



Le programme « Identification et impact des sites miniers abandonnés sur les écosystèmes aquatiques et terrestres actuels » : Bilan au sein du Parc naturel régional du Morvan

Estelle CAMIZULI^{1,2*}, Fabrice MONNA¹, Paul ALIBERT³, Pauline BEIS¹, Alain BERMOND⁴, Benjamin BOHARD¹, Guillaume DELIVET¹, Claude GOURAULT¹, Jean-Paul GUILLAUMET¹, Gilles HAMM¹, Jérôme LABANOWSKI⁵, Caroline LACHICHE¹, Rémi LOSNO⁶, Adeline PEREIRA¹, Christophe PETIT², Paul REVELLI⁷, Renaud SCHEIFLER⁸, Stéphane GARNIER³ & Folkert VAN OORT⁹

Résumé

Le Parc naturel régional du Morvan a été le lieu d'activités minières et métallurgiques dès la protohistoire. Il est important de localiser ces dernières, puis de quantifier leur impact sur les écosystèmes actuels. C'était l'objectif du programme « Identification et impact des sites miniers abandonnés sur les écosystèmes aquatiques et terrestres actuels », un projet de recherche mené par l'université de Bourgogne-Franche-Comté (2009-2013) qui combinait archéologie, géochimie, écologie et écotoxicologie. Des cartes de potentiel minier ont d'abord été dressées afin de guider l'archéologue dans ses prospections de terrain. La biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les sols a été estimée, de même que leur impact sur la faune et la flore. Les effets délétères sur les organismes sont toujours observés, bien que les travaux ayant entraîné la contamination remontent souvent à plusieurs centaines, voire milliers d'années.

Mots-clés : environnement, géochimie, écotoxicologie, métaux, pollution

¹ UMR 6298-ArTeHiS, Université de Bourgogne-Franche-Comté, Dijon

² UMR 7041-ArScAn, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Paris

³ UMR 6282-Biogéosciences,

Université de Bourgogne-Franche-Comté, Dijon

⁴ AgroParisTech-Laboratoire de chimie analytique, Paris

⁵ UMR 7285-IC2MP, Université de Poitiers, Poitiers

⁶ UMR 7154-IPG Paris

⁷ Cabinet vétérinaire St Germain l'Herm

⁸ UMR 6249-Chrono Environnement,

Université de Bourgogne-Franche-Comté, Besançon

⁹ UMR 1402-Ecosys-INRA-AgroParisTech, pôle Écotoxicologie, Versailles

* Contact : e.camizuli@wanadoo.fr

Introduction

D e nos jours, les sites urbains et industriels évoquent des environnements contaminés, susceptibles de présenter des zones fortement polluées en métaux lourds, hydrocarbures, pesticides, etc. Par opposition, les zones naturelles protégées, comme les parcs nationaux, sont le plus souvent considérées comme exemptes de tout impact anthropique, au moins concernant les contaminations en éléments traces métalliques (ETM). Cependant ces zones ont pu être, par le passé, de véritables pôles économiques et industriels comme en témoignent les sites archéologiques étudiés dans ces zones (CAUJET *et al.*, 2010 ; ALLÉE *et al.*, 2011). Avec le développement des techniques métallurgiques, dès le VI^e millénaire avant notre ère au Proche-Orient, l'extraction de métal à partir de minerais complexes devient possible (CRADDOCK, 2000). Ces activités industrielles modifient alors profondément la configuration des paysages (STÖLLNER, 2003) et perturbent la répartition des éléments chimiques au sein des différents compartiments biotiques et abiotiques (HUDSON-EDWARDS *et al.*, 2001). Les études entreprises sur les archives environnementales, comme celles menées dans les glaces du Groenland, montrent qu'à partir ~3000 av. J.-C., des quantités de métal très importantes sont émises dans l'atmosphère et commencent à contaminer les environnements de surface (BOUTRON *et al.*, 2004).

Depuis plusieurs décennies, le suivi des ETM se développe, tant en laboratoire (JALALI & KHANLARI, 2008), qu'*in situ* (MACKLIN *et al.*, 1997). De nombreuses études se concentrent sur les zones

industrielles récentes et tentent de comprendre le devenir des métaux générés par ces activités dans les écosystèmes actuels (ELBAZ-POULICHET *et al.*, 2001; VAN OORT *et al.*, 2009; ESCARRÉ *et al.*, 2011). La caractérisation géochimique des sites archéologiques liés aux travaux miniers et métallurgiques permet d'accéder au comportement des éléments chimiques sur le long terme.

Le programme « Identification et impact des sites miniers abandonnés sur les écosystèmes

Figure 1. (a) Localisation des sites étudiés au sein du Parc naturel régional du Morvan et (b) bilan des échantillons analysés pour Gien-sur-Cure (0), La Ruchette (+) et Chitry-les-Mines (++).



(b)			
	Gien-sur-Cure	La Ruchette	Chitry-les-Mines
Caractéristique des secteurs échantillonnés			
Type de site	site de référence	activités minières et métallurgiques	activités minières
Substances exploitées	-	fer	plomb-argent
Datation	-	Antiquité (130 AD-426 AD) puis XIX ^e -XX ^e s.	XV ^e -XVI ^e s. AD
Degré de contamination supposé (par rapport à l'élément plomb)	0	+	++
Bilan de l'échantillonnage			
Sols analysés	24	96	90
Mulots capturés			
<i>Apodemus sylvaticus</i>	58	43	34
<i>Apodemus flavicollis</i>	605	9	4
Total mulot	18	93	128
Mulots analysés (<i>Ap. syl.</i>)	30	31	30
Truites pêchées et analysées	37	31	4
Bryophytes			
échantillons analysés	2x3	2x4	2x3

aquatiques et terrestres actuels » est un projet de recherche pluridisciplinaire co-dirigé par F. MONNA (Pr. UBFC, Lab. ArTeHiS) et P. ALIBERT (MCF UBFC, Lab. Biogéosciences) de 2009 à 2013 au sein de l'université de Bourgogne – Franche-Comté. L'objectif principal était de savoir dans quelle mesure les éléments métalliques stockés depuis des siècles dans les sols sont susceptibles d'être libérés dans les écosystèmes. La trame de ce programme a été décrite dans le Bourgogne Nature N°13 (ALIBERT *et al.*, 2011). Les principaux résultats présentés ici pour le Parc naturel régional du Morvan sont issus du travail de doctorat d'E. Camizuli (CAMIZULI, 2013). Ils s'articulent suivant trois axes principaux : (i) identifier les anciens sites miniers et métallurgiques, (ii) quantifier dans les biotopes les concentrations en éléments traces métalliques, (iii) préciser la part de ces éléments assimilables par les organismes vivants et déterminer leur influence sur ces organismes. Tous les éléments chimiques se révèlent toxiques à des concentrations élevées. Cette étude se concentre sur quatre ETM : le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb).

L'histoire paléoenvironnementale du Morvan a pu être reconstituée grâce à l'étude géochimique et palynologique de carottes de tourbe (JOUFFROY-BAPICOT *et al.*, 2007 ; FOREL, 2009). Ces études fournissent un enregistrement temporel des apports

anthropiques et montrent que les premiers indices d'activités minières et métallurgiques remontent à la Protohistoire. Au sein du massif du Morvan, trois secteurs d'étude présentant des niveaux de contaminations contrastés ont été sélectionnés (figure 1a) : un secteur non contaminé Gien-sur-Cure (0), un secteur supposé modérément contaminé La Ruchette (+) et un secteur supposé fortement contaminé Chitry-les-Mines (++).

L'impact sur l'écosystème terrestre actuel a été évalué à partir d'analyses de sols de surface (figure 1b). Le bioindicateur sélectionné pour cet écosystème est le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*). L'impact sur l'écosystème aquatique actuel a été estimé à partir de l'analyse des sédiments de rivière issus de la base de données du BRGM (figure 1b). La biodisponibilité dans des ETM dans les eaux de surface a été plus précisément évaluée en utilisant comme bioindicateurs une mousse aquatique (*Fontinalis antipyretica*) et la truite indigène fario (*Salmo trutta fario Linnaeus*).

Localisation des anciens sites miniers au sein du Parc naturel régional du Morvan

La reconnaissance sur le terrain est une étape obligatoire pour localiser les anciens sites miniers et métallurgiques, cependant les méthodes de prospection minière actuelles, basées sur l'analyse des sédiments de rivière, peuvent faciliter grandement le travail de prospection archéologique (CARRANZA, 2009). L'érosion des sols miniers et métallurgiques contaminés, ou tout simplement des terrains contenant les substances utiles à des niveaux élevés, a en effet tendance à créer des anomalies géochimiques dans les talwegs situés en aval. L'analyse des sédiments de rivières peut donc permettre d'obtenir une représentation complète des zones d'extraction minière anciennes sur un territoire. La définition des seuils d'anomalie est une étape importante car les ETM sont naturellement présents dans tous les milieux, au moins à l'état de trace.

Photographie 2. Prairie bordant la rivière où ont été prélevées les truites de Chitry-les-Mines.

Fabrice MONNA



Photographie 3. Minière dans la forêt près de l'oppidum de Bibracte.

Fabrice MONNA



Photographie 4. Mise en place des pièges pour capturer les mulots.

Fabrice MONNA



Photographie 5. Prélèvement des 20 premiers cm de sol à l'aide d'une tarière à main.

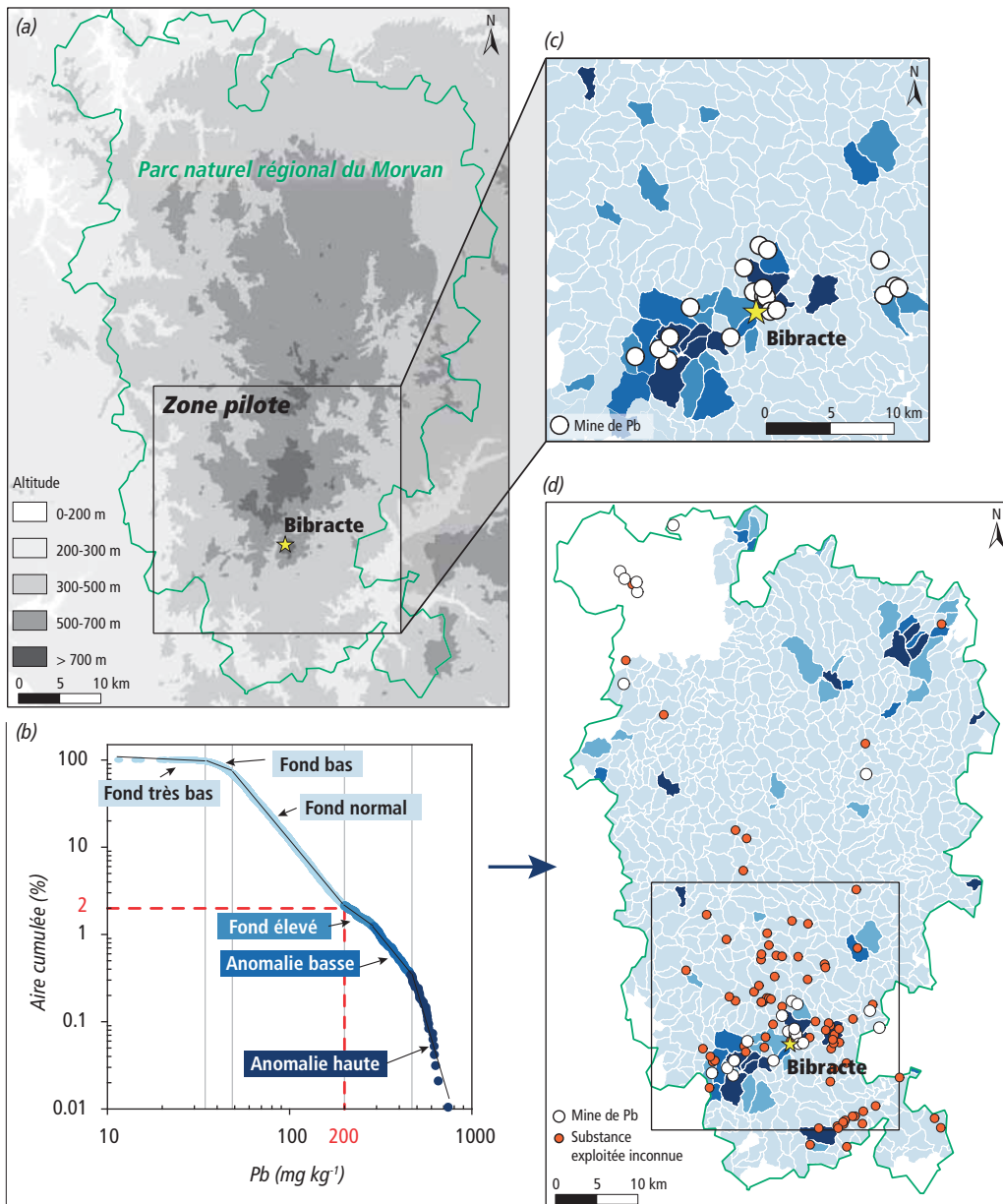
Fabrice MONNA



Afin d'illustrer ces méthodes et de localiser les mines anciennes à l'échelle du Morvan, une prospection systématique a été réalisée dans une aire pilote centrée sur l'oppidum de Bibracte (figure 2a). Cette zone a été privilégiée car elle a été le lieu d'exploitations minières anciennes (MONNA *et al.*, 2004). D'autre part, un traitement statistique pour

identifier les anomalies géochimiques a été appliqué aux analyses de sédiments réalisées par le BRGM dans les années 1980 (LAMBERT, 2005). Dans un premier temps, des cartes élémentaires sont obtenues par interpolation. Le pourcentage de surface supérieure à une concentration est représenté en fonction de la concentration considérée (exemple

Figure 2. (a) Localisation de la zone pilote au sein du Parc naturel régional du Morvan. (b) Détermination des valeurs seuils à l'aide de la méthode multi-fractale. Par exemple, en pointillé rouge sur le graphique, 2 % de la surface totale présente des concentrations supérieures à 200 mg kg⁻¹ de Pb. (c) Superposition des données de prospection (TAMAS, 2004; GOURAULT, 2009) avec la carte de potentiel géochimique du plomb. Les bassins versants sont colorés en fonction des valeurs seuils (d) Extrapolation du modèle à l'échelle du Parc naturel régional du Morvan pour l'élément Pb (MONNA *et al.*, 2014). En rond blanc, les mines de plomb connues, et en rouge, les mines visibles sur le terrain mais pour lesquelles la substance exploitée est inconnue.



du plomb en figure 2b). Les points d'inflexion de la courbe définissent des seuils séparant le fond géochimique des anomalies. Pour visualiser graphiquement ces anomalies, des cartes de bassins versants ont été colorés en fonction des différentes catégories définies (bruit de fond, anomalie, forte anomalie). En superposant ces cartes de potentiel géochimique avec les résultats de la prospection, on constate une bonne correspondance dans la zone test : l'oppidum de Bibracte occupe une place centrale dans la zone à fort potentiel (figure 2c). L'utilisation de ce modèle aurait permis d'identifier 70 % des sites miniers en ne prospectant que 15 à 20 % de la zone; ce qui constitue un gain appréciable face à une prospection pédestre systématique. Le modèle de la zone pilote peut être ensuite étendu à l'ensemble du Parc naturel régional du Morvan pour différents éléments chimiques (MONNA *et al.*, 2014) (figure 2d). Les cartes produites sont alors utilisées comme guide de prospection, mais également comme élément pour répondre à la question de la substance exploitée lorsque celle-ci n'est pas connue.

Caractérisation de l'écosystème terrestre

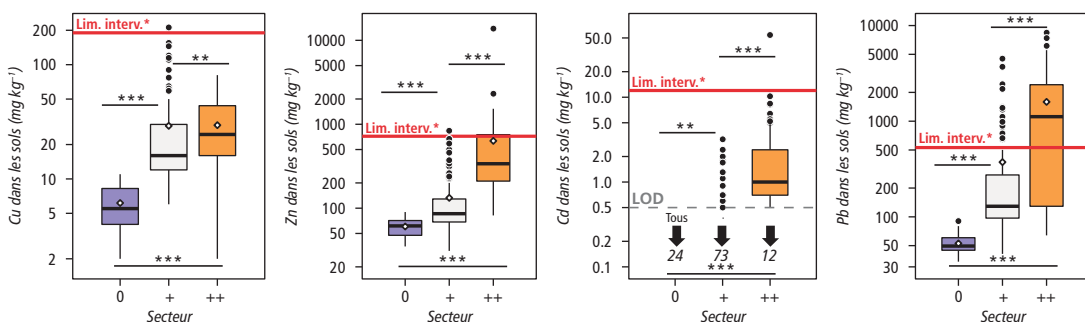
1. Analyse de sol de surface

Au sein des trois zones d'études, des grilles d'environ 1 km² ont été sélectionnées et divisées en maille de 100 x 100 m² ou de 200 x 200 m². Dans chaque maille, les horizons de surface des sols (i.e. 20 cm) ont été prélevés puis analysés en Cd, Cu, Pb et Zn. La figure 3 reporte les résultats obtenus pour le plomb. Les concentrations sont très variables, mais les valeurs les plus élevées se retrouvent bien dans les secteurs miniers ou métallurgiques, plus

particulièrement au niveau des zones d'extraction ou de traitement (figure 3). Le même schéma se retrouve quel que soit l'élément étudié. Il n'existe pas de consigne claire au niveau européen en matière de contamination des sols. Cependant, 29% du total des sols analysés dépasseraient, pour le plomb, la limite d'intervention fixée à 530 mg kg⁻¹ par le gouvernement hollandais (LYNDEN *et al.*, 2004). Cependant, la toxicité d'un élément ne dépend pas exclusivement de sa concentration. Il est nécessaire de tenir compte de sa spéciation, des propriétés physico-chimiques des sols et des propriétés biologiques des organismes vivants.

Des profils de sol ont également été étudiés par extraction cinétique (CAMIZULI *et al.*, 2014a) ; une technique qui consiste à estimer la vitesse à laquelle les métaux sont extraits du sol par différents agents chimiques. L'idée sous-jacente est que plus cette vitesse est grande, plus le métal est facilement disponible pour les organismes vivants. Les deux profils étudiés proviennent du secteur de référence, Gien-sur-Cure (o) et du secteur moyennement contaminé La Ruchette (+). Ils ont été prélevés sur des sommets relatifs afin de privilégier les apports anthropiques d'origine atmosphérique. Le même comportement cinétique a pu être observé pour tous les éléments étudiés dans les horizons pédologiques de surface (horizon A) : une première phase d'extraction rapide puis une deuxième phase d'extraction moins rapide qui tend vers un plateau (figure 4a). Ce comportement est modélisé par une équation comprenant deux réactions du premier ordre (figure 4b). Elles mettent en jeu deux stocks distincts : le premier stock dit « labile » qui correspond à la fraction de métal facilement extraite (et donc facilement biodisponible) et le deuxième stock dit « moins labile », accessible par les organismes, mais beaucoup plus difficilement ; le reste n'étant

Figure 3. Répartition des concentrations en Cu, Zn, Cd et Pb dans les sols de surface pour les trois secteurs étudiés dans le Morvan : non contaminé (0, n=24), moyennement contaminé (+, n=96) et fortement contaminé (++ , n=90).



* : Limite d'intervention fixée par le gouvernement hollandais (LYNDEN *et al.*, 2004) LOD : Limite de détection ◇ Moyenne arithmétique
 * p < 0.05 ; ** p < 0.01 ; *** p < 0.001 - Test non-paramétrique : Kruskal-Wallis - Test post-hoc : Steel-Dwass-Critchlow-Flinger

pas ou très peu accessible par la faune ou la flore. En termes de quantité, pour le plomb, les concentrations extraites sont plus élevées dans l'horizon A du secteur minier. Il faut toutefois signaler que de façon inattendue, la partie non-extractible domine (figure 4c). Ce comportement pourrait s'expliquer par le fait qu'une grande partie des ETM d'origine anthropique aurait pu être déjà lessivé vers des horizons plus profonds en raison du caractère acide

des sols forestiers (BAIZE & VAN OORT, 2014). D'autre part, des complexes organo-métalliques très stables ont également pu se former (LABANOWSKI *et al.*, 2007), réduisant ainsi la disponibilité des métaux demeurant en surface.

Figure 4. Extraction cinétique d'un horizon de surface pour un sol du secteur non contaminé (0) et un sol du secteur moyennement contaminé (+). (a) Quantité de plomb extrait en fonction du temps, (b) vitesse d'extraction du plomb en fonction du temps pour les deux secteurs étudiés, et (c) quantité de plomb non-extrait, « moins labile » et « labile » dans l'horizon analysé.

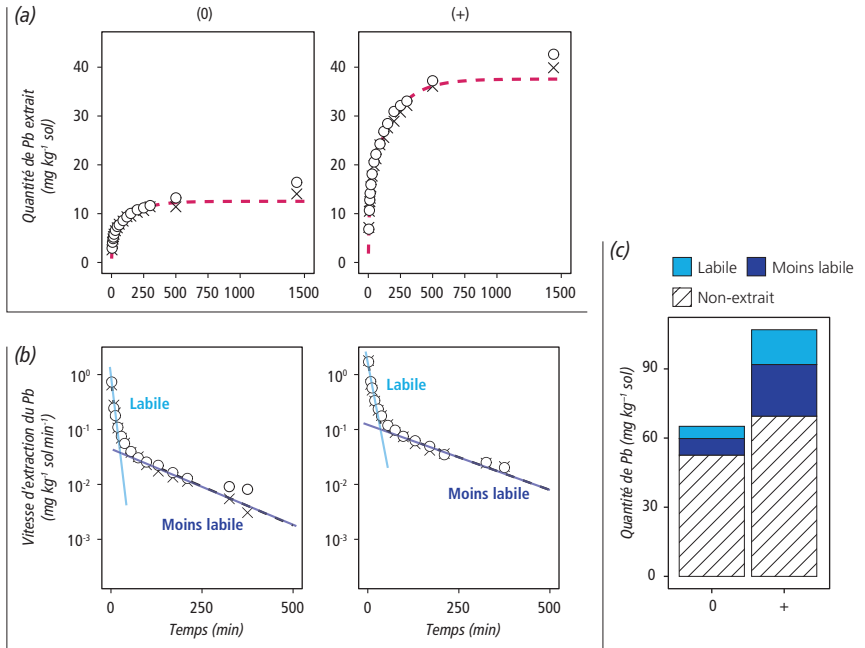
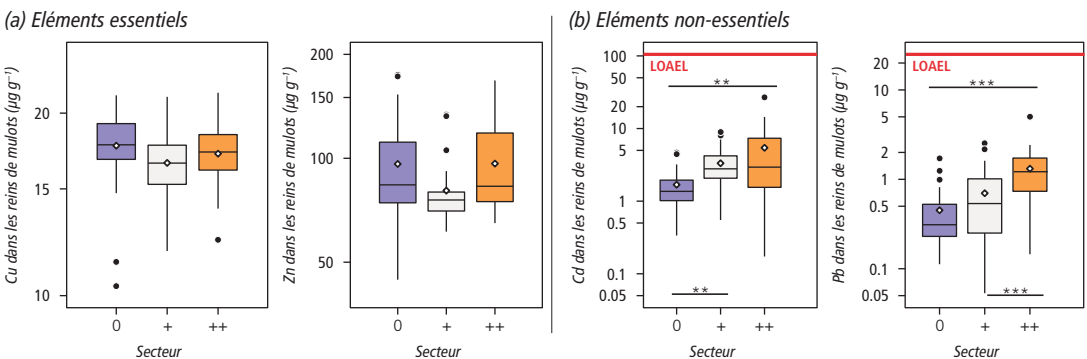


Figure 5. Concentrations en ETM dans les reins de mulot (poids sec) pour les trois secteurs étudiés dans le Morvan : non contaminé (0, n=30), moyennement contaminé (+, n=31) et fortement contaminé (++ , n=30). (a) Distribution pour les éléments essentiels Cu et Zn. (b) Distribution pour les éléments non-essentiels Cd et Pb. Les LOAEL sont précisées, en rouge, pour le Cd (SHORE & DOUBEN, 1994b) et pour le Pb (SHORE & DOUBEN, 1994a).



LOAEL : Lowest observed adverse effects levels (SHORE & DOUBEN, 1994a, b) ♦ Moyenne arithmétique

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$ - Test paramétrique : ANOVA - Test post-hoc : Tukey

2. Analyse des mulots (*Apodemus sylvaticus*)

Les analyses biologiques restent la meilleure méthode pour déterminer si la fraction extractible, même faible est biodisponible et peut avoir un impact négatif sur les organismes vivants. Des captures de micromammifères ont été réalisées sur dix mailles par secteur avec des lignes de pièges alternant piège tapette et de piège INRA (avec possibilité de relâcher les individus capturés). Pour différencier les deux espèces de mulot qui coexistent, des analyses ADN ont été réalisées ($n=135$ pour *Ap. sylvaticus* et $n=204$ pour *Ap. flavicollis*). C'est finalement le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*) qui a été retenu en raison de sa répartition au sein des secteurs étudiés. Au total, les concentrations en Cu, Zn, Cd, et Pb ont été mesurées dans 91 reins de mulots du Morvan. Les analyses mettent en évidence une nette différence de comportements pour les ETM essentiels (Cu, Zn) et non-essentiels (Pb, Cd) (figure 5). Les éléments essentiels sont régulés quel que soit le site étudié (figure 5a). Cette régulation homéostatique a déjà été

mise en évidence par d'autres auteurs (KOZLOWSKI *et al.*, 2009). En revanche, pour les éléments non-essentiels, le schéma est plus complexe. Les concentrations varient en fonction des sites et donc suivant les degrés de contamination (figure 5b). Ces métaux sont donc bien disponibles pour la faune sauvage. Il est important de préciser que les concentrations mesurées sont bien inférieures à celles observées sur des sites présentant des contaminations plus récentes (FRITSCH *et al.*, 2010). Ces concentrations sont également inférieures aux valeurs de référence estimées en laboratoire qui correspondent à des concentrations à partir desquelles les effets négatifs sur les organismes sont observables (LOAELs, *Lowest Observed Adverse Effects Levels*, (SHORE & DOUBEN, 1994a ; b)).

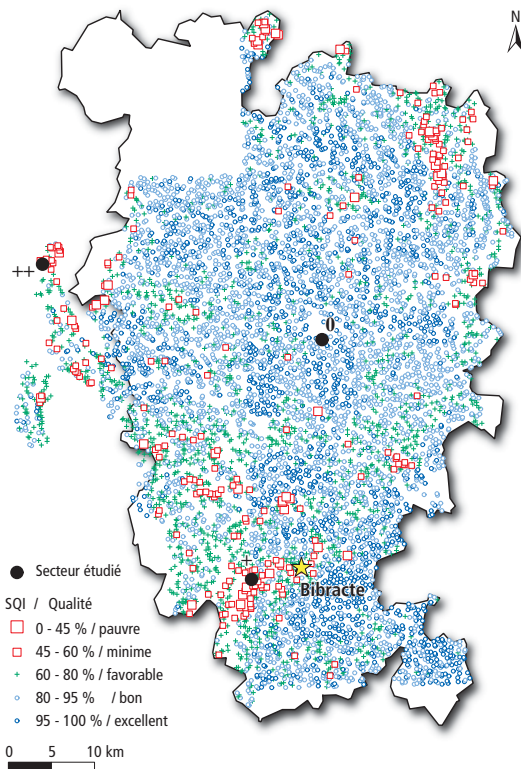
Caractérisation de l'écosystème aquatique

1. Exploitation des sédiments du BRGM

Les rivières peuvent drainer sur de grandes distances des éléments chimiques plus ou moins toxiques, sous forme particulaire, colloïdale ou en solution. Ces éléments sont liés à la nature des formations géologiques présentes dans le bassin versant, mais également aux déchets générés par les activités anthropiques passées ou actuelles. C'était d'ailleurs le principe de la prospection géochimique mentionnée précédemment. Afin de caractériser la qualité des rivières du Morvan, un indice a été calculé à partir des concentrations de sept éléments chimiques analysés par le BRGM (LAMBERT, 2005). Cette méthode a été développée par le gouvernement canadien (CCME, 2002 ; MARVIN *et al.*, 2004). Il s'agit d'une approche multi-élémentaire qui, pour chaque échantillon, prend en compte le nombre d'éléments excédant une valeur seuil ainsi que la magnitude de cet excès.

L'indice, ou SQI pour *sediment quality index*, a été calculé sur l'ensemble du territoire du Parc naturel régional du Morvan avec un total de 7369 échantillons (CAMIZULI *et al.*, 2014b). Plus de 96 % des sédiments échantillonnés par le BRGM dans les années 80 appartiennent à la catégorie « favorable », au moins ; ce qui indique que la majorité des sédiments de rivière du Morvan ne devraient pas *a priori* présenter un danger pour les organismes vivants dans ces rivières (figure 6). Cependant, les bassins versants où une activité minière a eu lieu dans le passé présentent des indices de qualité moins bons, en particulier Chitryles-Mines (++) et La Ruchette (+).

Figure 6. Carte des indices de qualité pour les sédiments (SQI) calculés pour l'ensemble du Parc naturel régional du Morvan (CAMIZULI *et al.*, 2014b). Les sites étudiés pour les bioindicateurs de l'écosystème aquatique sont indiqués : non contaminé (0), moyennement contaminé (+) et fortement contaminé (++).



2. Analyse des mousses aquatiques (*Fontinalis antipyretica*)

Des mousses aquatiques (type *Fontinalis antipyretica*) prélevées en zone non contaminée ont été transplantées dans trois rivières du Morvan, sur les secteurs non contaminé, Gien-sur-Cure (0), moyennement contaminé, La Ruchette (+) et fortement

contaminé, Chitry-les-Mines (++)). Une partie des mousses aquatiques a été récoltée après un mois d'exposition (t1) et l'autre partie après deux mois d'exposition (t2). Les concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn ont été mesurées et comparées aux concentrations avant exposition (CAMIZULI *et al.*, 2014b). Pour la plupart des éléments, le temps d'exposition n'est pas significatif. En revanche, les mousses

Figure 7. Concentrations en ETM (Cu, Zn, Cd, Pb) dans les mousses aquatiques transplantées dans trois rivières du Morvan : non contaminée (0), moyennement contaminée (+) et fortement contaminée (++) . La référence en bleu correspond à la concentration dans les mousses aquatiques avant exposition (CAMIZULI *et al.*, 2014b), t1 : après un mois d'exposition, t2 après 2 mois.

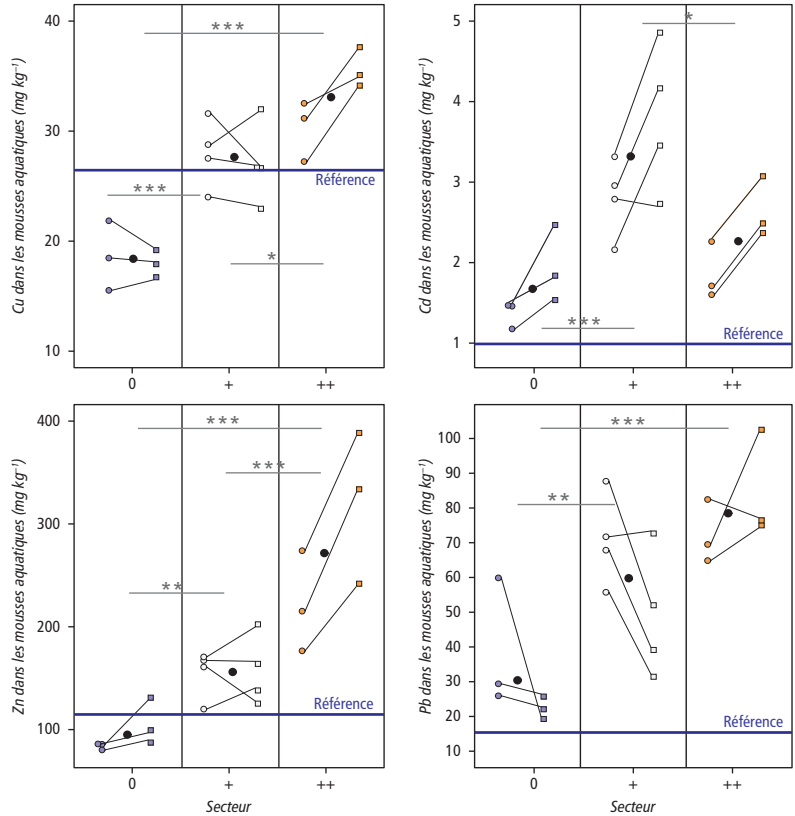
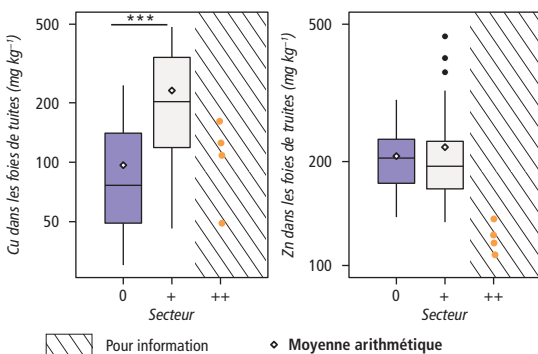
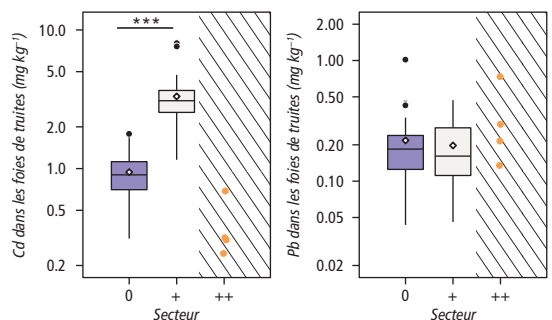


Figure 8. Concentrations en ETM dans les foies de truites (poids sec) pour les trois secteurs étudiés dans le Morvan : non contaminé (0, n=37), moyennement contaminé (+, n=31) et fortement contaminé (++, n=4). (a) Distribution pour les éléments essentiels Cu et Zn. (b) Distribution pour les éléments non-essentiels Cd et Pb.

(a) Eléments essentiels



(b) Eléments non-essentiels



* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$ - Test non paramétrique : U de Mann-Whitney en les sites (0) et (+)

aquatiques transplantées dans les rivières des sites contaminés accumulent plus de métaux que celles implantées sur le site non contaminé (figure 7). Les mousses aquatiques se révèlent donc des indicateurs très efficaces, même en cas de contamination de faible magnitude.

3. Analyse des truites (*Salmo trutta fario*)

Au total, 72 truites indigènes (*Salmo trutta fario*) ont été prélevées par pêche électrique dans les trois rivières sélectionnées. Les concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn, ont été dosées dans leur foie. Seulement 4 truites ont été pêchées dans la rivière du site le plus contaminé, il est donc plus difficile d'interpréter les résultats en terme de statistiques (CAMIZULI *et al.*, 2014b). Sur les deux sites restant,

des différences significatives sont observées seulement pour le Cd et le Cu (figure 8). La réponse des truites du Morvan en termes de concentrations n'est pas aussi claire que pour les autres bioindicateurs (mousses aquatiques ou mulots).

Des effets sur les organismes vivants ?

En dehors des mesures de concentrations en éléments chimiques dans les individus, des outils existent en écologie afin de déterminer les effets des contaminations sur les organismes vivants. La mesure de l'asymétrie fluctuante est un de ces outils. Il s'agit de mettre en évidence une instabilité de développement (liée à un stress environnemental ou génétique) en étudiant des distributions « droite-gauche » pour des caractères morphologiques qui

Photographie 6. Pêche électrique des truites par le bureau d'études AQUABIO.

Fabrice MONNA



sont censés être symétriques (PALMER, 1994). Dans le cas des mulots et des truites du Morvan, aucun effet de la contamination sur l'instabilité de développement n'a pu être statistiquement démontré.

Un autre outil pour déterminer les effets sur les organismes vivants consiste à calculer des indices de conditions (PEIG & GREEN, 2009). Il s'agit d'étudier la relation entre la taille et le poids des animaux (indice de condition corporel, SMI) ou entre la taille et le poids d'un organe, ici le foie (indice de condition somatique, SLI). Les influences respectives des paramètres biologiques (âge, poids, taille, sexe), du secteur et des concentrations en ETM dans les organes sur les indices de condition ont été testées statistiquement pour les mulots et pour les truites.

Pour les mulots, les indices de condition corporelle (SMI) apparaissent négativement corrélés à la concentration en plomb dans les reins (figure 9). Même si la relation est faible, elle est significative ($p=0.005$, $R^2_{adj}=0.08$).

Pour les truites, le secteur et la concentration en plomb dans les foies sont les variables les plus influentes sur le SLI : plus la concentration en plomb dans les foies de truites est importante, plus l'indice de condition est faible (figure 10).

Ces résultats suggèrent des effets délétères sur la condition des poissons ou sur la taille relative des organes. Les corrélations négatives entre les

indices de condition et les concentrations en ETM dans les organes des organismes vivants soulèvent la question des conséquences des anciennes activités sur ces organismes. En effet, ces résultats tendent à démontrer que plusieurs siècles après que les activités ont cessé, les ETM sont toujours accessibles pour les animaux et peuvent avoir un impact négatif sur la condition des individus.

Cependant ce propos doit être nuancé car la corrélation pourrait également être due à un facteur confondant, comme par exemple un polluant non mesuré dans cette étude, mais lié au plomb. D'autres facteurs confondants comme le type d'habitat ou l'accès à la nourriture peuvent également jouer un rôle (TÊTE *et al.*, 2013). Une approche histologique permettrait de préciser les effets toxiques directement sur les organes.

Conclusion

La pression environnementale générée par les anciens sites miniers et métallurgiques est complexe à modéliser face aux nombreux paramètres impliqués. Seule une approche pluridisciplinaire, comme celle développée ici, permet d'apporter des éléments de réponse.

Nous avons ainsi pu montrer que les méthodes statistiques issues de la prospection minière actuelle permettent de cibler efficacement les zones d'anciennes exploitations. De plus, les éléments traces métalliques qui résultent d'activités minières

Figure 9. Indice de condition corporelle (SMI) en fonction de la concentration en Pb (log10) dans les reins des mulots du Morvan. La bande grise correspond à l'intervalle de confiance de la régression linéaire (lm) à 95 %.

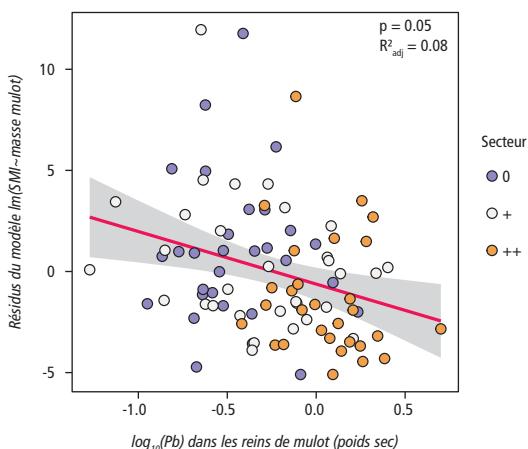
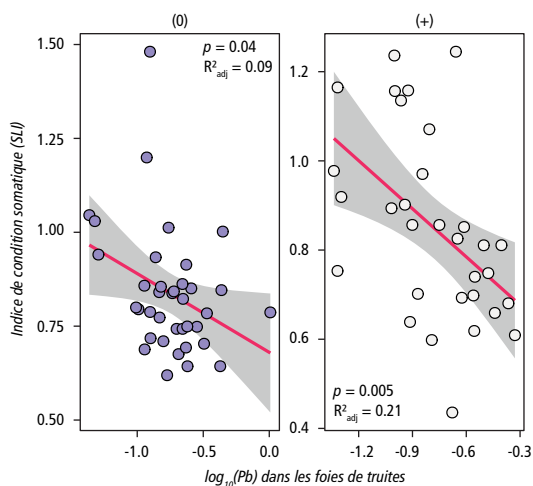


Figure 10. Indice de condition somatique (SLI) en fonction de la concentration en Pb (log10) dans les foies des truites du Morvan pour le site de référence (0) et le site moyennement contaminé (+). Les bandes grises correspondent aux intervalles de confiance de la régression linéaire à 95 %.





Estelle CAMIZULI

Ingénierie géologue et docteure en archéologie, elle est spécialisée dans l'étude des contaminations métalliques liées aux anciens sites miniers.



Fabrice MONNA

Professeur à l'Université de Bourgogne-Franche-Comté, il enseigne la géochimie isotopique et les statistiques. Sa recherche en sciences de l'environnement s'effectue aujourd'hui en étroite collaboration avec ses collègues archéologues.



Paul ALIBERT

Maître de conférences à l'Université de Bourgogne-Franche-Comté, ses recherches portent sur l'étude de l'évolution, la différenciation et l'adaptation des organismes notamment par le biais de méthodes de morphométrie.

et métallurgiques anciennes, persistent dans les écosystèmes terrestre et aquatique. Avec le temps, ces anciennes émissions sont en partie stabilisées et leurs effets sur le vivant sont moins visibles que s'agissant d'émissions récentes. Cependant une faible quantité, plus particulièrement concernant les éléments non-essentiels, est susceptible de s'accumuler dans les organismes actuels, et de là affecter leur qualité de vie.

La magnitude des émissions actuelles liées aux activités industrielles n'est pas comparable avec ces anciens sites, mais le comportement des métaux sur le long-terme doit être pris en compte pour une gestion pérenne des écosystèmes.

Remerciements

Cette thèse a été financée par le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche (allocation de recherche). Les analyses ont été financées par le FEDER, la région Bourgogne, l'Université de Bourgogne, et le Parc national des Cévennes. Il a été soutenu par le Parc naturel régional du Morvan et le Centre archéologique européen de Bibracte.

Bibliographie

- ALIBERT P., BEIS P., BERMOND A., BOHARD B., CAMIZULI E., DELVET G., GOURAULT C., GUILLAUMET J.P., HAMM G., LABANOWSKI J., LACHICHE C., LOSNO R., MONNA F., PEREIRA A., PETIT C., REVELLI P., SCHEIFLER R. & VAN OORT F. 2011. Le projet identification et impact des sites miniers abandonnés sur les écosystèmes aquatiques et terrestres actuels. *Rev. sci. Bourgoigne-Nature* 13: 35-37.
- ALLÉE P., BAILLY-MAÎTRE M.-C., BARON S., DE BEAULIEU J.-L., CARIGNAN J., LAURENT S., LAVOIE M., PARADIS S., PEYTAVIN J. & PULIDO M. 2011. PCR – Le Plomb argentifère ancien du Mont Lozère (Lozère). *ArchéoSciences* 34(1): 99-114.
- BAIZE D. & VAN OORT F. 2014. Chapter 4: Potentially Harmful Elements in Forest Soils, a pedological viewpoint. *In* : BINI C. & BECH J. (eds) PHES, Environment and Human Health. Springer, Dordrecht, Netherlands: 151-198.
- BOUTRON C., ROSMAN K., BARBANTE C., BOLSHOV M., ADAMS F., HONG S. & FERRARI C. 2004. L'archivage des activités humaines par les neiges et glaces polaires : le cas du plomb. *Comptes Rendus Geoscience* 336(10): 847-867.
- CAMIZULI E. 2013. Impact des anciens sites miniers et métallurgiques sur des écosystèmes terrestre et aquatique actuel - Etude comparative de deux moyennes montagnes : le Morvan et les Cévennes, Thèse Univ. - discipline : Archéologie. Dijon, France : Université de Bourgogne, 350 p.
- CAMIZULI E., MONNA F., BERMOND A., MANOUCHEHRI N., BESANÇON S., LOSNO R., VAN OORT F., LABANOWSKI J., PERREIRA A., CHATEAU C. & ALIBERT P. 2014a. Impact of historical mining assessed in soils by kinetic extraction and lead isotopic ratios. *Science of The Total Environment* 472: 425-436.
- CAMIZULI E., MONNA F., SCHEIFLER R., AMIOTTE-SUCHET P., LOSNO R., BEIS P., BOHARD B., CHATEAU C. & ALIBERT P. 2014b. Impact of trace metals from past mining on the aquatic ecosystem: A multi-proxy approach in the Morvan (France). *Environmental Research* 134: 410-419.
- CARRANZA E.J.M. 2009. Geochemical anomaly and mineral prospectivity mapping in GIS, 1^{er} éd, Handbook of exploration and environmental geochemistry N°11, Amsterdam, Pays-Bas : Elsevier, 351 p.
- CAUQUET B., MOSSIÈRE B., TAMAS C. & VIALARON C. 2010. La mine de la Pâtère des Grangerands. *In* : GUICHARD V. (ed) Recherches sur le Mont Beuvray et son environnement - Deuxième rapport intermédiaire du programme triennal 2009-2011, Bibracte, Centre archéologique européen: 37-61.
- CCME 2002. Canadian environmental quality guidelines - Summary Table, Technical report, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CRADDOCK P.T. 2000. From hearth to furnace : evidences for the earliest metal smelting technologies in the Eastern Mediterranean. *Paléorient* 26(2): 151-165.

- ELBAZ-POULICHET F., MORLEY N.H., BECKERS J.-M. & NOMERANGE P. 2001. Metal fluxes through the Strait of Gibraltar: the influence of the Tinto and Odiel rivers (SW Spain). *Marine Chemistry* 73(3-4): 193-213.
- ESCARRÉ J., LEFÈVRE C., RABOYEAU S., DOSSANTOS A., GRUBER W., CLEYET MAREL J., FRÉROT H., NORET N., MAHIEU S., COLLIN C. & VAN OORT F. 2011. Heavy Metal Concentration Survey in Soils and Plants of the Les Malines Mining District (Southern France): Implications for Soil Restoration. *Water, Air, & Soil Pollution* 216(1): 485-504.
- FOREL B. 2009. La métallurgie des alliages à base de cuivre en Bourgogne et en France orientale à l'âge du bronze, Thèse Univ. - spécialité : Archéologie, Dijon, France : Université de Bourgogne, 203 p.
- FRITSCH C., COSSON R.P., COEURDASSIER M., RAOUL F., GIRAUDOUX P., CRINI N., DE VAUFLEURY A. & SCHEFLER R. 2010. Responses of wild small mammals to a pollution gradient: Host factors influence metal and metallothionein levels. *Environmental Pollution* 158(3): 827-840.
- GOURAULT C. 2009. Les anciennes mines du Haut Morvan. Méthode d'inventaire, essai de caractérisation, Mémoire de Master 2, Dijon : Université de Bourgogne, 117 p.
- HUDSON-EDWARDS K.A., MACKLIN M.G., MILLER J.R. & LECHLER P.J. 2001. Sources, distribution and storage of heavy metals in the Rio Pilcomayo, Bolivia. *Journal of Geochemical Exploration* 72: 229-250.
- JALALI M. & KHANLARI Z.V. 2008. Effect of aging process on the fractionation of heavy metals in some calcareous soils of Iran. *Geoderma* 143(1-2): 26-40.
- JOUFFROY-BAPICOT I., PULIDO M., BARON S., GALOP D., MONNA F., LAVOIE M., PLOQUIN A., PETIT C., BEAULIEU J.-L. & RICHARD H. 2007. Environmental impact of early palaeometallurgy: pollen and geochemical analysis. *Vegetation History and Archaeobotany* 16(4): 251-258.
- KOZŁOWSKI H., JANICKA-KŁOS A., BRASUN J., GAGGELLI E., VALENSIN D. & VALENSIN G. 2009. Copper, iron, and zinc ions homeostasis and their role in neurodegenerative disorders (metal uptake, transport, distribution and regulation). *Coordination Chemistry Reviews* 253(21-22): 2665-2685.
- LABANOWSKI J., SEBASTIA J., FOY E., JONGMANS T., LAMY I. & VAN OORT F. 2007. Fate of metal-associated POM in a soil under arable land use contaminated by metallurgical fallout in northern France. *Environmental Pollution* 149(1): 59-69.
- LAMBERT A. 2005. Les données géochimiques et alluvionnaires de l'Inventaire minier du territoire national. Constitution d'une base de données exhaustive., Rapport final BRGM, RP-53546-FR, Orléans : BRGM, 115 p.
- LYNDEN G.W.J. VAN, MANTEL S. & OOSTRUM A. VAN 2004. Guiding principles for the quantitative assessment of soil degradation - with a focus on salinization, nutrient decline and soil pollution, Rome : Food and Agriculture Organization of the United Nations, 73 p.
- MACKLIN M.G., HUDSON-EDWARDS K.A. & DAWSON E.J. 1997. The significance of pollution from historic metal mining in the Pennine orefields on river sediment contaminant fluxes to North Sea. *Science of the Total Environment* 194/195: 391-397.
- MARVIN C., GRAPENTINE L. & PAINTER S. 2004. Application of a Sediment Quality Index to the Lower Laurentian Great Lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 91(1-3): 1-16.
- MONNA F., PETIT C., GUILLAUMET J.-P., JOUFFROY-BAPICOT I., BLANCHOT C., DOMINIK J., LOSNO R., RICHARD H., LEVEQUE J. & CHATEAU C. 2004. History and environmental impact of mining activity in Celtic Aeduan territory recorded in a peat bog (Morvan, France). *Environmental Science and Technology* 38(3): 665-673.
- MONNA F., CAMIZULI E., NEDJAI R., CATTIN F., PETIT C., GUILLAUMET J.-P., JOUFFROY-BAPICOT I., BOHARD B., CHATEAU C. & ALIBERT P. 2014. Tracking archaeological and historical mines using mineral prospectivity mapping. *Journal of Archaeological Science* 49: 57-69.
- VAN OORT F., THIRY M., JONGMANS T., BOURENNANE H., CAMBIER P., LAMY I., CITEAU I. & NAHMANI J. 2009. Pollutions métalliques : distributions hétérogènes du Zn, Pb, Cd et Cu et relations avec l'usage des sols. In : CAMBIER P., SCHVARTZ C. & VAN OORT F. (eds) Contaminations métalliques des agrosystèmes et écosystèmes péri-industriels. Editions Quae, Versailles: 15-44.
- PALMER A.R. 1994. Fluctuating asymmetry analyses: a primer. In : MARKOW T. A. (ed) Developmental instability, its origins and evolutionary implications. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 335-364.
- PEIG J. & GREEN A.J. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118(12): 1883-1891.
- SHORE R.F. & DOUBEN P.E.T. 1994a. Predicting Ecotoxicological Impacts of Environmental Contaminants on Terrestrial Small Mammals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 134: 49-89.
- SHORE R.F. & DOUBEN P.E.T. 1994b. The ecotoxicological significance of cadmium intake and residues in terrestrial small mammals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 29(1): 101-112.
- STÖLLNER T. 2003. Mining and economy: a discussion of spatial organisations and structures of early raw material exploitation. *Der Anschnitt: Man and mining* 16: 415-446.
- TAMAS C.-G. 2004. Caractérisation minéralogique des mines anciennes du Morvan, Rapport post-doctoral, Dijon : Université de Bourgogne, 70 p.
- TÊTE N., FRITSCH C., AFONSO E., COEURDASSIER M., LAMBERT J.-C., GIRAUDOUX P. & SCHEFLER R. 2013. Can Body Condition and Somatic Indices be Used to Evaluate Metal-Induced Stress in Wild Small Mammals? *PLoS ONE* 8(6): e66399.