



Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les SOLS.

TOUT ce qu'il FAUT SAVOIR !

par

Denis BAIZE – INRA - Orléans

Commentaires sur les figures et illustrations

Chapitre 1 – Généralités sur les ETM

Page 12 : Acquisition des teneurs totales en ETM dans les sols. **Milieus naturels.**

Pour symboliser convenablement un "solum", il est nécessaire de dessiner au moins trois "couches". A la base, est figuré le matériau parental, non ou très peu altéré, n'ayant pas acquis de structure pédologique. En surface, il y a l'horizon de surface, riche en matières organiques, qui reçoit différents types d'apports, naturels ou anthropiques. Entre les deux, s'intercalent les horizons pédologiques non situés en surface, généralement peu humifères.

L'héritage reçu du matériau parental est symbolisé par le **chiffre 1** sur la figure. Il ne s'agit pas d'un flux mais d'un héritage statique.

C'est la cause primaire et majeure. Selon la composition chimique initiale de la roche à partir de laquelle il s'est formé, tel sol sera plus ou moins riche en tel élément majeur ou en tel élément trace, utile (oligo-élément) ou indésirable ("élément trace potentiellement polluant"). En France, les roches sont très variées à la fois par leur faciès lithologique (granites, gneiss, grès, craies, schistes, argilites, marnes, divers calcaires, etc.) et par leur composition chimique indétectable macroscopiquement. Ainsi, Copenet a montré que les granites précambriens du nord-est du Massif Armoricaïn sont beaucoup plus riches en cuivre (20 mg/kg en moyenne) que les granites hercyniens de Bretagne occidentale et méridionale (5 mg/kg en moyenne). En outre, il ne faut pas oublier toutes les formations superficielles : formations argileuses résiduelles des plateaux, limons loessiques, alluvions, formations de pentes diverses, moraines, etc.

Ainsi, par exemple, un sol développé à partir d'une roche très riche en fer et en nickel sera obligatoirement très riche en fer et en nickel, du moins dans un premier temps (plusieurs milliers d'années).

Cycle biogéochimique dans les sols et les plantes (flèche 2 de la figure)

Des éléments sont absorbés par les racines des végétaux, et ce dans tous les horizons effectivement prospectés. Une fois absorbés par les plantes et transférés dans leurs différents organes, ces éléments retournent finalement au sol soit directement dans le sol (décomposition *in situ* des racines) soit à sa surface (débris des parties aériennes, litières forestières), sous des formes plus mobiles et plus facilement biodisponibles.

Transferts pédogénétiques verticaux (flèche 3 de la figure)

Sous nos climats tempérés humides, les précipitations annuelles l'emportent en général largement sur l'évapo-transpiration réelle des peuplements végétaux cultivés ou non. C'est pourquoi il existe tant de sols affectés par le processus pédologique d'illuviation d'argile et de fer. Il en résulte des sols montrant des horizons supérieurs appauvris en argile et en fer superposés à des horizons plus profonds enrichis en ces mêmes substances.

Il en va de même en ce qui concerne les ETM. Dans de nombreux types de sols, notamment les Luvisols, et plus généralement dans tous les sols minces et filtrants, on constate que certains ETM ont migré sous des formes associées aux particules d'argile et au fer vers les horizons profonds (horizons illuviaux). Les formes solubles peuvent migrer encore plus profondément, vers les nappes phréatiques. En revanche, d'autres ETM comme le plomb sont retenus énergiquement dans les horizons de surface organo-minéraux.

Transferts pédogénétiques latéraux (flèche 4 de la figure)

Certains processus pédogénétiques sont susceptibles d'affecter les ETM et de les redistribuer latéralement dans les sols et dans les paysages.

Dans certains types de sols (Planosols), il y a durant l'hiver et le printemps lessivage latéral de particules argileuses, associées à des oxydes et hydroxydes de fer. Ces particules quittent les horizons supérieurs (dits horizons éluviaux), sont entraînées latéralement en suspension et partent dans les eaux des ruisseaux. Elles peuvent s'accumuler dans les vallées sous la forme d'alluvions argileuses ou bien partir dans les rivières vers la mer.

En milieu engorgé en permanence ou temporairement par l'eau et suite aux cycles réduction/oxydation, le fer, le manganèse et certains ETM passent alternativement sous des formes solubles donc très mobiles puis des formes cristallisées, temporairement immobiles. Il en résulte des redistributions de ces éléments dans les sols et leur accumulation soit dans des horizons particuliers soit sous forme de petits volumes plus ou moins indurés appelés "concrétions" ou "nodules".

Poussières et aérosols d'origine lointaine (flèche 6 de la figure)

Parmi les apports diffus aériens d'origine lointaine, se trouvent des particules très fines d'origine naturelle : c'est le cas des poussières libérées dans l'atmosphère par l'activité des volcans, des embruns maritimes et des fines particules apportées par les vents lointains (sirocco). Quoiqu'ils soient très difficiles à estimer au plan quantitatif, ces

apports qui se perpétuent depuis le début de l'existence de notre planète, ont certainement une importance non négligeable. On pourrait y ajouter les poussières et fragments de météorites, très riches en métaux.

Ces apports sont saupoudrés de façon régulière aussi bien sur les secteurs cultivés que sur les prairies et les forêts. Aucun point de la planète n'y échappe.

Page 13 : **Acquisition des teneurs totales en ETM dans les sols. Agrosystèmes.**
Quelles sont les différences et nouveautés par rapport à la figure précédente ?

Cycle biogéochimique. L'exportation des récoltes rompt ce cycle car elle entraîne le départ des ETM absorbés par les plantes dans les feuilles (salades, épinards), les grains (céréales), les racines ou tubercules (carottes, betteraves, pommes de terre), vers la chaîne alimentaire des hommes et des animaux. Il en va de même pour les exportations de bois d'œuvre ou pour la biomasse ligneuse.

Apports gérés à l'échelon de la parcelle agricole (flèche 5 de la figure)

Il s'agit des impuretés présentes dans les engrais (notamment phosphatés), les amendements calcaires, les fumiers, les lisiers, les épandages divers, les boues de stations d'épuration, les composts urbains, les produits de traitement phytosanitaires (sels de cuivre, l'arséniate de plomb), etc. On notera que ces apports peuvent résulter d'une activité agricole "normale" (engrais, pesticides), d'une activité agricole concentrée (lisiers) ou bien d'une activité urbaine ou industrielle (déchets d'entreprises agro-alimentaires, boues de stations d'épuration, composts urbains, scories Thomas). Comme ces apports sont gérés à la parcelle, les ETM peuvent être présents en abondance dans une parcelle et en faible quantité dans la parcelle voisine, selon l'historique des apports antérieurs. En outre, les grandes parcelles d'aujourd'hui résultent souvent du remembrement d'anciennes parcelles plus petites dont l'histoire agronomique précédente n'était pas forcément la même. Dans certains cas, les apports eux-mêmes sont hétérogènes à l'échelle métrique (traitements de rangées d'arbres fruitiers, par exemple). L'activité humaine peut donc avoir apporté une grande hétérogénéité spatiale des teneurs totales en ETM (il en va de même pour les amendements organiques ou calciques).

Apports diffus aériens d'origine lointaine (flèche 6 de la figure)

Aux retombées atmosphériques naturelles viennent s'ajouter des retombées liées à diverses activités humaines. Il s'agit des poussières et aérosols provenant des chauffages, activités industrielles, moteurs d'automobiles, extractions minières et métallurgie (depuis l'Antiquité), etc. Ces apports se déposent aussi bien sur les secteurs cultivés que sur les forêts et prairies. Ils sont susceptibles de parcourir des centaines, voire des milliers de kilomètres à partir de leur source.

Apports massifs localisés d'origine proche (flèche 7 de la figure)

Il s'agit d'apports anthropogènes accidentels ou résultant d'activités industrielles de longue durée sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement. Généralement, l'impact de telles activités n'excèdent pas 3 kilomètres de distance par rapport à la source.

Un autre cas est celui de terrains ayant reçu des épandages répétés d'eaux usées non traitées durant de longues durées (cas de la plaine de Pierreelaye, par exemple).

Transferts latéraux par ruissellement ou érosion à la surface (flèches 8 de la figure)

Les transferts latéraux des ETM se font en association avec des particules entraînées à la surface des sols par ruissellement ou érosion. Il s'agira de pertes ou au contraire d'apports selon la position du site étudié sur le versant.

Les exportations par les récoltes (flèche 9 de la figure)

Les activités humaines sont également responsables d'un autre phénomène qui n'existe pas dans les écosystèmes naturels et qui, au lieu de constituer un apport, représente un prélèvement, d'autant plus important qu'il se prolonge sur de longues périodes. Il s'agit de la rupture du cycle bio-géochimique par exportation des récoltes. Dans tous les produits récoltés (fourrages, épis de maïs ou de blé, bois d'oeuvre, soutrage des litières, etc.) des éléments traces sont exportés dans les aliments ou dans des matériaux à utilisation industrielle. Dans la plupart des cas, les résidus et déchets générés par ces activités ne seront pas épandus sur le lieu exact de leur prélèvement.

Page 18 : **Différentes formes et localisation des éléments en traces dans les sols.**

Les ETM peuvent se trouver dans les 6 compartiments présentés sur cette figure, associés de façons diverses aux divers constituants des sols. Ils peuvent être (présentation en ordre de mobilité croissante) :

1. inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires (minéraux non altérés, hérités des matériaux parentaux) ou des constituants secondaires (minéraux résultant des altérations pédogénétiques). Leur libération est très lente, suivant le rythme des altérations.
2. adsorbés fortement sur (voire co-précipités avec) des oxy-hydroxydes de fer, de manganèse, d'aluminium.
3. séquestrés dans des résidus végétaux ou animaux. Ils seront libérés au fur et à mesure de la minéralisation de ces résidus.
4. complexés ou inclus (chélates) dans des macro-molécules organiques.
5. sous des formes échangeables (actions ou anions), associées aux surfaces des minéraux argileux et des matières organiques.
6. Dans la solution du sol, sous une forme soluble, colloïdale ou micro-particulaire. C'est là que les métaux vont être en contact direct avec les racines.

Pages 20 et 21 : Notions de mobilité et de biodisponibilité (Juste, 1989).

Page 26 : **Acquisition des teneurs en ETM dans un horizon de sol** (lecture verticale)

Jusqu'au tireté vert : phénomènes géologiques et pédologiques naturels.

Jusqu'au tireté orange : contaminations diffuses des horizons de surface.

Présentés à droite (en rouge) : tout ce qui est susceptible de faire augmenter les concentrations en ETM.

Présentés à gauche (en bleu) : tout ce qui est susceptible de faire diminuer les concentrations.

Page 27 : **Autre présentation** (lecture horizontale).

Évolution des teneurs en ETM des horizons de surface humifères et des horizons profonds au cours du temps et sous l'influence des activités humaines.

Hypothèse est faite que, en l'absence d'activités humaines importantes, ces teneurs restent constantes.

Autre hypothèse (ligne bleue) : sous l'influence double de législations plus contraignantes et de techniques améliorées, les pollutions industrielles sont aujourd'hui moins importantes que dans les 60 premières années du 20^{ème} siècle.

FPGN = fond pédo-géochimique naturel.

Chapitre 2 – Le programme INRA-ASPITET

(Baize, 1997 ; Baize, 2000)

Page 5 : **Homogénéité des horizons labourés.** Deux sites de l'Observatoire de la Qualité des Sols (OQS).

Prélèvements de 2 horizons labourés par tranches superposées de 10 cm. Site de Noyelles Godault (pollué par les émissions de l'usine Metaleurop) et de Neuf Berquin (non pollué).

Commentaire : grande homogénéité des teneurs en ETM, en conséquence des remaniements répétés par les travaux agricoles (labours, hersages, etc.).

Page 6 : **Définition graphique des GVF** (gammes de valeurs fréquentes).

Page 8 : **Grandes variations de teneurs en ETM au sein d'un même solum**, sur de faibles profondeurs, en fonction de la nature de l'horizon considéré.

Planosol Typique de Héry (Yonne - sous forêt). Solum granulométriquement très différencié.

En orange : horizons supérieurs très appauvris en argile et en fer

En vert : horizons profonds argileux, non appauvris.

Contact brutal entre les deux types d'horizons. Les teneurs en ETM varient largement, proportionnellement aux teneurs en argile et en fer.

Page 9 : Proportionnalité statistique entre teneurs en argile et teneurs en ETM.

Une population de 560 échantillons de sols a été classée selon 5 classes granulométriques : sableux – limoneux – à texture équilibrée – argileux (35 à 50 % d'argile) – très argileux (> 50 % d'argile). = Gradient de teneur en argile de la gauche vers la droite.

Sont présentés les 1^{er}s déciles – médianes et 9^{èmes} déciles pour Cr et Zn.

Les valeurs de ces 3 indicateurs statistiques vont croissant proportionnellement aux teneurs en argile.

En outre, plus il y a d'argile, plus la "fourchette" de valeurs correspondant à la GVF est large.

Mêmes types de diagrammes pour Fe, Co, Cu, Ni, Pb.

Page 10 : Relation entre Ni total et Fer total (population ASPITET 2000 - n = plus de 700 échantillons).

La grande majorité des échantillons s'aligne sur une relation naturelle unique. Mais un certain nombre de "types de sols" ou "séries de sols" échappe à cette relation générale.

* Les échantillons du groupe I (en orange) sont vraiment très riches en fer et présentent des teneurs en Ni très élevées, bien supérieures à celles prévisibles par la relation générale. Ils appartiennent à seulement 3 "séries" : "terres noires" et "sols marrons" de la plate-forme sinémurienne en Auxois ; sols développés dans les argiles à chailles du sud-ouest de l'Yonne et du nord de la Nièvre.

* Les échantillons du groupe 2 (en bleu) montrent des teneurs en fer "normales" mais des teneurs en Ni anormales, bien supérieures à celles prévisibles par la relation générale. Ils appartiennent à seulement 2 "séries" : sols argileux et calcaires développés dans les marnes carixiennes de l'Avallonnais et sols développés dans des moraines alpines du Pays de Gex.

* Les échantillons du groupe III (en vert) sont, au contraire, anormales en fer car appartenant à des sols développés dans divers matériaux glauconieux du Bassin de Paris.

Page 11 Des corrélations générales (naturelles) souvent très significatives mais ne permettant pas la prédiction.

Matrice des corrélations pour la population ASPITET-2002. Horizons de surface et horizons profonds. Sols agricoles et sols forestiers. Aucun sol pollués. Mais horizons de surface des sols agricoles ayant reçu des contaminations diffuses plus ou moins importantes.

Page 12 Premier exemple d'excellente relation au sein d'une seule "série de sol". Alluvions marines quaternaires des Wateringues (Nord-Pas de Calais – [Sterckeman et al., 2002](#)). Tous horizons (surface et profondeur). Relation Cr / Fe.

Granulométries très variables, allant du sable à l'argile lourde. D'où de larges gammes de Fe et de Cr. Mais relation naturelle unique parfaite.

Page 13 Deuxième exemple d'excellente relation au sein d'une seule "série de sol". Sols du Pays de Gex, développés dans des moraines alpines ou dans des alluvions remaniant des moraines. 3 parcelles x 5 répétitions x 3 profondeurs = 45 échantillons ([Buatier, 1994](#)).

Fortes teneurs (anormales) en Ni et Cr. Mais relation naturelle unique parfaite.

Page 14 Troisième exemple d'excellente relation au sein d'une seule "série de sol". "Sols marron" de la plate-forme sinémurienne en Auxois et Avallonnais ([Baize et Chrétien, 1994](#)). Tous horizons. Très bonne relation entre Cu total et Fe total dans des gammes de teneurs très élevées (jusqu'à 12 % de fer élément !).

Page 15 Quatrième exemple d'excellente relation au sein d'une seule "série de sol". Sols développés dans les argiles à chailles du sud-ouest de l'Yonne et du nord de la Nièvre. Tous horizons.

Très bonne relation naturelle entre Ni total et Zn total.

Chapitre 3 – Interpréter des teneurs et détecter des contaminations

Page 4 : Principe de la comparaison verticale.

On mesure les teneurs en ETM de 3 ou 4 horizons superposés et on regarde le "profil" des teneurs avec la profondeur.

Cas A : teneur élevée en un ETM dans l'horizon de surface mais qui redescend très rapidement à des teneurs faibles ou "normales" = contamination superficielle très probable.

Cas B : teneur élevée en un ETM dans l'horizon de surface mais qui continue d'augmenter avec la profondeur = anomalie naturelle probable.

Cas C : pas évident !

Page 5 : Application de la comparaison verticale.

Cas du solum Vault-de-Lugny (Yonne) "sol marron" de la plate-forme sinémurienne en Avallonnais.

L'horizon de surface labouré 0-26 cm montre des teneurs très élevées en Cd, Pb, Zn, Ni qui pourraient faire penser à une pollution. Mais ces teneurs croissent encore considérablement avec la profondeur. Il s'agit de teneurs naturelles. A noter les teneurs également très élevées en fer et manganèse.

Page 6 : Application de la comparaison verticale.

Cas du solum Nouaillé (Vienne).

Toutes les teneurs en ETM, faibles en surface, augmentent nettement en profondeur, parallèlement aux teneurs en argile. Seule exception le cuivre. 32,1 ce n'est pas énorme (loin du seuil réglementaire pour l'épandage des boues urbaines sur sols agricoles) pourtant la contamination superficielle est évidente (ancienne vigne).

Cas de Prévessin (Ain - Pays de Gex) : teneurs élevées en Ni et Cr dans l'horizon de surface, qui vont croissant avec la profondeur = anomalie naturelle (débris de "roches vertes" dans les moraines alpines).

Page 8 : Application de la comparaison verticale.

Cas du solum Noyelles Godault (site OQS à 1 km de l'usine Metaleurop).

La pollution est évidente et importante dans l'horizon labouré (0-34 cm) pour Cd, Pb et Zn (dans une moindre mesure aussi pour Cu). Une légère contamination en Cd, Pb et Zn est décelable dans l'horizon 34-45 cm. En dessous : aucun impact de l'homme ; les valeurs correspondent au fond pédogéochimique naturel local.

Page 9 : Cas des solums Cormeilles-en-Vexin et Couhins. Étant donné la migration des ETM vers la profondeur, il n'est pas possible d'appliquer la comparaison verticale.

Dans le cas des Luvisols du Vexin, la connaissance des TAH maximales est nécessaire pour juger de la contamination des différents horizons.

Dans le cas de Couhins (sol sableux quartzueux = "graves") les teneurs en Cd et Pb sont trop élevées dans les trois couches analysées et dénotent une migration verticale des polluants dans ce solum filtrant et plutôt acide.

Page 11 : Principe de la comparaison latérale.

On étudie 2 sites proches appartenant à la même série de sol ; on compare les horizons similaires. Le solum forestier (réputé le moins contaminé) sert de référence.

Page 12 : Exemple de comparaison latérale. Cas du zinc et des Luvisols Dégradés du sud-est du Bassin de Paris.

On compare sol agricole versus sol forestier pour 5 couples. En gris : les horizons de surface humifères. En blanc : les horizons éluviaux (appauvris en argile et en fer). En orange : les horizons argilluviaux BT.

Le seul horizon nettement pollué en zinc est l'horizon LE du solum cultivé de Bézu-le-Guéry (site qui a reçu des boues d'épuration de la station d'Achères à fortes doses).

Page 13 : Difficulté de comparer les concentrations en ETM sous culture et sous forêt. Les gradients de matières organiques ne sont pas les mêmes. Dans le cas des sols cultivés, les travaux culturaux re-homogénéisent les 28 ou 30 premiers centimètres. Calculs des stocks de Zn et de Pb dans les 30 premiers cm. Cas des Luvisols Typiques issus de lœss du Vexin.

Les différences apparentes en concentrations disparaissent quand on raisonne en stocks sur les 30 premiers cm.

Page 14 : Autre exemple (théorique) appliqué au plomb.

Dans le cas des sols forestiers, les contaminants arrivés au sol par voie atmosphérique s'accumulent dans les 5 à 15 premiers cm du sol, riches en matières organiques.

Page 20 : Schéma déjà vu au chapitre 2 (Buatier, 1994). Ici, grâce aux couleurs, on distingue bien les 3 parcelles. Mais la relation Ni / Cr est la même partout pour les 45 échantillons de sols analysés.

Page 22 : Schéma montrant ce que sont les "teneurs agricoles habituelles" (TAH). Relation Cd total / carbone organique pour 39 horizons de surface de Luvisols Typiques issus de lœss du Vexin français (horizons LE).

Il n'y a aucune relation. Les teneurs en carbone organique sont très variables (de 0,8 à 1,4 %). En revanche, les teneurs en cadmium restent toutes comprises entre 0,20 et 0,40 mg/kg sauf les 3 échantillons situés à droite du diagramme qui proviennent de parcelles ayant reçu des boues d'épuration urbaines à fortes doses et qui s'avèrent nettement contaminés.

A noter l'effet positif des épandages sur la teneur en carbone !

Page 24 : Exemple d'une contamination décelée par la méthode typologique.

Cas du cuivre dans les "terres d'Aubues" des plateaux de Basse Bourgogne.

Cuivre total vs fer total. 51 horizons de surface et de profondeur ; sous agriculture et sous forêt.

La relation n'est pas évidente. Les TAH du cuivre sont comprises entre 9 et 16 mg/kg.

Une seule valeur se singularise : il s'agit d'e l'horizon de surface d'un sol agricole situé à seulement 4 km de la petite ville de Chablis. Aujourd'hui sous céréaliculture.

Ancienne vigne traitée avec des sels de cuivre (bouillie bordelaise).

Page 25 : Exemple d'une contamination décelée par la méthode typologique.

Cas du Zn dans des Luvisols Dégradés du sud-est du Bassin de Paris. 46 horizons de surface et de profondeur, sous agriculture et sous forêt. Grâce à la teneur en fer, il est facile de distinguer les horizons de surface appauvris en fer (et en argile) et les horizons profonds enrichis en fer (et en argile). On observe une bonne relation entre zinc total et fer total, sauf pour un échantillon. Celui-ci est un horizon de surface provenant du site de Bézu-le-Guéry où une expérimentation a été menée avec apports massifs de boues d'épuration urbaines (boues d'Achères). Cet horizon est manifestement pollué par le zinc. On y dose aujourd'hui 160 mg/kg alors que la teneur en fer laisse penser qu'il devrait en contenir 40 à 45 mg/kg seulement.

Page 26 : Même cas que la page précédente. Une légère contamination en chrome est visible sur le diagramme.

Page 27 : Sols issus des lœss de la région Nord-Pas de Calais. Relation entre Plomb total et aluminium total (Cordier, 1999). Analyse de 57 échantillons, la plupart prélevés en profondeur (dans le lœss). Excellente relation entre Pb et Al. Les 3 seules valeurs qui sortent nettement de la relation générale correspondent aux trois seuls horizons de surface labourés (codés LE). Ces 3 échantillons sont plus ou moins contaminés par du plomb lié à diverses activités humaines.

Page 28 : Sols issus des lœss cultivés en région Nord-Pas de Calais (Sterckeman et al, 2002). Tous horizons : de surface (carrés roses) et de profondeur (losanges bleus). Relation Pb total / fer total. L'excellente relation naturelle Pb/Fe apparaît clairement pour tous les horizons de profondeur. Les horizons de surface, eux, sont plus ou moins contaminés par du plomb d'origine anthropique et ne respectent plus cette relation.

Page 29 : Néoluvisols et Luvisols Typiques issus de lœss du Vexin. Relation Cd total vs argile. Tous horizons (surface et profondeur – N = 58). Quatre échantillons pris en surface (valeurs faibles du taux d'argile) sont fortement contaminés (Cd total > 1,5 mg/kg). Quelques horizons profonds (environ 28 % d'argile) présentent également de légères anomalies en Cd (0,4 ou 0,5 mg/kg c'est trop pour ce type d'horizon).

Page 30 : "Terres Noires" de la plate-forme sinémurienne en Avallonnais. Neuf horizons de surface et 3 horizons profonds. Cd total vs carbone organique. Il n'y a pas de relation. Un tel diagramme montre cependant que les concentrations en Cd sont toutes comprises entre 1,1 et 7 mg/kg (médiane = 2,3). Cette série de sol est particulièrement riche en cadmium d'origine naturelle.

Chapitre 4 – La controverse sur l'épandage des boues d'épuration urbaines sur les sols agricoles

Page 11 : La curieuse philosophie implicitement sous-jacente à la réglementation française (et également à la réglementation européenne). Ces deux réglementations considèrent "le sol" (c'est à dire tous les sols de la même façon, sans se préoccuper de leurs propriétés) comme une sorte de réservoir qu'on peut remplir jusqu'à une certaine limite (la valeur "seuil" de concentration totale). 3 cas :

1°) Cas de sols naturellement pauvres en ETM : le "réservoir" est presque vide. On peut apporter des boues (beaucoup ?).

Les plus typiques de ces sols "pauvres en ETM" sont les sols sableux quartzeux (qui, en outre, ont besoin de matières organiques et de calcium ; donc sur lesquels on apporte volontiers des boues, notamment des boues chaulées). Mais ce sont également ces sols sableux qui sont les plus acides, les plus filtrants, les moins pourvus en toutes les phases solides capables de fixer les ETM anthropiques apportés (MO, oxy-hydroxydes de Fe et de Mn).

2°) Cas des sols naturellement riches en ETM : le "réservoir" est presque plein. On peut apporter des boues (mais peu !)

3°) Cas où la valeur seuil est déjà dépassée. Le "réservoir" est plus que plein. L'épandage de boues n'est pas autorisé (sauf obtention d'une dérogation). Ce cas, comme le cas 2 (ci-dessus), correspond souvent à des sols argileux, profonds, calciques voire calcaires, riches en fer et en manganèse ; c'est-à-dire à des sols qui pourront fixer fortement et durablement de grandes quantités d'ETM exogènes et qui montrent des pH durablement très élevés.

A l'évidence les sols des cas 2 et 3 sont plus aptes à l'épandage des boues (et autres déchets), que les sols sableux acides.

Plus que la teneur totale en tel ou tel ETM (qui ne signifie pas grand-chose), il vaut mieux prendre en compte la nature des sols récepteurs.

Page 22 : Vexin – années 75-86 – Enquête sur les épandages de boues de la station d'épuration d'Achères ([Bernardon 1993](#)). 22 parcelles étudiées.

Relation entre les quantités de Cd apportés (estimation) et le stock de Cd calculé dans les horizons de surface des sols épandus (concentration mesurée x densité apparente et épaisseur – expression en kg/ha). On constate une relation positive.

Page 23 : Luvisols développés dans des loess dans le Vexin. 39 horizons labourés (horizons LE). Les trois valeurs de cadmium total qui dépassent très nettement le niveau des TAH (teneurs agricoles habituelles) correspondent à des apports de boues d'épuration ([Tercé et al., 2002](#)). L'impact de ces épandages est très net sur les teneurs totales.

Page 25 : Étude Limousin. Analyses de 1999 ([Courbe et al., 2002](#)).

Relation entre le Cd extrait au DTPA (extraction partielle sur échantillons de sols) et le Cd total de l'horizon de surface des sols. 36 parcelles.

- carrés rouges = parcelles ayant reçu des quantités de Cd élevées (500 à 600 g/ha) – n = 8
- losanges verts = parcelles ayant reçu des quantités de Cd moyennes (250 à 300 g/ha) – n = 4
- losanges bleus = parcelles ayant reçu des quantités de Cd faibles (< 100 g/ha) – n = 24

Les plus forts apports de Cd se marquent dans les concentrations totales des sols comme dans les quantités de Cd extraites au DTPA.

Page 26 : Même étude Limousin.

Relation entre le Cd extrait au DTPA et le Cd dosé dans les grains de blé récoltés aux mêmes emplacements (protocole QUASAR).

Ronds jaunes = parcelles ayant reçu des quantités de Cd élevées ou moyennes – n = 12
Les plus forts apports de Cd se marquent dans la composition des grains de blé.

Page 28 : Étude menée sur 43 parcelles de Bourgogne et Franche-Comté (Deléan et Kockmann, 2003).

Relation entre les teneurs en Cd dosés dans les grains de blé et les quantités de Cd apportées par les boues dans chaque parcelle. Parcelles "avec boues" (ronds jaunes – quantités de Cd comprises entre 0,7 et 21 g/ha) et parcelles "sans boues" (losanges rouges – pas d'apports de Cd).

Il n'y a aucune relation. La teneur en Cd des grains de blé est indépendante des quantités apportées (qui sont très faibles). La nature des sols joue probablement beaucoup plus.

Chapitre 5 – Contaminations des sols en ETM – Conséquences et dangers

Page 6 : Une illustration pour montrer le caractère "antibiotique" du cuivre sur l'activité micro-biologique du sol. Étude de M. Quantin (1997). 36 horizons de surface de sols de vignobles en Bourgogne (traités à la bouillie bordelaise).

Relation entre la biomasse microbienne exprimée sous la forme du % de carbone microbien par rapport au carbone total et la teneur totale en cuivre de l'horizon de surface. Cette teneur totale varie de 20 (pas d'apports de cuivre) à 350 mg/kg (ce qui est beaucoup).

Il y a encore une biomasse microbienne non négligeable dans les sols les plus chargés en cuivre mais l'impact "déprimant" du cuivre est clairement mis en évidence.

Page 9 : Une vieille étude sur des sites de l'Avallonnais (Mench et al, 1997) à laquelle on a ajouté quelques résultats du Vexin (Tercé et al., 2002). 13 sites – sols appartenant à 6 séries distinctes.

Il n'apparaît aucune relation entre la concentration totale mesurée dans les sols et la teneur en cadmium des grains de blé. La "terre noire" de l'Avallonnais (Cd total = 2 mg/kg) montre une teneur faible dans les grains de blé.

Inversement les 2 échantillons de blés qui excèdent la valeur recommandée par le CSHPF * viennent de sites où le sol ("terre d'Aubue" des plateaux de Basse Bourgogne) n'est pas particulièrement riche en cadmium.

* CSHPF = conseil supérieur d'hygiène publique de France.

Page 10 : Étude GESSOL La Châtre. 56 sites - 5 séries de sols contrastées. Il n'y a aucune relation entre la teneur totale en Cd du sol (horizon de surface) et la teneur en Cd des grains de blé tendre. Les quelques sols très riches en Cd ($Cd > 0,5$ mg/kg) montrent des teneurs plutôt faibles dans les grains.

Page 11 : Même étude GESSOL La Châtre. Il n'y a aucune relation entre la teneur totale en Zn du sol et la teneur en Zn des grains de blé tendre. Mais alors, quels sont les facteurs qui jouent le plus ? Réponse : le pH – l'abondance des oxy-hydroxydes de fer et de manganèse.

Page 12 : Même étude GESSOL La Châtre. Lorsque le pH est acide, on dose plus de Cd dans les grains de blé. Un seuil probable se dessine vers pH 6,5.

Page 16 : Cette figure illustre la difficulté de la démarche de modélisation empirique statistique à partir des données d'AGREDE-QUASAR et GESSOL-La Châtre. Tenter de prédire (ou d'expliquer) la composition en ETM des grains de blé uniquement à partir de données analytiques obtenus sur échantillons de sols (horizon de surface seulement - séchés et passés à 2 mm).

Page 17 : Dans quel cas, y a-t-il le plus de danger ? Dans le cas des sols limoneux du Vexin ?

Où la teneur totale en cadmium est inférieure au seuil de la réglementation française sur l'épandage des boues mais où la majeure partie de ce Cd est d'origine anthropique (épandages de boues de la station d'Achères dans les années 1970 + fertilisants phosphatés) ;

Ou dans le cas des "terres noires" de la plate-forme sinémurienne en Avallonnais ?

Où la teneur totale en cadmium est supérieure au seuil de la réglementation française sur l'épandage des boues mais où la quasi-totalité de ce Cd est d'origine naturelle (et fortement fixée par les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse).

Page 18 : Dans le cas d'apports d'ETM anthropiques sur les sols, que vaut-il mieux ?

Dans le cas figuré à gauche, les ETM s'accumulent progressivement dans le sol. Cela peut finir par être clairement mesurable et être considéré comme inquiétant.

Dans le cas figuré à droite, les stocks d'ETM ne semblent pas varier dans les sols. Les suivis qui seront faits (*soil monitoring*) donneront des résultats rassurants (pas d'augmentation). Et pourtant des flux faibles mais permanents circulent dans notre environnement.

Chapitre 6 – Spatialisation des teneurs en ETM – Bases de données françaises

Page 4 : Inventaire minier national du BRGM. Secteurs inventoriés ([Darmendrail et al., 2000](#)).

Page 5 : Inventaire minier national. Carte de synthèse des teneurs en arsenic dans les sédiments de ruisseau du Massif central ([Darmendrail et al., 2000](#)).

Page 8 : Atlas pédo-géochimique d'Angleterre et du Pays de Galles ([McGrath and Loveland, 1992](#))

Carte en pixels des teneurs pseudo-totales en plomb. Cinq classes de teneurs. En jaune les teneurs les plus élevées (> 123 mg/kg). En bleu foncé les valeurs les plus faibles (< 28 mg/kg). Les zones minières du nord de l'Angleterre et celles du Pays de Galles semblent plus "riches" en plomb que les zones sédimentaires. L'intérêt de telles sorties graphiques n'est pas évident !

Page 9 : Autre exemple de carte en pixels. Atlas géochimique des sols forestiers suédois ([Melkerud et al., 1992](#)). 1508 échantillons de moraines sous forêts. Pixels de 25 x 25 km. 5 classes de teneurs. L'intérêt de telles sorties graphiques n'est pas évident !

Page 10 : Comparaison de deux stratégies d'échantillonnage pour un même territoire : la région Nord-Pas de Calais. En carrés rouges, le "grid sampling" systématique du RMQS français (espacement de 16 km). En petits ronds verts, les sites de prélèvement du Référentiel Pédo-Géochimique régional. Ces sites ont été sélectionnés comme non ou très peu contaminés, sur la base des principaux matériaux parentaux présents dans chaque petite région naturelle.

Page 11 : Un premier exemple de cartogramme. Les valeurs mesurées sont figurées ponctuellement sur une carte, mais on ne trace pas de contours et on ne fait pas de prédiction en tous points. Teneurs totales en cadmium dans le sud de l'Yonne et le nord de la Nièvre. Quelques grands ensembles géologiques sont figurés par différentes couleurs.

Page 12 : Un autre exemple de cartogramme. Teneurs en cadmium collectées sur le territoire du département de l'Yonne. Les teneurs les plus fortes (> 0,50) sont figurées en teintes orangées et rouges. Elles se localisent seulement dans deux régions naturelles : les Plateaux jurassiques de Basse Bourgogne et la "Terre Plaine" (dépression liasique).

Page 13 : Un dernier exemple de cartogramme. Teneurs totales en zinc de la région Nord-Pas de Calais (données du Référentiel Pédo-Géochimique régional – [Sterckeman et al., 2002](#)).

Page 15 : Premier exemple d'interpolation par krigeage. Carte des teneurs totales en zinc dans les sols ([White et al., 1997](#)). 2888 échantillons analysés (sites "naturels")

et sols agricoles. 10 classes correspondant aux déciles. Estimation pour des pixels de 10 x 10 km. Prise en compte des 32 points les plus proches.

Les sols des états du sud-est des USA semblent plus pauvres en Zn que ceux des autres états.

Page 16 : Autre exemple d'interpolation par krigeage. Teneurs en mercure des sols (horizons de surface) du centre du bassin de Paris ([Baize et al., 2001](#)). Nombreux points de mesure (n = 2149) mais mal répartis. Quelques "hot spots" apparaissent en limite ouest de la Seine et Marne. Ils résultent de la contamination des sols par des épandages de "gadoues" (ordures domestiques non triées et grossièrement broyées) tout au long d'une ancienne ligne de chemin de fer.

Page 17 : Stocks de plomb attribué aux activités humaines dans l'horizon de surface (0-30 cm). Données du RMQS pour l'Ile de France, l'Eure-et-Loir et le Loiret ([Saby et al., 2006](#)). Les quatre points de mesure situés à Paris, à Conflans-Ste-Honorine, aux Mureaux et à Moussy (Val d'Oise) pèsent lourd dans l'interpolation et génèrent un "panache" de pollution par le plomb à l'échelle régionale.

Page 18 : Interpolation par krigeage. Les teneurs totales en plomb en surface des sols de la région Nord-Pas de Calais. Attention, sur cette carte, les couleurs rouges débutent dès des teneurs relativement basses (50 mg/kg). Importance du choix des couleurs sur l'impression visuelle !

Page 19 : Exemples de statistiques présentées par unités territoriales (ici, les départements, unités de gestion de beaucoup d'institutions : DDAF, DIREN, DDASS, Chambres d'agriculture). Teneurs en cadmium ([Baize et al., 2006a](#)). Les couleurs correspondent au nombre d'*outliers* "nationaux", les chiffres au pourcentage que ce nombre d'*outliers* "nationaux" représente par rapport au nombre de valeurs disponibles. Voir page 27 la notion d' "*outlier*".

Page 20 : Cette fois, les unités territoriales sont les Régions agricoles (beaucoup plus homogènes aux plans géologique et pédologique que les départements). Teneurs en cadmium ([Baize et al., 2006a](#)).

Pages 22 et 23 : Exemple d'une carte pédo-géochimique établie grâce à la caractérisation des unités cartographiques d'une carte à moyenne échelle (1/50.000) pré-établie. Teneurs totales en cadmium dans la région d'Avallon ([Baize et Roddier, 2002](#)). Voir légende page 23. Les teneurs les plus élevées sont figurées en rouge. Les séries de sols correspondantes sont les "sols marron" (SM) et les terres noires" (TN) de la plate-forme sinémurienne.

Page 24 : Bases de données relatives aux teneurs totales en ETM dans les sols de France.

ASPITET : [Baize, 1997](#)

Collecte Nationale : [Baize et al, 2006](#)

RMQS : [Arrouays et al, 2003](#)

RPG du Nord-Pas de Calais : [Sterckeman et al., 2002](#)

Page 25 : BDAT : Saby et al., 2004

Page 26 : Données de la BDAT (période 1995-2000). Carte de la proportion de valeurs du cuivre extrait à l'EDTA (cuivre "assimilable") < 2 mg/kg par rapport au nombre de valeurs mesurées, par canton (Baize et al., 2006b). Ces valeurs assez faibles indiquent un risque de carence en cuivre pour les cultures les plus exigeantes (céréales).

Page 27 : Recherche des anomalies par *Exploratory Data Analysis* (Tukey, 1977). Notion d' "outlier".

Références bibliographiques citées

Arrouays D., Jolivet C., Boullonne L., Bodineau G., Ratié C., Saby N. et Grolleau E. (2003) - Le réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS) de France. *Étude et Gestion des Sols*, 10, 4, pp. 241-250.

Baize D. (1997) - Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Éditions, Paris. 410 p.

Baize D. (2000) - Teneurs totales en "métaux lourds" dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*. n° 39, pp. 39-54.

Baize D. et Chrétien J. (1994) - Les couvertures pédologiques de la plate-forme sinémurienne en Bourgogne. Particularités morphologiques et pédo-géochimiques. *Étude et Gestion des Sols*, 1, 2, pp. 7-27.

Baize D., Deslais W, Bourennane H. et Lestel L. (2001) - Cartographie du mercure dans l'horizon de surface des sols agricoles dans le centre du Bassin parisien. Détection, localisation et origine des contaminations. *Étude et gestion des Sols*, 3. pp. 167-180.

Baize D. et Roddier S. (2002) - Approche typologique d'une cartographie pédo-géochimique. Exemple de l'Avallonnais. In : "Les Éléments traces métalliques dans les sols – Approches fonctionnelles et spatiales". D. Baize et M. Tercé coord. INRA Éditions, Paris, 570 pages.

Baize D., Saby N., Deslais W, Bispo A. et Feix I. (2006a) – Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols – Principaux résultats et enseignements d'une collecte nationale. *Étude et Gestion des Sols*, 2, pp. 181-200.

Baize D., Saby N. et Walter C. (2006b) – Le cuivre extrait à l'EDTA dans les sols de France. Probabilités de carences et de toxicités selon la BDAT. *Étude et Gestion des Sols*, 13, 4 pp. 259-268.

Bernardon E. (1993) - Analyse critique de l'utilisation des boues dans le Vexin ; problèmes posés par les éléments traces. Mémoire DEA Écologie fonctionnelle & Agronomie. INA-Paris Grignon & Universités Paris VI et XI.

Buatier C. (1994) - Caractérisation et analyse de la mobilité et de la biodisponibilité du nickel dans les sols agricoles. Le cas du Pays de Gex (Ain). *Étude ADEME*, 180 p.

Cordier L. (1999) - Les éléments en traces dans les limons du Nord Pas-de-Calais (France).

Contribution à l'établissement d'un référentiel pédo-géochimique. Fac. Univ. Sc. Agronomiques de Gembloux. Belgique.

Courbe C., Baize D., Sappin-Didier V. et Mench M. (2002) - Impact de boues d'épuration anormalement riches en cadmium sur des sols agricoles en Limousin. In : Actes des 7èmes JNES Octobre 2002 – Orléans. p. 15-16.

Darmendrail D., Baize D., Barbier J., Freyssinet P., Mouvet C., Salpeteur I. et Wavrer P. (2000) - Fond géochimique naturel : état des connaissances à l'échelle nationale. Rapp. BRGM/RP -50518-FR. 93 p., 24 fig., 14 tabl.

Deléan M.P. et Kockmann F. (2003) – Programme de recherche de références relatives au recyclage agricole des boues en Bourgogne et Franche-Comté. Chambre d'agriculture de Saône et Loire, 69 p.

Juste C. (1989) - Mobilité et biodisponibilité des oligo-éléments. In Les oligo-éléments et le sol ; 2èmes journées de l'analyse de terre, GEMAS. Ed. Frontières, pp. 5-15.

McGrath S.P. and Loveland P.J. (1992) - The Soil Geochemical Atlas of England and Wales Kluwer Academic Publ. 101 p.

Melkerud P-A., Olsson M.T. and Rosén K. (1992) – Geochemical atlas of Swedish forest soils. Report 65. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala. 85 p.

Mench M., Baize D. & Mocquot B. (1997) - Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district. France. Environmental Pollution. Vol. 95, n° 1, pp. 93-103.

Quantin M. (1997) - Vers un observatoire de la qualité des sols viticoles en Bourgogne. Rapport de DESS, Université de Bourgogne, Dijon, 53 p.

Saby N., Schwartz C., Walter C., Arrouays D., Lemerrier B., Roland, N., Squidant, H. (2004) - Base de Données des Analyses de Terre : procédure de collecte et résultats de la campagne 1995-2000. Etude et Gestion des Sols, vol. 11(3), 235-253.

Saby N., Arrouays D., Boulonne L., Jolivet C. et Pochot A. (2006) – Geostatistical assessment of Pb in soil around Paris, France. Science of the Total Environment, 367, pp. 212-221.

Sterckeman T., Douay F., Fourrier H. et Proix N. (2002) - Référentiel Pédo-Géochimique du Nord-Pas de Calais. Rapport final (130 p) et Annexes (306 p).

Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N. et Schwartz C. (2007) - Référentiel pédo-géochimique du Nord-Pas de Calais : Méthode et principaux résultats. Étude et Gestion des Sols, n° 2

Tercé M., Morel J.L., Baize D., Bermond A., Bourgeois S., Cambier P., Gaultier J.-P., Lamy I., Mench M., Mocquot B. et Moisan H. (2002) - Devenir du cadmium apporté par des épandages de boues urbaines en céréaliculture intensive. In : "Les Éléments traces métalliques dans les sols – Approches fonctionnelles et spatiales". D. Baize et M. Tercé coord. INRA Éditions, Paris, 570 pages.

Tukey J. W. (1977) – Exploratory Data Analysis. Addison Wesley, Reading, Massachusetts.

White J.G., Welch R.M. & Norvell W.A. (1997) - Soil zinc map of the USA using geostatistics and geographic information systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 61, pp. 185-194.