 cultivées (secteur de prairies de foin de Crau et autres cultures), les zones humides d'eau douce et  
139 d'eau salée, les zones collinaires, les cordons rivulaires, la steppe méditerranéenne de la Crau dite  
140 Crau sèche, la plaine du Rhône et enfin les secteurs remaniés. Ils sont illustrés dans la Figure 1.

141 Les données pédologiques sont issues de la carte au 1/100000 (Bouteyre et Duclos, 1994) et  
142 la nomenclature utilisée dans ce document a été conservée. La zone d'étude peut être découpée en  
143 trois grandes entités pédologiques, les sols de la plaine de Crau, les sols du delta du Rhône et les  
144 sols de colline. Les sols de la plaine de Crau, développés sur les alluvions fluviales, sont  
145 relativement homogènes. Néanmoins, deux types de sols sont rencontrés. Les sols fersiallitiques à  
146 réserve calcique et encroûtement calcaire qui sont des sols peu épais, caillouteux dès la surface avec  
147 dominance de galets calcaires (poudingues). Les sols anthropisés ou complexes présentent une  
148 recarbonatation des horizons de surface liée à la mise en culture du foin de Crau et à son irrigation  
149 (Bouteyre et Duclos, 1994). Les sols du Delta du Rhône sont caractérisés par la présence de sols  
150 salins qui sont localisés dans la partie fluvio-palustre du delta. Seules les plantes très résistantes à la  
151 salinité peuvent s'y développer et sont à l'origine de paysages très typiques du delta constitués  
152 essentiellement des salicornes et des tamaris. Deux catégories de sols salins sont observées, (i) les  
153 sols salins hydromorphes dès la surface et (ii) les sols salins hydromorphes peu profonds qui  
154 peuvent être des sols limoneux d'alluvions fluviales ou des sols limono-argileux d'alluvions fluvio-  
155 palustres, définis en fonction de la nature du matériau parental et de la texture. Les sols de colline,  
156 rencontrés à l'Ouest de l'Étang de Berre, peuvent être divisés en quatre classes (Bouteyre et Duclos,  
157 1994), (i) les sols colluviaux peu évolués, (ii) les sols calcimagnésiques carbonatés (ou sols bruns  
158 calcaires modaux), (iii) les sols fersiallitiques à réserve calcique sur calcaire durs du crétacé ou grès  
159 du miocène et (iv) les sols hydromorphes salés, peu humifères à gley sur des sédiments palustres  
160 autour des étangs.

161



162           **2.2. Prélèvements des sols**

163

164                   2.2.1. Localisation et description des sites

165           Les 30 sites de prélèvement ont été sélectionnés pour leur caractère non remanié. Ils sont  
166 représentatifs des grandes unités géologiques et des différents milieux naturels et agricoles  
167 rencontrés sur le territoire étudié (Figure 1). La campagne d'échantillonnage s'est échelonnée sur 3  
168 ans.

169

170                   2.2.2. Méthode d'échantillonnage

171           Sur chaque site, une surface d'échantillonnage est mise en place et délimitée par un carré de  
172 10 m de côté. Une fosse pédologique est réalisée au centre de cette placette. Le profil de sol est  
173 décrit et les prélèvements se font selon les horizons. Un échantillon par horizon est collecté à  
174 chaque coin et au milieu de chaque côté de la placette, soit un total de 8 échantillons par horizon.  
175 Ces 8 échantillons unitaires sont rassemblés pour former un échantillon composite par horizon. Les  
176 prélèvements par carottage sont effectués à la tarière manuelle. Sur l'ensemble des sites sélectionnés  
177 pour l'étude, 95 échantillons composites ont été prélevés et conditionnés en sachets plastiques pour  
178 l'analyse des ET et des paramètres physico-chimiques.

179           Les échantillons ont été nommés selon l'année de prélèvement, l'ordre de prélèvement des  
180 profils et le numéro d'horizon. Ainsi, les échantillons du 1<sup>er</sup> site prélevé en 2014 sont nommés 1-14-  
181 H1 ; 1-14-H2 et 1-14-H3 ; 1-14 signifiant 1<sup>er</sup> site de la campagne 2014 et H1 1<sup>er</sup> horizon (de  
182 surface) du sol, H2 pour l'horizon intermédiaire et H3 pour l'horizon de profondeur.

183

184           **2.3. Prétraitement et analyses des échantillons de sol**

185

186 Pour les analyses des ET et des paramètres physico-chimiques, les échantillons sont  
187 homogénéisés (émottage), pesés selon la norme NF X31-100, quartés afin d'obtenir un échantillon  
188 de 500 g environ. Ils sont ensuite séchés à l'étuve à 40 °C jusqu'à l'obtention d'une perte de masse  
189 inférieure à 5 % en 24 h. L'échantillon sec est ensuite émiétté dans un mortier en agate et tamisé  
190 pour récupérer la fraction inférieure à 2 mm. Une partie de l'échantillon est broyée en particules  
191 fines, inférieures à 100 µm, et utilisée pour le dosage des ET.

192 Une partie de l'échantillon (fraction < 2 mm) est utilisée pour l'analyse des paramètres  
193 physico-chimiques (pH<sub>eau</sub>, granulométrie 5 fractions, carbone organique total, azote total, C/N et  
194 salinité). Les concentrations en éléments majeurs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S, Si) sont mesurées  
195 sur la fraction broyée finement par fluorescence X directement sur poudre pastillée à 1 t  
196 (spectromètre portable traceur 4 SD BRUKER) selon un protocole optimisé (Austruy et al., 2014).  
197 L'analyse des 9 ET (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn) est effectuée après minéralisation à l'eau  
198 régale (norme AFNOR NF ISO 11466) et filtration, par ICP-AES (Inductively Coupled Plasma  
199 Atomic Emission Spectroscopy, Yvon-Jobin ULTIMA C). Pour le contrôle qualité, un blanc et un  
200 standard certifié, ERM-CC141, sont inclus dans chaque série d'analyse.

201 A partir des teneurs mesurées dans les différents horizons de sol, le facteur d'enrichissement  
202 en ET de l'horizon de surface a été calculé.

203 Le facteur d'enrichissement (FE) permet d'identifier les contaminations anthropiques par  
204 rapport aux teneurs naturelles mesurées dans les horizons profonds et héritées de l'altération du  
205 matériau parental (Redon et al., 2013; Dung et al., 2013). Il est calculé en utilisant un élément  
206 conservatif présentant une concentration relativement constante avec la profondeur en milieu  
207 naturel dans de nombreux sols (Sterckeman et al., 2012). C'est le cas de l'aluminium (Al) qui a ainsi  
208 été choisi comme élément de référence dans cette étude (Eq. 1). Lorsque FE est supérieur à 2,  
209 l'apport d'éléments d'origine anthropique est considéré comme significatif. Les facteurs

210 d'enrichissement peuvent être regroupés en 5 classes (Tableau 1).

211

$$212 \quad FE = \frac{[ET]/[Al](horizon\ surface)}{[ET]/[Al](horizon\ profond)} \quad \text{Eq. 1}$$

213

### 214 **III. Résultats et discussions**

215

#### 216 **3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sols**

217

218 Le Tableau 2 présente les paramètres physico-chimiques des différents sols échantillonnés.  
219 Plusieurs informations en ressortent. D'une part, l'ensemble des sites présente un pH neutre à alcalin  
220 et une texture à tendance limoneuse exceptés les sites collinaires et de la plaine du Rhône pour  
221 lesquels une importante fraction de sables grossiers est mesurée. Par ailleurs, la profondeur des sols  
222 est caractéristique des zones géographiques. On retrouve ainsi des sols peu épais (moins de 35 cm  
223 de profondeur) en Crau sèche et dans les zones collinaires et des sols très épais inondés en  
224 profondeur (> 100 cm de profondeur) dans la plaine du Rhône, les cordons rivulaires et les zones  
225 humides d'eau salée (ZHES). D'autre part, les terrains collinaires boisés sont caractérisés par un  
226 taux de matière organique important dans l'horizon de surface. Il en est de même pour les zones  
227 humides d'eau douce (ZHED), qui présentent un taux de matière organique moyen en surface de  
228 117 à 200 g.kg<sup>-1</sup>. Celui-ci est à mettre en relation avec l'inondation des parcelles une partie de  
229 l'année entraînant des conditions anaérobies peu propices à la dégradation de la matière organique  
230 (Sahrawat, 2003). Ces conditions anaérobies sont mises en évidence par la présence de traces  
231 d'hydromorphie en profondeur dans les sols des parcelles situées en zone humide. Des taux de  
232 matière organique importants sont aussi mesurés sur les sites cultivés et/ou pâturés (Crau sèche +  
233 zone cultivée) indiquant l'apport d'amendements organiques sur ces parcelles. Enfin, les mesures de

234 salinité révèlent un taux élevé dans les ZHED et les zones rivulaires, respectivement de 0,34 et  
235 1,03 g.kg<sup>-1</sup> Na<sub>2</sub>O en moyenne et dans les ZHES avec une salinité moyenne de l'ordre de 5,52 g.kg<sup>-1</sup>  
236 Na<sub>2</sub>O.

237

### 238 **3.2. Concentrations en ET dans les sols**

239

240 Les résultats, présentés dans le Tableau 3, décrivent, d'une part, les concentrations en ET  
241 mesurées dans l'horizon de surface et, d'autre part, les concentrations héritées de l'altération du  
242 matériau parental, mesurées dans l'horizon le plus profond prélevé, avec pour comparaison les  
243 gammes de concentrations naturelles en ET mesurées dans les horizons de surface au niveau  
244 national (Baize et al., 2007).

245 A l'exception du plomb (Pb), du cuivre (Cu) et du cadmium (Cd), les plus fortes  
246 concentrations naturelles en ET sont mesurées dans les sols de Crau sèche, avec cependant, des  
247 teneurs incluses dans les gammes de valeurs ordinaires mesurées au niveau national (Baize et al.,  
248 2007). Des teneurs en arsenic (As) légèrement supérieures à la gamme de valeurs nationales ont  
249 ainsi été relevées en profondeur en Crau sèche, indiquant un sol naturellement riche en As. Des  
250 concentrations relativement élevées sont observées en zone cultivée sur l'ensemble du profil pour  
251 Cu sur deux parcelles dans le nord de Miramas (entre 80,0 et 125,3 mg.kg<sup>-1</sup>), Cd sur deux parcelles  
252 à Istres (entre 0,7 et 1,2 mg.kg<sup>-1</sup>) et une à Grans (respectivement 1,0 et 0,8 mg.kg<sup>-1</sup> en surface et en  
253 profondeur). Les concentrations en Cu mesurées sur les terrains colluviaux au nord du territoire  
254 (respectivement 115,3 et 85,5 mg.kg<sup>-1</sup> pour Cu sur les parcelles 8-14 et 9-14 sur les terrains  
255 colluviaux) semblent indiquer une contamination en Cu sur l'ensemble du profil. Celle-ci peut être  
256 consécutive à l'impact des activités agricoles (Redon et al., 2013) notamment par l'apport  
257 d'amendements organiques (compost et fumiers d'ovins), le mode d'irrigation des parcelles par

258 gravitation (culture de foin de Crau) ainsi que via, l'utilisation de fongicides (bouillie bordelaise)  
259 pour l'arboriculture et la viticulture très présentes dans le nord du territoire. De par les propriétés  
260 physico-chimiques de Cu, notamment sa forte affinité avec la matière organique dissoute, et des  
261 horizons traversés (riches en matière organique), ce dernier a pu être fixé en profondeur (Dère et al.,  
262 2006). Des concentrations relativement importantes, comprises dans la fourchette haute des teneurs  
263 naturelles en Cd mesurées au niveau national, sont rencontrées dans les sols situés sur les cordons  
264 rivulaires (Touloubre, Rhône) ( $0,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  en moyenne) et, dans une moindre mesure, dans la plaine  
265 du Rhône. Par ailleurs, sur les terrains collinaires et en zone cultivée, de fortes variations de  
266 concentrations sont observées pour l'ensemble des ET. En particulier, Cu présente des écarts types  
267 relativement importants pour un même milieu, notamment en zone collinaire et cultivée et dans une  
268 moindre mesure dans la plaine du Rhône. Certains sites présentent en surface des concentrations en  
269 Cd, Cu, Pb, et Zn significativement supérieures à celles observées en profondeur, c'est notamment  
270 le cas en zones humides d'eau salée et en terrains collinaires, probablement suite à des  
271 enrichissements d'origine anthropique en surface.

272

### 273 **3.3. Corrélations entre ET et influence des paramètres physico-chimiques**

274

275 Une matrice de corrélation (R de Spearman) a été créée en prenant en compte les teneurs des  
276 9 ET ainsi que certains paramètres physico-chimiques (pH, COT, granulométrie) et ce pour les 30  
277 sites et l'ensemble des horizons (Tableau 4).

278 D'une part, une corrélation positive et forte est mesurée entre les teneurs en As et en argile  
279 ( $R = 0,6$ ,  $p < 0,05$ ) avec dans le même temps une corrélation négative entre As et la fraction de  
280 sables ( $R = -0,5$ ,  $p < 0,05$ ). Ce type de corrélation est aussi observé pour Ni et V et dans une  
281 moindre mesure pour Zn, Cd et Cr. Ceci met ainsi en avant le rôle de l'héritage géochimique, les

282 argiles contenant beaucoup plus d'ET que les sables, dans la rétention et l'adsorption des cations  
283 métalliques et donc dans la distribution des métaux dans un sol (Lafuente et al., 2008; Fonseca et  
284 al., 2011). En effet, dans les sols calcaires la capacité d'adsorption de nombreux éléments est  
285 corrélée à la teneur en argile (Gu et al., 2014; Ghasemi-Fasaei et Jarrah, 2013; Fonseca et al., 2011).  
286 Cette corrélation est probablement le résultat d'une affinité de As avec les oxy/hydroxydes de Fe et  
287 Al associés aux minéraux argileux (Austruy et al., 2013; Dousova et al., 2011). De même, la matière  
288 organique joue un rôle important dans la distribution des métaux en milieu calcaire (Ghasemi-  
289 Fasaei et Jarrah, 2013), ceci est confirmé par la corrélation positive et forte entre les teneurs en  
290 COT et celles en Zn et Pb ( $R = 0,5$ ). L'affinité de Pb avec la matière organique du sol a été observée  
291 notamment dans des sols pollués (Quenea et al., 2009 ; Austruy et al., 2014 ; Shahid et al., 2012),  
292 elle facilite la fixation de Pb et réduit ainsi sa toxicité dans les milieux contaminés.

293 D'autre part, aucun couple d'ET ne présente de corrélation négative et Cu présente des  
294 coefficients relativement faibles avec les autres ET, excepté avec Zn. Au contraire, des corrélations  
295 positives et significatives sont observées entre certains éléments pouvant indiquer un comportement  
296 similaire dans le profil de sol et/ou une origine commune (Dragovic et al., 2014). C'est notamment  
297 le cas de Ni avec l'ensemble des éléments exceptés Pb, Zn et Cu, mais aussi de V avec As, Cd, Cr et  
298 Zn, de Cr avec As, Cd et Co ou encore de Zn avec Pb. Des corrélations similaires ont été observées  
299 à l'échelle nationale, notamment entre Ni et Cr (Baize et al., 2007). De même, les métaux dont les  
300 rejets industriels sont les plus importants (Pb, Zn et Cu, Tableau 5), sont fortement corrélés,  
301 notamment Zn avec Cu et Pb ( $R = 0,7$  et  $0,6$  respectivement,  $p < 0,05$ ), indiquant une origine  
302 industrielle commune probable. De même, les éléments, dont les émissions industrielles sur la zone  
303 d'étude sont faibles selon le registre de l'IREP (2014), c'est-à-dire As, Co, Ni et V, présentent des  
304 corrélations positives significatives pouvant être la conséquence d'une origine naturelle et d'une  
305 évolution pédogéochimique relativement proche. Par exemple, le caractère hydromorphe de certains

306 sols, caractérisé par des enrichissements en hydroxydes de fer et/ou manganèse, peut faciliter le  
307 piégeage de certains éléments par co-précipitation ou sorption, notamment As, Co, ou Ni, induisant  
308 un comportement commun de ces éléments dans le profil de sol (Darmendrail et al., 2000). Enfin le  
309 trafic routier, associé à l'activité industrielle et donc relativement important sur la zone d'étude, est  
310 une source d'émissions pour certains métaux et notamment Cd, Zn, Cr, et dans une moindre mesure  
311 Co et Pb (Liu et al., 2014; Roj-Rojewski et Klimaszewska, 2014). Les fortes corrélations observées  
312 entre Cd, Co et Cr, avec un coefficient de corrélation toujours supérieur à 0,5, peuvent être la  
313 conséquence de l'influence du trafic routier sur les teneurs en métaux mesurées dans le sol et sur  
314 leur distribution. L'évaluation des facteurs d'enrichissement permettra d'estimer et de préciser  
315 l'existence d'éventuels apports en surface d'origine anthropique.

316

### 317 **3.4. Evaluation des apports anthropiques en surface**

318

#### 319 3.4.1. Mesure des facteurs d'enrichissement (FE)

320 L'exposition des horizons de surface des sols étant dépendante de la localisation  
321 géographique des sites d'étude et des sources émettrices, la Figure 2 présente les FE moyens  
322 calculés pour les différents ET sur chaque commune du territoire de Istres-Ouest-Provence. Certains  
323 éléments présentent un FE toujours inférieur à 2 sur l'ensemble des communes, c'est le cas de As,  
324 Co et Ni. De même, les communes de Grans, Istres et Miramas, les plus éloignées de la ZIP de Fos-  
325 sur-Mer, présentent des FE moyens systématiquement inférieurs à 2. Cependant à Miramas, deux  
326 parcelles, une en zone collinaire (parcelle n°3-12) et une en Crau sèche (parcelle n°2-13), présentent  
327 un FE pour Pb supérieur à 2, synonyme d'enrichissement anthropique significatif, notamment au  
328 niveau de la zone collinaire où le FE en Pb atteint presque 9. Ces observations mettent en évidence  
329 l'absence d'enrichissement métallique d'origine anthropique en surface sur ces trois communes quel

330 que soit le métal considéré, à l'exception de Pb à Miramas, ainsi qu'aucun apport anthropique pour  
331 As, Co et Ni sur l'ensemble du territoire. D'après le registre français des émissions polluantes (IREP,  
332 2014), les émissions atmosphériques de la ZIP pour ces 3 éléments sont relativement faibles, avec  
333 37, 21 et 58 kg.an<sup>-1</sup>, respectivement pour As, Co et Ni (Tableau 5). Au contraire, pour Zn, Pb et dans  
334 une moindre mesure pour Cu, la ZIP de Fos présente des niveaux d'émissions annuels importants  
335 avec respectivement 10 029, 6 723 et 4 240 kg.an<sup>-1</sup> (Tableau 5). De fait, les FE pour ces métaux  
336 sont proches de 3 sur la commune de Fos-sur-Mer (2,9, 3,9 et 2,7 respectivement pour Zn, Pb et  
337 Cu). De même, à Port-Saint-Louis-du-Rhône, situé à proximité de la ZIP de Fos au sud, un FE  
338 supérieur à 2 est mesuré pour Pb, il est de 1,5 et 1,6 respectivement pour Cu et Zn. Globalement ces  
339 métaux, et plus particulièrement Pb, présentent les FE les plus élevés sur l'ensemble des communes  
340 de la zone d'étude. Ces résultats mettent ainsi en avant des apports anthropiques de Pb en surface  
341 sur la majorité des sols échantillonnés qui reflètent des retombées diffuses de Pb actuelles et/ou  
342 anciennes. En effet, de nombreux travaux ont prouvé l'existence d'une pollution historique en Pb  
343 dans les sols en Europe (Baize et al., 2010, Allan et al., 2015). Le site 15-14, situé à Fos-sur-Mer, à  
344 environ 4 km d'un complexe sidérurgique fortement émetteur de métaux dans l'atmosphère (4 240, 6  
345 510 et 9 060 kg/an en 2013 respectivement pour Cu, Pb et Zn, IREP, 2014), présente les FE les plus  
346 élevés pour Cu, Zn et Pb relevé sur l'ensemble des sites échantillonnés. L'exposition de la commune  
347 de Fos-sur-Mer aux émissions atmosphériques d'origine industrielle est donc confirmée au regard  
348 des FE en ET qui présentent des valeurs supérieures à 2 pour l'ensemble des métaux.

349

#### 350 3.4.2. Paramètres influençant les apports anthropiques de surface

351 Pour évaluer l'influence des différentes variables sur les FE en ET mesurés en surface, une  
352 analyse en composante principale a été réalisée sur tous les individus avec des paramètres  
353 descriptifs de site (profondeur de l'horizon le plus profond prélevé, distance à la ZIP) (Figure 3).



354 Dans un premier temps, la Figure 3 met en évidence la corrélation négative entre la distance  
355 à la ZIP et les principaux polluants émis par les sites industriels. Par ailleurs, les sites de la  
356 commune de Fos-sur-Mer, situés à proximité de la ZIP, sont regroupés, leur distribution s'expliquant  
357 par les concentrations métalliques élevées en surface. De plus, les sites situés sur les communes les  
358 plus éloignées de la ZIP, à Istres, Grans et Miramas, sont anti-corrélées aux concentrations  
359 métalliques mesurées en surface. Cette observation confirme ainsi l'impact de la ZIP sur les  
360 enrichissements métalliques d'origine anthropique observés à la surface des sols et l'absence  
361 d'enrichissement ou de faibles enrichissements de surface sur les sites situés au nord du territoire,  
362 soit à plus de 10 km de la ZIP. Par ailleurs, la variable profondeur permet de distinguer, d'une part,  
363 les sites de Port-Saint-Louis-du-Rhône regroupant essentiellement des sols profonds des zones  
364 humides et de la plaine du Rhône et, d'autre part, des sites des zones collinaires et de Crau sèche  
365 localisés au nord du territoire.

366 Ces résultats sont complétés et confirmés par les données du Tableau 6 qui montrent la  
367 corrélation négative et significative entre la distance à la ZIP et les enrichissements en Pb et Zn  
368 mesurés à la surface des sols. Cette étude démontre l'influence de la ZIP et du trafic routier associé  
369 sur les apports métalliques d'origine anthropique à la surface des sols, notamment pour Pb et Zn.  
370 Elle complète et confirme l'étude de biosurveillance lichénique menée depuis 3 ans sur ce territoire  
371 qui met en avant la forte exposition aux émissions industrielles des communes limitrophes de la ZIP  
372 (Fos-sur-Mer et Port-Saint-Louis-du-Rhône) (Dron et al., *in press*).

373

### 374 **3.5. Fond pédogéochimique naturel en ET**

375

#### 376 3.5.1. Calcul du FPGN

377 Afin de permettre, maintenant comme à l'avenir, la mise en évidence d'éventuelles

378 contaminations de surface en ET, le fond pédogéochimique naturel (FPGN) en ET a été déterminé  
379 sur l'ensemble de la zone d'étude. Des apports anthropiques de surface en ET ayant été mesurés  
380 dans de nombreux sols, contamination qui a pu, dans certains cas, être redistribuée dans le profil de  
381 sol (Baize, 2010 ; Dung et al., 2013), le calcul du FPGN du territoire Istres-Ouest-Provence a été  
382 calculé à partir des concentrations en ET mesurées dans l'horizon le plus profond prélevé (Tableau  
383 7). Par ailleurs, du fait d'une contamination en Cu et dans une moindre mesure en Cd sur l'ensemble  
384 du profil de terrains cultivés, les sols cultivés ont été retirés du calcul du FPGN.

385 Le calcul des vibrisses inférieures et supérieures met en évidence une anomalie naturelle en  
386 Cu à Miramas en Crau sèche (30,7 mg.kg<sup>-1</sup> de Cu), en Cd et Co dans la plaine de la Crau à Istres  
387 (respectivement 1,0 et 15,7 mg.kg<sup>-1</sup>) et en Pb sur un terrain collinaire dans le nord du territoire à  
388 Grans (41,7 mg Pb.kg<sup>-1</sup>). Ainsi, le fond pédogéochimique en ET mesuré sur ce territoire présente  
389 des concentrations naturelles similaires aux concentrations mesurées au niveau national (Baize et  
390 al., 2007), excepté pour As, Cd, Cr et Ni dont la gamme de valeurs mesurées au niveau local est  
391 légèrement supérieure à celle mesurée au niveau national. Des teneurs relativement élevées en Cd  
392 ont également été mesurées dans des sols de la région (Gis Sol, RMQS, 2011) et confirment les  
393 mesures réalisées en 1998 dans le cadre du programme ASPITET qui établissaient des  
394 concentrations naturelles en Cd dans la région comprises entre 0,5 et 1 mg.kg<sup>-1</sup> (Darmendrail et al.,  
395 2000), ainsi que celles effectuées par le BRGM pour l'étude AIGRETTE (2009).

396

### 397 3.5.2. Relation entre la géologie et le FPGN en ET

398 Pour mettre en évidence d'éventuelles corrélations entre la géologie et le FPGN des  
399 différents ET, notamment ceux pour lesquels une anomalie naturelle a été observée, les FPGN  
400 moyens en ET en fonction des différentes structures géologiques rencontrées sur le territoire ont été  
401 comparés (Figure 4).

402 Ces analyses ont montré que les concentrations naturelles les plus faibles observées sur le  
403 territoire sont rencontrées dans les sols développés sur les limons palustres et les dépôts limoneux  
404 marins, excepté pour Co et Zn. Au contraire, les concentrations « naturelles » en ET les plus  
405 importantes sont mesurées dans les sols développés sur les alluvions fluviales modernes et  
406 anciennes du Rhône et de la Durance. Ainsi, les teneurs élevées en Cd et As sont observées dans les  
407 sols situés sur les alluvions fluviales (Rhône, Durance), tout comme l'anomalie naturelle mesurée  
408 en Cu en Crau sèche. De même, les sols de la plaine du Rhône développés sur les alluvions du  
409 Rhône sont significativement plus concentrés naturellement en Cd (test Wilcoxon – Mann Whitney,  
410  $p < 0,05$ ). Ces résultats mettent en évidence une relation entre le matériau parental et les teneurs en  
411 métaux rencontrées, et semblent donc confirmer que ces éléments proviendraient de l'altération du  
412 matériau parental (Baize, 2009). D'une manière générale l'usage des sols, excepté Cu dans les sols  
413 de culture, n'a que peu d'influence sur le FPGN en ET ce qui confirme l'origine pédogéochimique de  
414 ces éléments.

415

#### 416 **IV. Conclusions**

417

418 Sachant qu'il n'existe pas de cadre réglementaire spécifique pour la protection du sol, en  
419 particulier en ce qui concerne les ET, la réglementation française recommande de se référer au  
420 FPGN local afin de caractériser et cibler les pollutions potentielles. Déterminer ces valeurs de  
421 référence en ET s'avère donc très important pour évaluer des pollutions de surface en ET et ainsi  
422 prendre les décisions d'aménagement du territoire adaptées à l'état et à l'exposition  
423 environnementale de la zone d'étude. Ce travail a porté sur la caractérisation des teneurs naturelles  
424 en ET sur le Territoire Istres-Ouest-Provence. Les résultats du FPGN montrent l'existence de trois  
425 anomalies naturelles en Cu, Co et Cd dans des sols développés sur les alluvions fluviales et une

426 anomalie en Pb dans des sols développés sur des calcirudites à Grans. Par ailleurs, des  
427 concentrations élevées en Cu ont été mesurées sur l'ensemble du profil dans des sols cultivés  
428 mettant en évidence l'impact des pratiques agricoles. Ainsi, les gammes de valeurs du FPGN sur le  
429 territoire pour les différents métaux et métalloïdes étudiés sont comprises dans la gamme de valeurs  
430 couramment observée dans les sols français (Baize et al., 2007) excepté pour As, Cd, Cr et Ni qui  
431 présentent une borne supérieure légèrement plus élevée que la moyenne française. De fait, pour  
432 certains métaux et notamment Cd, une relation entre le matériel parental et les concentrations  
433 naturelles mesurées dans les horizons profonds a pu être mise en évidence et a ainsi permis  
434 d'identifier l'origine naturelle des teneurs mesurées dans les horizons profonds. Les valeurs guides  
435 du FPGN déterminées dans cette étude pourront être utilisées comme référentiel dans l'évaluation  
436 des diagnostics et des évaluations simplifiées ou détaillées des risques pour les sols de cette zone  
437 fortement industrialisée.

438 L'étude des enrichissements anthropiques de surface, à partir du FPGN, a mis en avant un  
439 apport d'origine anthropique pour certains métaux à la surface des sols, notamment Pb, Cu et Zn, les  
440 trois ET les plus émis par la ZIP. En effet, les parcelles situées sur les communes de Fos-sur-Mer et  
441 Port-Saint-Louis-du-Rhône, à proximité de la ZIP, présentent des facteurs d'enrichissement  
442 supérieurs à 2 pour ces métaux. Ceci semble indiquer un impact des activités industrielles et  
443 portuaires sur la qualité des sols dans le sud de la zone d'étude.

444 Pour mieux appréhender les impacts environnementaux voire sanitaires de l'exposition de  
445 ces parcelles aux polluants métalliques ou métalloïdes, une étude de la spéciation et de la  
446 distribution de ces ET dans le sol s'avérera nécessaire. Celle-ci permettra de déterminer le risque de  
447 transfert de cette pollution vers le vivant ou d'autres milieux récepteurs (nappes phréatiques, mer,  
448 cours d'eau, ...) et d'évaluer son éventuelle toxicité, sur le vivant et plus particulièrement l'homme  
449 via la chaîne alimentaire ou l'ingestion de particules de sol contaminées.

450

451

452 **Remerciements :**

453           Les auteurs remercient l'ensemble des personnes privées, des collectivités et établissements  
454 publics ayant mis à disposition leurs terrains pour la réalisation de cette étude.

455 **Références**

456

457 AFNOR, 1992 - Norme NF X 31-100 – Qualité des sols – Echantillonnage – Méthode de  
458 prélèvement d'échantillons de sol. AFNOR Ed., Paris, 20 p.

459 AFNOR, 1995 - Norme NF ISO 11466 – Qualité des sols – Extraction des éléments en traces  
460 solubles dans l'eau régale, AFNOR Ed., Paris, 21 p.

461 Allan, M., Fagel, N., Van Rampelbergh, M., Baldini, J., Riotte, J., Cheng, H., Edwards, R.L.,  
462 Gillikin, D., Quinif, Y., Verheyden, S., 2015 - Lead concentrations and isotope ratios in  
463 speleothems as proxies for atmospheric metal pollution since the industrial revolution.  
464 Chem. Geol., 401, pp. 140-150.

465 Austruy, A., 2012 - Aspects physiologiques et biochimiques de la tolérance à l'arsenic chez les  
466 plantes supérieures dans un contexte de phytostabilisation d'une friche industrielle. Thèse de  
467 doctorat de l'Université Blaise Pascal, 300 p.

468 Austruy, A., Wanat, N., Moussard, C., Vernay, P., Joussein, E., Ledoigt, G., Hitmi, A., 2013 –  
469 Physiological impacts of soil pollution and arsenic uptake in three plant species: *Agrostis*  
470 *capillaris*, *Solanum nigrum* and *Vicia faba*. *Ecotox. Environ. Safe.*, 90, pp. 28-34.

471 Austruy, A., Shahid, M., Xiong, T., Castrec, M., Payre, V., Niazi, N.K., Sabir, M., Dumat, C., 2014 -  
472 Mechanisms of metal-phosphates formation in the rhizosphere of pea and tomato:  
473 environmental and sanitary consequences. *J. Soils Sediments*, 14, pp. 666-678.

474 Austruy, A., Dron, J., Rousseau, B., Ambrosi, J.P., Chamaret, P., Keller, C., 2014 - Caractérisation  
475 de la pollution métallique d'une ancienne friche industrielle. 3<sup>ème</sup> rencontre de la recherche  
476 sur les sites et sols pollués de l'ADEME, Paris, France, 18-19 novembre 2014.

477 Baize, D., 2000 – Teneurs totales en métaux lourds dans les sols : Résultats généraux du programme  
478 ASPITET. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 39, pp. 43-57.

479 Baize, D., Deslais, W., Saby, N., 2007 - Teneurs en huit éléments en traces (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb,  
480 Se, Zn) dans les sols agricoles en France. Résultats d'une collecte de données à l'échelon  
481 national. Rapport simplifié. Janvier 2007. ADEME. Convention 0375 C0035. 84 p.

482 Baize, D., 2009 - Eléments traces dans les sols, fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques  
483 naturels et teneurs agricoles habituelles définitions et utilités. Courrier de l'environnement  
484 de l'INRA, 57, pp. 63-73.

485 Baize, D., 2010 - Teneurs totales en plomb en fonction de la profondeur dans les sols « naturels ».  
486 Archéosciences, 34, pp. 127-135.

487 BASOL, 2014 - Base de données sur les sites et sols pollués. Ministère de l'Ecologie, du  
488 Développement Durable et de l'Energie. <http://basol.developpement-durable.gouv.fr/>

489 Bouteyre, G., Duclos, G., 1994 - Carte pédologique de France à 1/100 000 – Arles. INRA Ed., Paris,  
490 302 p.

491 BRGM, 1969 - Carte géologique de la France à 1/50000 - Eyguières XXX-43. BRGM Ed., Orléans,  
492 31 p.

493 BRGM. 1969 - Carte géologique de la France à 1/50000 - Istres XXX-44-45. BRGM Ed., Orléans,  
494 49 p.

495 BRGM, 1972 - Evaluation des ressources hydrauliques. Carte hydrogéologique du département des  
496 Bouches-du-Rhône. Notice explicative. 47 p.

497 BRGM, 2008 - AIGRETTE Phase 2 - Investigations et résultats relatifs à la qualité des sols de  
498 surface au droit du territoire du SAN Ouest Provence. BRGM/RP-56329-FR, BRGM Ed.,  
499 Orléans, 407 p.

500 Citeau, L., Bispo, A., Bardy, M., King, D., 2008 - Gestion durable des sols. Quae Ed., Versailles,  
501 320 p.

- 502 Darmendrail, D., Baize, D., Barbier, J., Freyssinet, P., Mouvet, C., Salpeteur, I., Wavrer, P., 2000 -  
503 Fond géochimique naturel : état des connaissances à l'échelle nationale. BRGM/RP- 50518-  
504 FR, BRGM Ed., Orléans, 93 p.
- 505 Dère, C., 2006 – Mobilité et redistribution a long terme des éléments traces métalliques exogènes  
506 dans les sols. Thèse de l'Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, 124 p.
- 507 Dère, C., Lamy, I., Van Oort, F., Baize, D., Cornu, S., 2006 - Trace metal inputs reconstitution and  
508 migration assessment in a sandy Luvisol after 100 years of massive irrigation with raw  
509 wastewaters. *Comptes Rendus Geoscience*, 338, 8, pp. 565-573.
- 510 Dousova, B., Lhotka, M., Grygar, T., Machovic, V., Herzogova, L., 2011 - In-situ co-adsorption of  
511 arsenic and iron/manganese ions on raw clays. *Applied Clay Science*, 54, pp. 166-171.
- 512 Dragovic, R., Gajic, B., Dragovic, S., Dordevic M., Dordevic M., Mihailovic, N., Onjia, A., 2014 -  
513 Assessment of the impact of geographical factors on the spatial distribution of heavy metals  
514 in soils around the steel production facility in Smederevo (Serbia). *J. Clean. Prod.*, 84, 550-  
515 562.
- 516 Dron, J., Austruy, A., Agnan, Y., Giraudeau, P., Chamaret, P. - Utilisation de la biosurveillance  
517 lichénique sur la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer : retour sur trois ans de suivi à  
518 l'échelle d'un territoire intercommunal. *Pollution Atmosphérique*, *in press*.
- 519 Dung, T.T.T., Cappuyns, V., Swennen, R., Phung, N.K., 2013 – From geochemical background  
520 determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. *Rev. Environ.*  
521 *Sci. Biotechnol.*, 12, pp. 335-353.
- 522 Fonseca, B., Figueiredo, H., Rodrigues, J., Queiroz, A., Tavares, T., 2011 – Mobility of Cr, Pb, Cd,  
523 Cu and Zn in a loamy sand soil : A comparative study. *Geoderma*, 164, pp. 232-237.
- 524 Ghasemi-Fasaee, R., Jarrah, M., 2013 - Adsorption kinetics of cadmium and zinc as influenced by  
525 some calcareous soil properties. *Intl. J. Agri. Crop Sci.*, 5, 5, pp. 479-483.



526 Goix, S., Lévêque, T., Xiong, T., Schreck, E., Baeza-Squiban, A., Geret, F., Uzu, G., Austruy, A.,  
527 Dumat, C., 2014 - Environmental and health impacts of fine and ultrafine metallic particles:  
528 Assessment of threat scores. *Environ. Res.*, 133, pp. 185-194.

529 Gu, X., Sun, J., Evans Les J., 2014 – The development of a multi-surface soil speciation model for  
530 Cd(II) and Pb(II) : Comparaison of two approaches for metal adsorption to clay fractions.  
531 *Appl. Geochem.*, 47, pp. 99-108.

532 Hu, X., Zhang, Y., Ding, Z., Wang, T., Lian, H., Sun, Y., Wu, J., 2012 - Bioaccessibility and health  
533 risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM2.5 in  
534 Nanjing, China. *Atmos. Environ*, 57, pp. 146-152.

535 IREP, 2014 - Registre Français des Emissions Polluantes. INERIS.  
536 <http://www.pollutionsindustrielles.ecologie.gouv.fr/IREP/>

537 Irvine, G.M., Blais, J.M., Doyle, J.R., Kimpe, L.E., White, P.A., 2014 - Cancer risk to First Nations'  
538 people from exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons near in-situ bitumen extraction  
539 in Cold Lake, Alberta. *Environ. Health-Glob*, 13, pp. 1-29.

540 Jolivet, C., Boulonne, L., Ratié, C., 2006 - Manuel du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols,  
541 édition 2006, Unité InfoSol, INRA Orléans, France, 190 p.

542 Kotoky, P., Bora, B.J., Baruah, N.K., Baruah, J., Baruah, P., Borah, G.C., 2015 - Chemical  
543 fractionation of heavy metals in soils around oil installations, Assam. *Chem. Spec.*  
544 *Bioavailab.*, 15, 4, pp. 114-126.

545 Lafuente, A.L., Gonzalez, C., Quintana, J.R., Vazquez, A., Romero, A., 2008 - Mobility of heavy  
546 metals in poorly developed carbonate soils in the Mediterranean region. *Geoderma*, 145,  
547 pp. 238-244.

548 Liu, E., Yan, T., Birch, G., Zhu, Y., 2014 – Pollution and health risk of potentially toxic metals in  
549 urban road dust in Nanjing, a mega-city of China. *Sci. Total Environ.*, 476-477, pp. 522-

550           531.

551 Mancioppi, L., Padox, J.M., Hennebert, P., 2010 - Qualité chimique des éléments fluviaux en  
552 France – Synthèse des bases de données disponibles. INERIS-DRC-10-105335-04971A,  
553 100 p.

554 MEDDE, 2006 - CORINE Land Cover, UE-SoeS.

555 MEDDE, 2007 - La démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM). Sites et sols pollués, 42  
556 p.

557 Quenea, K., Lamy, I., Winterton, P., Bermond, A., Dumat, C., 2009 - Interactions between metals  
558 and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste  
559 water., *Geoderma*, 149 (3-4), pp. 217-223.

560 R Core Team, 2015 - R: A language and Environment for Statisticak Computing. R 486 Foundation  
561 for Statistical Computing, Vienna, Austria.

562 Redon, P.O., Bur, T., Guiresse, M., Probst, J.L., Toiser, A., Revel, J.C., Jolivet, C., Probst, A., 2013 -  
563 Modelling trace metal background to evaluate anthropogenic contamination in arable soils  
564 of south-western France. *Geoderma*, 206, pp. 112–122.

565 Roj-Rojewski, S., Klimaszewska, M., 2014 - Heavy metals contamination in soils of a small town  
566 with intensive road traffic. *Pol. J. Environ. Stud.*, 23, 5, pp. 1711-1717.

567 Sahrawat, K., 2003 - Organic matter accumulation in submerged soils. *Adv. Agron.*, 81, pp. 169-  
568 201.

569 Shahid, M., Pinelli, E., Dumat, C., 2012 - Review of Pb availability and toxicity to plants in relation  
570 with metal speciation : role of synthetic and natural organic ligands. *J. Hard. Mater.*, 219-  
571 220, pp. 1-12.

572 Squire, J.N.T., 2013 - Biomedical pollutants in the urban environment and implications for public  
573 health-A case study. *ISRN Public Health*, 2013, 5 p.

574 Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourier, H., Proix, N., Schwartz, C., 2007 – Référentiel pédo-  
575 géochimique du Nord-Pas-de-Calais. Etude et Gestion des sols, 14, 2, pp. 153-168.

576 Sterckeman, T., Villanneau, E., Bourennane, H., Douay, F., Ciesielski, H., King, D., Baize D., 2012  
577 - Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord-Pas de Calais. II. Cartographie des  
578 enrichissements dans les horizons de surface. Étude et Gestion des Sols, 19, 3-4, pp. 163-  
579 178.

580 Sutherland, R.A., 2000 - Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii.  
581 Environ. Geol., 39 (6), pp. 611-627.

582 Territoire Istres-Ouest-Provence, 2014 - <http://www.ouestprovence.fr/>.

583 Tukey, J.W., 1977 - Exploratory data analysis. Addison Wesley, Reading, Massachusetts.

584 Xiong, T., Leveque, T., Austruy, A., Goix, S., Schreck, E., Dappe, V., Sobanska, S., Foucault, Y.,  
585 Dumat, C., 2014 - Foliar uptake and metal(loid)bioaccessibility in vegetables exposed to  
586 particulate matter. Environ. Geochem. Hlth., 36, pp. 897-909.

587 Zhao, F.J., McGrath, S.P., Merrington, G., 2007 - Estimates of ambient background concentrations  
588 o  
589 f  
590  
591 t  
592 r  
593 a  
594 c  
595 e  
596  
597 m  
598 e  
599 t  
600 a  
601 l