



DOCUMENT



n° 24611-3



Caractérisation de la biodisponibilité du nickel dans les sols du jurassique inférieur et du trias de la région Lorraine

Décembre 2000

© 2001 - tous droits réservés - Agence de l'Eau Rhin-Meuse - Conseil Général de Moselle - Communauté Urbaine du Grand Nancy

AERM, janvier 2002 / tirage n°02

Caractérisation de la biodisponibilité du nickel dans les sols du jurassique inférieur et du trias de la région Lorraine

Etude réalisée par le
Laboratoire Sols et Environnement
ENSAIA-INRA/INPL
2, Avenue de la Forêt de Haye, BP 172,
54505 Vandœuvre-lès-Nancy CEDEX
Auteurs : G. ECHEVARRIA, S. MASSOURA et J.L. MOREL
200 exemplaires

© 2001 Agence de l'Eau Rhin-Meuse – Conseil Général de Moselle – Communauté Urbaine du Grand Nancy

**Rapport de fin de contrat
Décembre 2000**

.....

Résumé

L'épandage de boues urbaines est soumis au décret du 7 décembre 1997 et à l'arrêté du 8 janvier 1998 qui impose des teneurs totales en éléments en traces métalliques maximales dans les sols. Pour le nickel, cette teneur est de 50 mg kg⁻¹. Or, certains sols agricoles développés sur les étages géologiques du Jurassique Inférieur et du Trias dans le nord-est de la France présentent des concentrations en nickel supérieures à cette limite alors que le métal y est exclusivement d'origine géochimique. L'épandage des boues ne peut donc être autorisé sur de tels sols sans un contrôle de la biodisponibilité du nickel.

Ce travail avait pour objectif de caractériser la biodisponibilité du nickel sur 75 sols développés sur ces étages géologiques dans la Région Lorraine et d'identifier les paramètres contrôlant cette biodisponibilité. Sur chacun des 75 échantillons une analyse de terre complète comprenant notamment la mesure des teneurs de, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Hg Zn, (teneur totale et extractible au DTPA) a été réalisée. Des cinétiques d'échange isotopique du nickel ont été effectuées sur 55 échantillons de terre choisis parmi les 75 pour leur représentativité dans l'optique de caractériser la biodisponibilité du nickel dans les sols.

Les résultats montrent que la quantité de nickel biodisponible dans l'ensemble des 75 sols ne dépend pas de la teneur totale du métal mais qu'elle est dépendante du pH de la solution du sol. Le nickel des sols semble provenir exclusivement du matériau géologique où il est associé au chrome. Il est probablement associé aux oxydes de fer et de manganèse contenus dans le matériau calcaire en substitution de ces deux éléments. Sur l'ensemble des sols la majorité du nickel n'est pas échangeable. Les transferts prévisibles vers la plante sont faibles en relation avec la concentration de Ni dans la solution du sol elle-même faible (au moins dix fois inférieur au seuil général de toxicité). Dans ces conditions, l'épandage de boues urbaines ne présente pas de risques supérieurs dans les sols où la teneur totale en nickel dépasse le seuil de 50 mg kg⁻¹ à condition que la quantité de Ni extrait par le DTPA ne soit pas supérieure à 5 mg kg⁻¹ (valeur obtenue dans la bibliographie en dessous de laquelle la biodisponibilité du Ni ne semble pas influencer son absorption par la plante).

Il est difficile de cartographier la biodisponibilité du nickel pour chaque étage géologique voire pour chaque type de sol au sein d'un étage donc les analyses tendent à montrer que les variables expliquant la biodisponibilité du Ni sont indépendantes de la couche géologique. En revanche, dans ce contexte géologique du nord-est de la France, il est possible à partir d'analyses de routine de prévoir un ordre de grandeur de la quantité de Ni biodisponible à partir de deux variables clés que sont le pH et la quantité de Ni extrait par le DTPA.

1. Introduction

L'épandage de boues de stations d'épuration des eaux usées est soumis au décret du 7 décembre 1997 et à l'arrêté du 8 janvier 1998. La qualité du sol devant recevoir des boues exigée par l'arrêté impose notamment des teneurs totales en Cléments en traces métalliques ne dépassant pas un seuil fixé. Parmi les Cléments concernés par le décret se trouve le nickel dont la concentration maximale autorisée dans les sols destinés à recevoir des boues est de 50 mg kg⁻¹.

Le nickel est présent dans les sols à l'état naturel à des concentrations variant de moins d'un mg kg⁻¹ dans des sols carencés à plusieurs dizaines de milliers de mg kg⁻¹ dans les sols de serpentine. En moyenne, la concentration reportée dans les sols cultivés non pollués varie de 25 à 30 mg kg⁻¹ dans les régions tempérées (Holmgren *et al.*, 1993). Certains sols cultivés présentent des concentrations supérieures à ces valeurs moyennes (Buatier *et al.*, 1994). Ces concentrations peuvent atteindre plus de 100 mg kg⁻¹ sur des sols agricoles développés sur certains étages géologiques notamment présents dans le nord-est de la France (Jurassique Inférieur et Trias). Il n'est donc pas possible d'épandre de boues de stations d'épuration sur de tels sols.

A l'exception de sols fortement pollués (McIlveen et Negusanti, 1994) ou de sols développés sur serpentines (L'huillier, 1994 ; L'huillier et Edighoffer, 1996), aucune toxicité du nickel du sol pour les plantes n'a été signalée à ce jour. La biodisponibilité du nickel dans les sols ou son aptitude à être transféré vers les organismes vivants, en particulier les plantes, est en général faible à l'image de la solubilité de l'ion Ni²⁺ dans les sols. Celle-ci dépend essentiellement du pH du sol (Anderson et Christensen, 1988) et est en moyenne trois à quatre fois inférieure à celle du zinc. Sur des sols développés sur des roches mères naturellement très riches en nickel (péridotites) de Nouvelle Calédonie, la biodisponibilité du nickel est indépendante de la teneur totale de nickel et dépend de la nature du sol ainsi que des conditions environnementale y régnant : nature des oxydes de fer, présence de conditions réductrices, etc. (Becquer *et al.*, 1995). Ainsi dans ces régions où la teneur totale moyenne en nickel avoisine les 10 000 mg kg^{-1a}, on peut rencontrer des sols ne présentant aucune toxicité pour les cultures dans lesquels le transfert n'est pas supérieur à celui observé sur des sols agricoles « pauvres » en nickel (L'huillier, 1994 ; L'huillier et Edighoffer, 1996).

Dans le nord-est de la France, les teneurs totales en nickel dans les sols développés sur les étages calcaires du Jurassique Inférieur et du Trias sont fréquemment supérieures à la valeur de 50 mg kg⁻¹. Deux études précédentes ont permis dans deux sous-régions lorraines de caractériser la biodisponibilité du nickel dans les sols développés sur ces étages géologiques (Echevarria *et al.*, 1999, 2000). Elles ont montré qu'elle ne dépend pas de la quantité de nickel totale du sol et que le pH en est le principal facteur explicatif. La biodisponibilité de ce nickel issu des matériaux géologiques n'est cependant pas suffisamment caractérisée dans cette région pour pouvoir en extrapoler les résultats à d'autres situations sur ces mêmes matériaux géologiques. En particulier, certains étages géologiques dans lesquels les anomalies Ni sont fréquentes ont été sous-représentés dans ces deux études (Domérien inférieur, Carixien, Lettenkohle inférieur et Mushelkalk moyen supérieur). Deux étages dont la surface est significative sur le Plateau Lorrain étaient déjà bien représentés dans les deux études précédentes : le Lotharingien (argiles à Promicroceras) et le Sinémurien-Hettangien (calcaires à Gryphée).

^a Les concentrations dans les sols s'entendent par kg de poids sec

1.1. Définition de la biodisponibilité des Eléments en traces métalliques (ETM) dans les sols

La biodisponibilité d'un Clément en traces métallique (ETM) s'entend ici comme une propriété de cet élément dans un sol à un état donné dans un environnement pédologique donné. Il faut prendre en compte la capacité des plantes à prélever les ETM majoritairement sous forme soluble dans la solution des sols. La biodisponibilité, ou phytodisponibilité, représente donc le potentiel du métal dans le sol à être présent sous forme soluble dans la solution du sol et sa capacité à être désorbé (ou adsorbé) de la phase solide lorsque la concentration dans la solution du sol diminue (ou augmente) sous action de la plante ou d'un autre facteur, C'est pourquoi deux propriétés sont essentielles à la compréhension de la biodisponibilité, la première est la solubilité de l'ETM (biodisponibilité instantanée) et la seconde est l'effet du temps qui permet d'entrevoir la dynamique du réapprovisionnement de la quantité en solution à partir des formes chimiques présentes sur la phase solide. Le réapprovisionnement de la solution du sol ou le transfert vers la phase solide dans le temps est caractérisé par une propriété de la matrice du sol appelée **facteur capacité** ou pouvoir tampon. **Trois facteurs dans les sols apparaissent nécessaires pour caractériser la biodisponibilité des ETM : la concentration de l'ETM en solution (facteur intensité), la quantité de cet ETM de la phase solide échangeable avec la solution du sol (facteur quantité) et le facteur capacité ou pouvoir tampon caractérisant les échanges entre ces deux compartiments.** En fonction des cinétiques de solubilisation des formes de l'ETM présentes sur la phase solide, on observe une augmentation du facteur quantité avec le temps. Plus ce dernier augmente plus le réservoir susceptible d'interagir avec la solution du sol est grand. En fonction du comportement des plantes vis-à-vis de l'absorption des ETM, la part de chacun des trois facteurs dans le transfert vers les racines ne sera pas la même.

Pour les plantes accumulant très peu le nickel dans leurs tissus (e.g. les céréales et les graminées), le facteur intensité seul permet de comprendre les transferts vers la plante, Si ce facteur intensité est trop élevé, la toxicité nuit alors au transfert vers la plante (le seuil de toxicité observé pour le nickel dans les sols est d'environ 0,2 mg l⁻¹, L'huillier, 1994). Pour les plantes ayant une plus grande capacité d'accumuler le nickel comme les accumulatrices (légumineuses), voire les hyperaccumulatrices, la connaissance des trois facteurs est alors nécessaire pour prévoir le transfert de nickel vers les racines et les parties aériennes.

1.2. Méthodes de caractérisation de la biodisponibilité du Ni dans les sols

Pour caractériser la biodisponibilité d'un ETM dans les sols, plusieurs méthodes peuvent être utilisées. La plus simple est de cultiver un végétal sur le sol étudié et de mesurer le transfert de cet élément vers les parties aériennes ou racinaires. Cependant cette méthode est très dépendante de l'espèce utilisée car certaines espèces sont plus sensibles que d'autres à la toxicité, d'autres ont une capacité supérieure à prélever le nickel (Shallari, 1997 ; Shallari et al., 2000 ; Massoura, 2000). Elle dépend aussi des conditions de croissance des espèces (fertilité du sol, conditions climatiques). Les tests végétaux sont longs à mettre en œuvre et la difficulté de les extrapoler pour pouvoir comparer des situations entre elles limite leur application. Pour caractériser la biodisponibilité du nickel ainsi que celle d'autres éléments en traces métalliques (ETM) dans les sols, la méthode des cinétiques d'échange isotopique est la seule qui permette de quantifier spécifiquement le compartiment exclusif où s'alimentent les plantes (Echevarria, 1996 ; Echevarria et al., 1997, 1998 ; Shallari, 1997 ; Gérard et al., 2000). En effet, l'utilisation d'un isotope radioactif, permet de mesurer de manière exacte la

taille du compartiment biodisponible du nickel du sol et de prédire la dynamique de ses échanges avec la solution du sol, compartiment où les racines prélèvent l'élément.

La technique de traçage isotopique repose sur les propriétés des isotopes d'un même élément à savoir, s'ils sont sous la même forme chimique, un comportement identique à l'égard des processus biologiques et physico-chimiques. La méthode d'échange isotopique permet d'analyser la cinétique de dilution d'un isotope injecté sous forme chimique unique (Ni^{2+} dans le cas du nickel) avec un autre isotope du même élément sous la même forme chimique dans un mélange complexe (Shiple et Clark, 1972). Cette méthode permet de quantifier la fraction de Ni du sol qui s'échange isotopiquement avec le nickel présent en solution du sol en donnant une image de la taille du compartiment échangeable et de son évolution dans le temps. Ce compartiment est celui où s'approvisionnent les plantes, comme cela a été démontré lors de cultures sur des sols dont le nickel avait été marqué préalablement (Echevarria et al., 1997, 1998 ; Shallari, 1997). La comparaison des compositions isotopiques du nickel (rapport de la concentration en Ni radioactif à la concentration en Ni stable) entre deux compartiments permet de déduire en cas d'égalité que le Ni qu'ils contiennent provient de la même source marquée.

La méthode des cinétiques d'échange isotopique s'avère donc être la plus complète pour décrire la disponibilité du Ni dans les sols et donc les risques de transferts du métal dans la chaîne alimentaire. Cependant, l'usage des isotopes ainsi que la complexité des calculs nécessaires empêchent cette méthode d'être utilisée en routine pour caractériser la biodisponibilité du Ni dans les sols. Les méthodes d'extraction chimique permettent de caractériser une fraction du nickel du sol qui est susceptible d'être exploitée par les plantes, à la condition que cette fraction extraite soit corrélée avec un transfert dans la plante. De manière générale, les solutions salines n'extraient guère plus de Ni du sol que l'eau ultra-pure posant ainsi des problèmes analytiques (limite de détection du métal en solution). En revanche, les molécules complexantes telles que le DTPA^b (agent extractif classique des oligo-éléments métalliques : Fe, Mn, Zn et Cu) sont en général plus efficaces pour extraire le Ni des sols. Plusieurs travaux ont montré que le DTPA permet d'extraire le Ni biodisponible dans les sols. En effet, la fraction de Ni extraite par le DTPA a la même composition isotopique que celle isotopiquement échangeable alimentant les racines des plantes (Echevarria et al., 1998 ; Shallari, 1997). De plus, l'extraction du Ni du sol par le DTPA est, en général, bien corrélée avec les quantités absorbées par la plante (Shallari, 1997). Les quantités extraites sont en revanche toujours largement supérieures aux quantités exportées par les plantes. Des travaux effectués sur des sols riches en Ni de Nouvelle-Calédonie où la biodisponibilité varie considérablement ont montré que la concentration en Ni dans les tissus des fruits et des légumes cultivés sur ces sols est corrélée de manière hautement significative à la quantité de Ni extraite par le DTPA de ces sols (L'huillier et Edighoffer, 1996). Le DTPA est donc un extractant adapté à la caractérisation de la biodisponibilité du Ni dans des contextes pédologiques très variés.

1.3. Objectifs de l'étude

L'objectif de ce travail était de caractériser à l'échelle de la Région Lorraine la biodisponibilité du nickel présent dans les sols développés sur les étages géologiques calcaires du Jurassique Inférieur et du Trias et de déterminer les facteurs pédologiques déterminant cette biodisponibilité

Pour cela, cette étude se proposait de répondre à deux niveaux complémentaires à cette

^b Acide diéthylènetriamine pentaacétique

problématique. Dans un premier temps, 65 échantillons de terres provenant des secteurs géologiques concernés dans le département de la Moselle et de la Meurthe-et-Moselle ont été étudiés préalablement au cours de deux études (caractérisation pédologique de routine, mesure du nickel total et de la quantité de Ni extraite au DTPA) parmi lesquels 45 ont fait l'objet de la caractérisation fine de la biodisponibilité du Ni par la méthode des cinétiques d'échange isotopique. Les données relatives à ces deux études ont été regroupées et 10 nouveaux échantillons de terre ont été prélevés dans le département des Vosges sur les mêmes étages géologiques pour améliorer la représentativité régionale de l'échantillonnage final. Ces 10 échantillons ont été caractérisés de la même manière et ont fait l'objet de la caractérisation fine de la biodisponibilité du Ni par la méthode des cinétiques d'échange isotopique. L'ensemble de ces 75 échantillons devant constituer une référence régionale pour la caractérisation de la biodisponibilité du Ni dans les sols du Plateau Lorrain développés sur le Lias et le Trias.

2. Matériels et méthodes

2.1. Prélèvement et caractérisation des terres

10 échantillons de l'horizon A_p (horizon labouré) de sols provenant de terrains situés sur les roches mères du Jurassique inférieur et du Lias dans le département des Vosges ont été prélevés le 21 juillet 2000. Les échantillons séchés à l'air et tamisés à 2 mm ont été caractérisés par la SADEF pour les paramètres suivants :

- Granulométrie
- pH_{eau} , pH_{KCl}
- C organique total, N total Kjeldahl, C/N
- CaCO_3 total
- P_{Olsen}
- Capacité d'échange cationique (méthode METSON)
- Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Mn^{2+} échangeables
- Eléments en traces totaux : Ni, Fe, Zn, Cu, Pb, Cr, Hg
- Eléments en traces extractibles au DTPA (norme AFNOR, NFX31-121)

Les échantillons proviennent des secteurs du Lias et du Trias concernées par les anomalies et se répartissent entre les différents étages géologiques de la manière suivante :

- Domérien inférieur : 3
- Carixien : 1
- Lettenkohle inférieur : 3
- Mushelkalk supérieur : 2
- Mushelkalk moyen : 1

L'ensemble des 75 sols prélevés lors des trois études représentent donc la répartition géologique suivante, avec une prédominance des trois étages riches en Ni affleurant sur les plus grandes surfaces au niveau régional (Lotharingien supérieur, Sinémurien-Hettangien et Muschelkalk supérieur) :

- Alluvions récentes : 2
- Limons des Plateaux : 6
- Rauracien (Meuse) : 1

- Domérien inférieur : 3
- Carixien, Lotharingien-Carixien : 5
- Lotharingien supérieur (Argiles à *Promicroceras*) : 16
- Lotharingien inférieur (Calcaires à *G. obliqua*) : 4
- Sinémurien-Hettangien : 18
- Keuper moyen : 1
- Lettenkohle inférieur : 5
- Mushelkallc supérieur : 10
- Mushelkallc moyen : 2
- Non déterminés : 2

Ils présentent une large gamme de variation des paramètres suivants (cf. annexe 1) :

- Teneur en argiles (de 13,0 à 53,4%)
- Teneur en matière organique (de 1,8 à 14,0 mg kg⁻¹)
- Teneur en calcaire total (de 0,0 à 31,1%)
- Capacité d'échange cationique (de 72 à 435 meq kg⁻¹)
- Teneur en Ni total (de 12,8 à 226,3 mg kg⁻¹)
- pH (de 5,5 à 8,3)

2.2. Caractérisation de la biodisponibilité du nickel des sols

Seule une partie des 65 échantillons avait été retenue pour approfondir la caractérisation de la biodisponibilité du nickel, soit 45 échantillons. Les cinétiques d'échange isotopique ont été réalisées sur chacun des 10 échantillons prélevés dans le département des Vosges en cinq répétitions. Un total de 55 échantillons a donc fait l'objet de la caractérisation de la biodisponibilité du nickel par la méthode des cinétiques d'échange isotopique.

2.2.1. Cinétiques d'échange isotopique

a. Principe

Le principe de cette méthode repose sur le suivi de l'échange d'un traceur isotopique (radionickel) pour suivre les échanges de l'ion Ni²⁺ entre la solution et la phase solide du sol à l'équilibre. La disparition de la radioactivité introduite en fonction du temps dans la solution du sol est une fonction caractéristique et les 4 paramètres essentiels à la mesure des compartiments disponibles peuvent être obtenus au bout de 100 minutes de réaction :

$$(1) \quad r_t/R = r_1/R [t + (r_1/R)^{1/n}]^n + N_s/N_t$$

Ces paramètres sont :

- La quantité de nickel totale dans le sol (Ni_T en mg kg⁻¹)
- La quantité de nickel en solution (Ni_s en mg kg⁻¹)
- Le rapport r₁/R, rapport de la radioactivité en solution après 1 minute, r₁, sur la radioactivité totale introduite, R. L'inverse du rapport r₁/R donne une image précise du pouvoir fixateur du sol vis-à-vis des ions Ni²⁺
- La valeur n qui est la pente de la droite après linéarisation de l'équation (1) :

$$(2) \quad \ln r_t/R = r_1/R - n \ln t$$

Cette équation décrit toujours la disparition du traceur de la solution du sol et ces quatre paramètres sont spécifiques à chaque sol (Echevarria et al., 1998).

A partir de ces quatre paramètres, il est possible de caractériser les quantités de nickel qui seront échangées avec la solution du sol en moins d'une minute (E_{1min} , le compartiment immédiatement disponible), échangées durant la durée de la culture (E_{3mois} , en considérant que la période de prélèvement racinaire actif d'une culture dure trois mois) et enfin, non échangées pendant la durée de croissance de la plante ($E_{>3mois}$).

De manière générale, le nickel dans les sols agricoles français est majoritairement sous la forme non échangeable, quelle que soit la quantité totale de nickel (Echevarria et Morel, 1997 ; Echevarria et al., 1997, 1998), Ni_T . Sa biodisponibilité pour les végétaux est donc très faible et les transferts vers la plante (dont la vitesse est tributaire de la concentration de nickel en solution, C_{Ni}) sont limités.

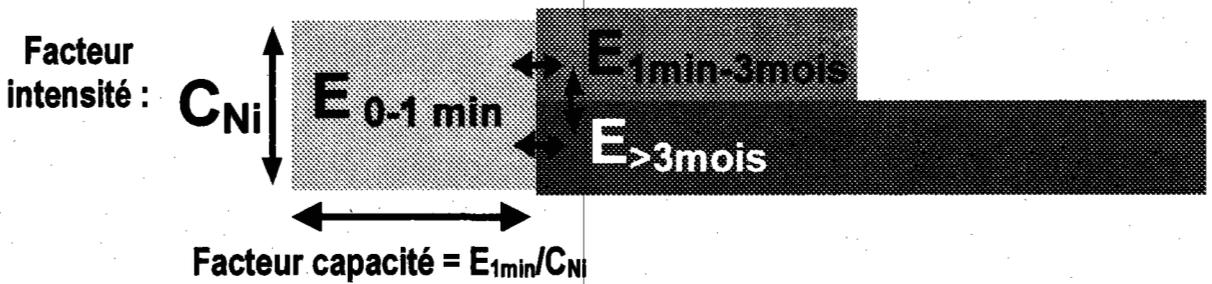


Figure 1 : Représentation mamillaire du nickel biodisponible du sol (Shallari, 1997 ; Fardeau, 1993)

b. Méthode

Les cinétiques d'échange isotopique du nickel ont été réalisées sur 55 échantillons de terre et pour chaque échantillon, les paramètres n et r_1/R ont été mesurés sur 5 répétitions. Cette méthode a été développée par Fardeau pour déterminer le phosphore assimilable du sol. Elle a été adaptée pour le Ni du sol par Echevarria (1996). Les cinétiques d'échange isotopique de $^{63}Ni^{2+}$ sur les échantillons de sols ont été suivies après injection à $t=0$ d'un ml de solution contenant les ions $^{63}Ni^{2+}$ dans une suspension sol-solution (20 g sol / 199 ml H_2O ultra pure distillée) à l'équilibre obtenu après 17h d'agitation à température ambiante. Après 17h d'agitation, le système sol-solution est en équilibre chimique et par conséquent la concentration de Ni stable dans la solution du sol (C_{Ni}) reste constante durant toute la période de l'échange isotopique. Quatre échantillons de la suspension de volume faible (de manière à ne pas perturber le rapport solution pendant l'échange isotopique) sont prélevés à 1, 4, 10 et 40 minutes et la solution est recueillie après filtration sur nitrate de cellulose (porosité 0,2 μm , Sartorius).

La quantité de radioactivité introduite dans le système sol-solution (R) décroît en fonction du temps d'échange isotopique (t). Dans la mesure où le système sol-solution a été en équilibre chimique par une agitation préalable de 17 heures, la concentration (Ni_s) en nickel stable de la solution reste constante durant toute la période d'échange isotopique (Echevarria, 1996).

La relation $r_t/R=f(t)$, représentative du transfert des ions traceurs depuis la solution vers la phase solide du sol pour des durées d'échanges isotopiques comprises entre 30 secondes et 4 mois, est de la forme générale (Fardeau, 1993).

$$(3) \quad r_t/R = r_1/R [t + (r_1/R)^{1/n}]^{-n} + r_\infty/R$$

Si l'on fait l'hypothèse qu'à l'équilibre, lorsque t tend vers l'infini, le traceur s'est échangé avec l'ensemble de l'élément stable de la phase solide du sol, alors r_{∞}/R est égal au rapport nickel en solution/nickel en phase solide (dans le cas du nickel):

$$(4) \quad r_{\infty}/R = Ni_s/Ni_T$$

où Ni_T est la quantité totale de Ni pour le même poids de terre, on obtient alors l'équation (1) citée dans le chapitre 2.

c. Calcul de la quantité de nickel isotopiquement échangeable au temps t (E_t)

Si l'on fait l'hypothèse qu'à tout moment la composition isotopique du nickel de la solution du sol (compartiment dans lequel on observe la disparition de l'isotope radioactif) et celle du compartiment échangeable sont identiques, ce qui est logique dans la mesure où cet échange a lieu, on peut alors écrire :

$$(5) \quad r_t/Ni_s = R/E_t, \text{ par conséquent,}$$

$$(6) \quad E_t = Ni_s/(r_t/R) = 10 \cdot C_{Ni}/(r_t/R)$$

On peut donc, en utilisant cette relation, connaître pour chaque instant t , la quantité de nickel notée E_t susceptible de s'être échangée avec la solution du sol. Cette quantité exprime le facteur quantité ou quantité biodisponible du nickel sur sol. La représentation mamillaire du nickel du sol permet de faire apparaître les facteurs intensité, quantité et capacité (Figure 1).

3. Résultats

Dans un premier temps nous présenterons les résultats issus des analyses de terre réalisées sur l'ensemble des 75 échantillons ainsi que les résultats de la biodisponibilité du nickel suivant les différentes méthodes utilisées (cinétiques d'échange isotopique et extraction au DTPA) et nous étudierons les relations éventuelles entre tous les paramètres. Une comparaison sera ensuite faite entre la biodisponibilité du nickel et celle des autres éléments en traces métalliques.

3.1. Biodisponibilité du nickel dans les sols

3.1.1. Teneurs en nickel total

a. Echantillonnage et variabilité

Les teneurs en nickel total dans les 75 échantillons de terre varient de 12,8 à 226,3 mg kg⁻¹ (Annexe A2). La moyenne arithmétique de ces valeurs est de 62,2 et l'écart-type de l'échantillonnage est de 33,1. La moyenne géométrique de ce paramètre est de 55,9 avec un écart-type géométrique de 1,6. Ceci montre la grande variabilité spatiale de ce paramètre sur les 75 sols échantillonnés et la forte représentativité des sols dont la teneur en nickel total est au delà de la teneur fixée par le décret. Pour trois étages géologiques l'échantillonnage est suffisamment représentatif ce qui permet de présenter la répartition de la variable nickel total pour ces sous-populations échantillonnées :

16 échantillons pour les argiles à *Promicroceras* du Lotharingien (en y incluant les faibles dépôts limoneux) avec une moyenne arithmétique de 62,0 et un écart-type de 29,7.

18 pour les calcaires à *Gryphea arcuata* du Sinémurien-Hettangien avec une moyenne arithmétique de 58,0 et un écart-type de 11,5.

9 pour les calcaires à *Ceratites* du Muschelkalk supérieur avec une moyenne arithmétique de 58,3 et un écart-type de 9,6.

Dans l'ensemble, ces valeurs reflètent une tendance indiquant une variabilité plus grande des teneurs en Ni dans les étages géologiques les plus récents (Domérien, Carixien et Lotharingien) que dans les étages les plus anciens (Lettenkhole et Muschelkalk).

b. Paramètres liés à la teneur en nickel total

Pour des valeurs inférieures à 120 mg kg⁻¹, la teneur en nickel total dans les sols est corrélée de manière très hautement significative à celle en chrome (Figure 2) et en moindre mesure avec celle d'autres teneurs en ETM comme le cuivre ou le zinc. Le nickel et le chrome ont vraisemblablement dans ces sols une origine similaire.

3.1.2. Biodisponibilité du nickel par la méthode d'extraction au DTPA

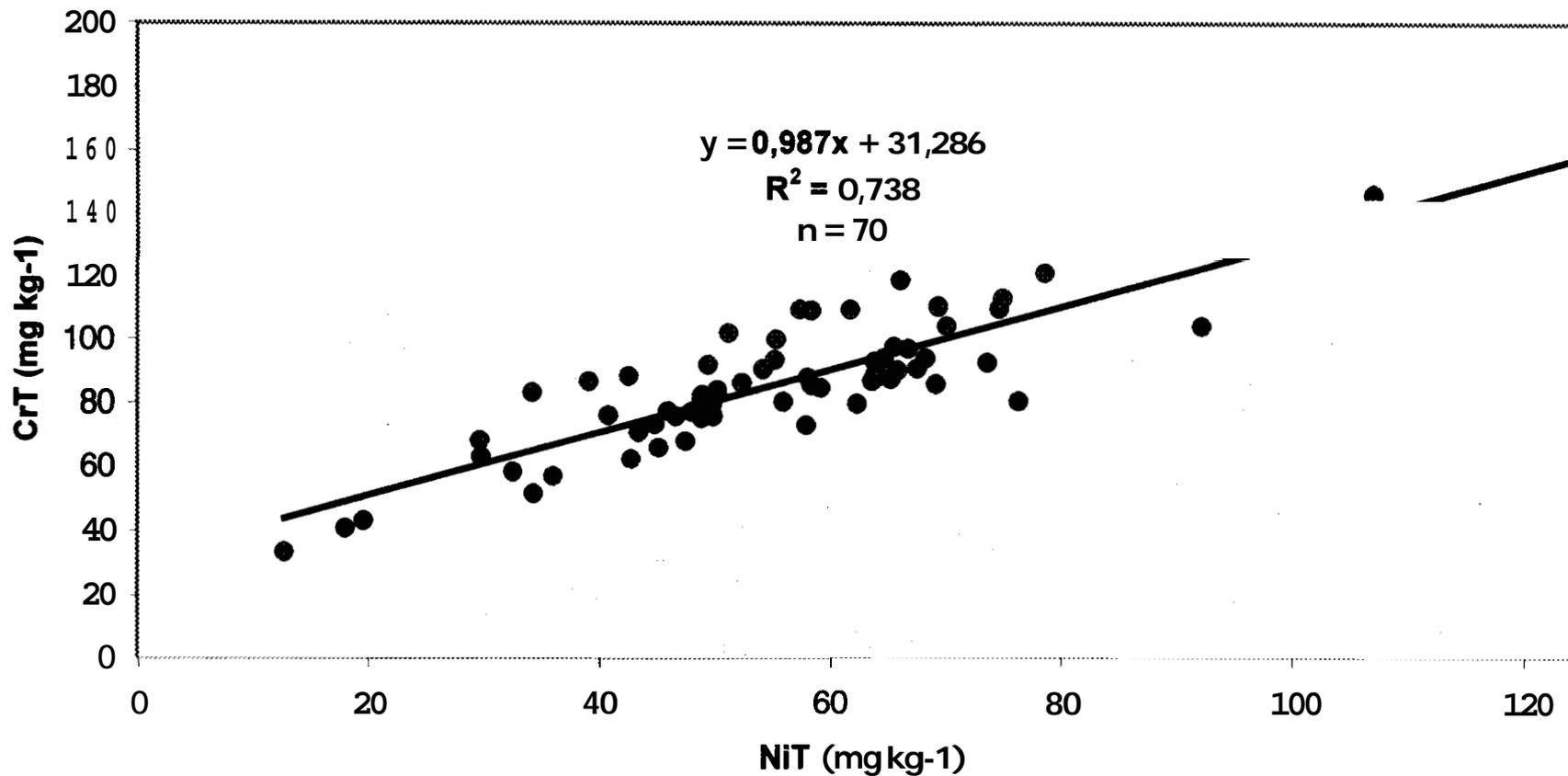
Les quantités de Ni extraites par le DTPA varient de 0,6 mg kg⁻¹ de terre à 4,2 mg kg⁻¹. La moyenne arithmétique de ces valeurs est de 1,4 et l'écart-type de l'échantillonnage est de 0,9. Plusieurs analyses statistiques ont été effectués sur la variable Ni DTPA pour tenter d'identifier les facteurs contrôlant ou non cette variable. En ce qui concerne les valeurs de Ni DTPA pour les trois étages géologiques les moyennes sont les suivantes :

Pour les argiles à *Promicroceras* du Lotharingien (en y incluant les faibles dépôts limoneux) avec une moyenne arithmétique de 1,8 et un écart-type de 1,1.

Pour les calcaires à *Gryphea arcuata* du Sinémurien-Hettangien avec une moyenne arithmétique de 1,2 et un écart-type de 0,6.

Pour les calcaires à *Ceratites* du Muschelkalk supérieur avec une moyenne arithmétique de 1,1 et un écart-type de 0,7.

Figure 2 : Relation entre le Ni et le Chrome totaux dans les sols du Lias et du Trias Pour des valeurs de NiT <125 mg kg⁻¹



Ces différences entre étages géologiques sont vraisemblablement dues à des différences de caractéristiques physico-chimiques des sols propres à chaque étage. Il n'est pas possible de réaliser un test statistique pour vérifier un éventuel effet de l'étage sur la quantité de nickel extraite par le DTPA, ces moyennes sont données à titre indicatif. Par la suite, les différentes variables influant sur la quantité de nickel extraite par le DTPA seront présentées au moyen des tests statistiques utilisés indépendamment de l'étage géologique à savoir l'analyse en composantes principales et les régressions linéaires simples.

a. Analyse en composantes *principales* (ACP)

L'ensemble des paramètres suivants a été retenu pour réaliser une analyse en composantes principales :

- Argiles
- Limons
- Sables
- Calcaire (CaCO₃)
- pH_{eau}
- Taux de matière organique (MO)
- Capacité d'échange cationique (CEC Met.)
- Concentration totale de nickel
- Concentration totale de plomb
- Concentration totale de chrome
- Concentration totale de cadmium
- Concentration totale de cuivre
- Concentration totale de zinc
- Concentration totale de mercure
- Quantité de nickel extraite par le DTPA, Ni DTPA
- Quantité de plomb extraite par le DTPA, Pb DTPA
- Quantité de cadmium extraite par le DTPA, Cd DTPA
- Quantité de fer extraite par le DTPA, Fe DTPA
- Quantité de manganèse extraite par le DTPA, Mn DTPA
- Quantité de cuivre extraite par le DTPA, Cu DTPA
- Quantité de zinc extraite par le DTPA, Zn DTPA

La représentation graphique (figure 3) montre très clairement que la variable exprimant la biodisponibilité du nickel (Ni DTPA) est corrélée positivement avec le fer et le manganèse extractibles au DTPA (Fe DTPA et Mn DTPA) ainsi qu'avec le cuivre (Cu DTPA) et inversement corrélée au pH_{eau} et au calcaire total. La biodisponibilité du nickel dans les sols étudiés s'oppose à celle du cadmium (extractible au DTPA) qui est très fortement liée à la teneur totale de cet élément. **La biodisponibilité du Ni estimée par l'extraction au DTPA est donc indépendante de la teneur totale en nickel et varie inversement avec le pH.**

b. Régressions linéaires *simples*

La quantité de Ni extraite au DTPA est significativement corrélée à plusieurs variables ainsi que l'a montré l'ACP. La plus significative de ces relations est celle qui la lie au pH du sol (Figure 4). Elle se traduit par l'équation suivante dont le coefficient de corrélation est très hautement significatif montrant que la quantité de nickel extraite est inversement proportionnelle au pH du sol :

$$\text{Ni DTPA} = -0,78 * \text{pH} + 7,02, r^2 = 0,512***, n = 75$$

Figure 3 : Regroupements des variables par Analyse en composantes principales (ACP)

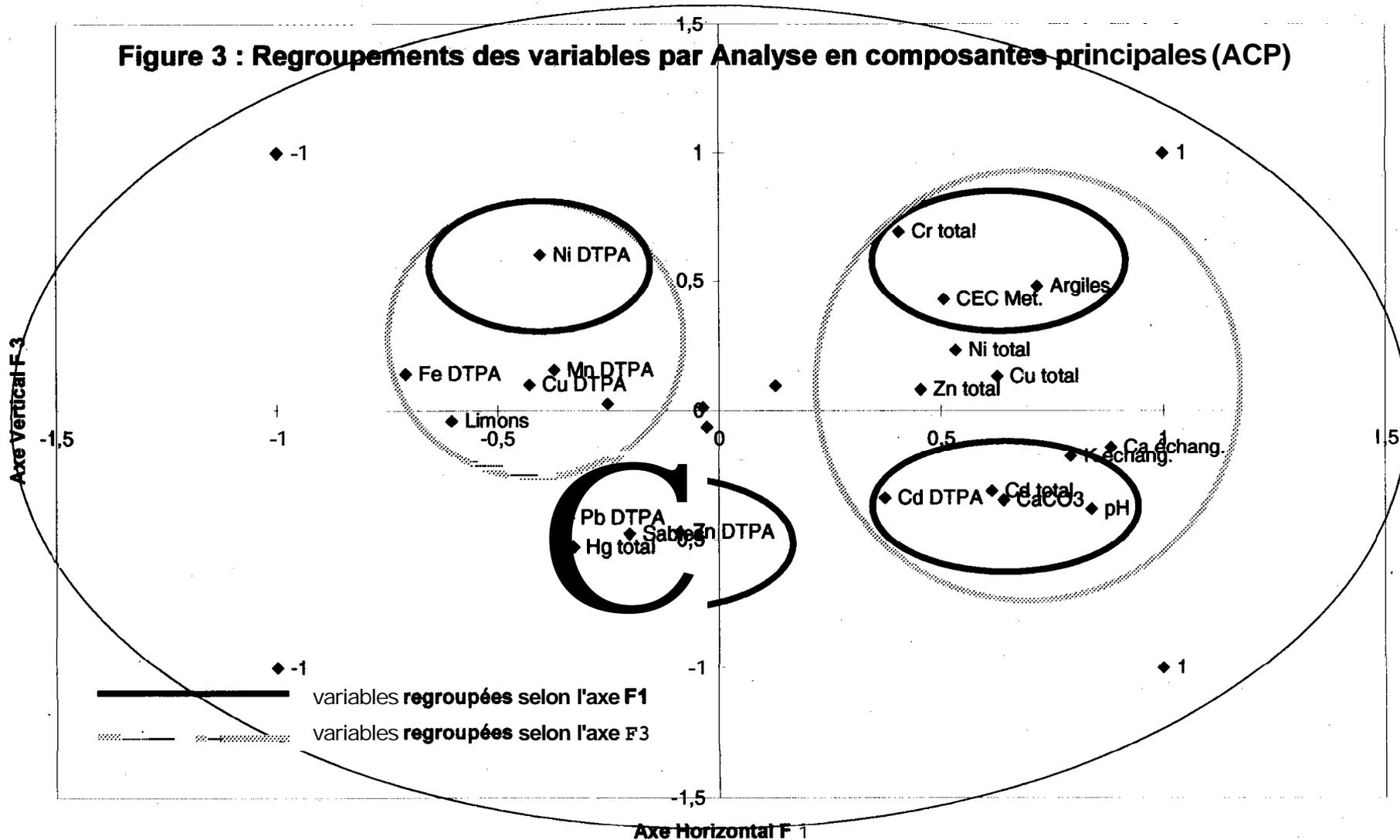
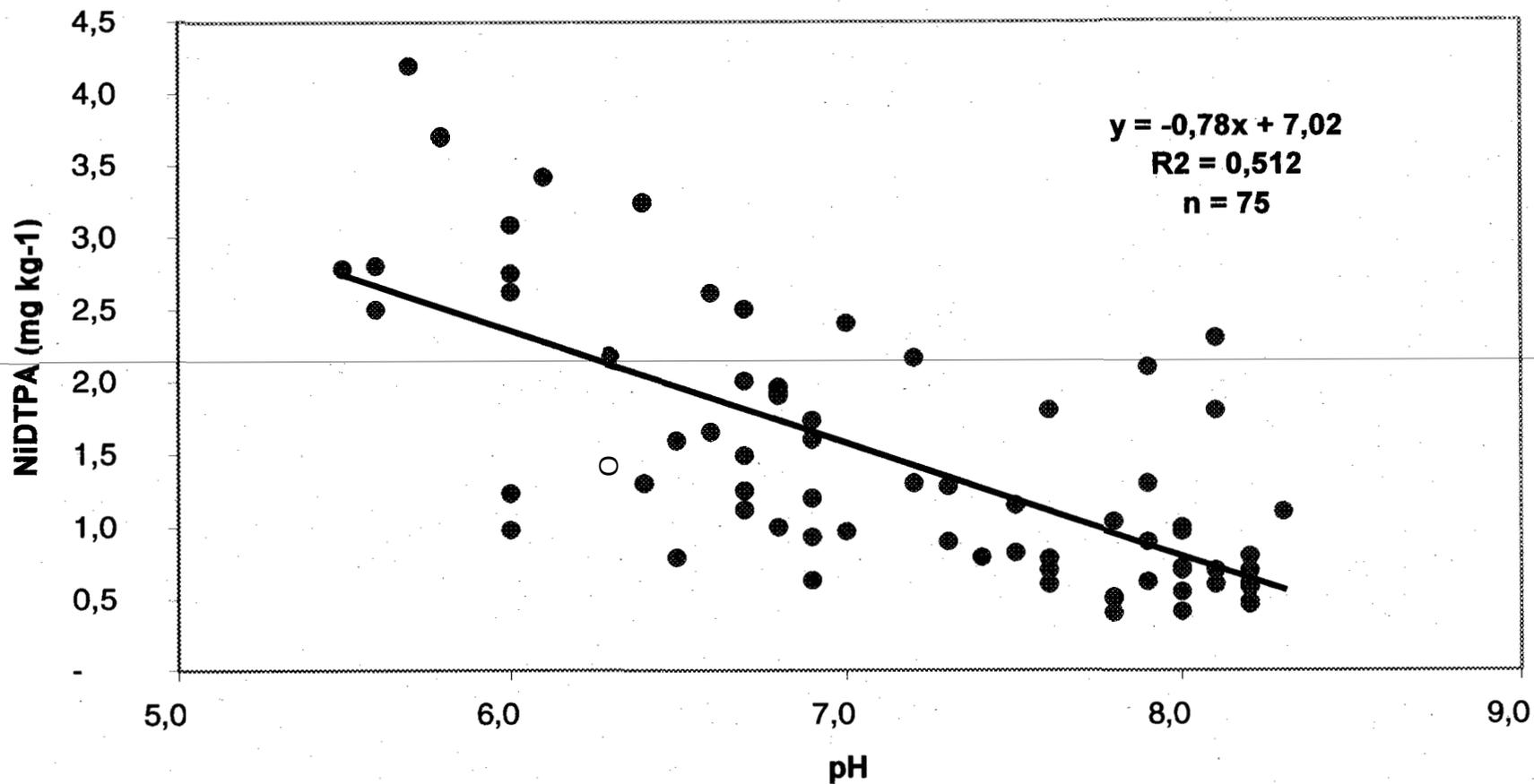


Figure 4 : Influence du pH du sol sur la quantité de Ni extrait par le DTPA



Deux autres paramètres significativement reliés à la quantité de Ni extrait par le **DTPA** sont les quantités en fer et en manganèse extraites par le **DTPA** (Figure 5 et 6). Cela se traduit par deux relations linéaires :

$$\text{Ni DTPA} = -0,0092 * \text{Fe DTPA} + 0,7576, r^2 = 0,448^{***}, n = 74$$

$$\text{Ni DTPA} = -0,019 * \text{Mn DTPA} + 0,800, r^2 = 0,244^*, n = 75$$

La liaison du nickel avec le fer est plus nette qu'avec le manganèse.

3.1.3. Caractérisation de la biodisponibilité du nickel selon la méthode des cinétiques d'échange isotopique

Pour chacun des 55 sols les résultats des cinétiques d'échange isotopique du nickel ont permis de mesurer la taille des compartiments de nickel isotopiquement échangeable en fonction du temps. Nous ne présenterons ici que les valeurs du facteur *quantité* pour t inférieur ou égal à 1 min (instantanément échangeable, assimilé au pool des ions libres) et pour t inférieur à 3 mois (assimilable à la durée de prélèvement racinaire actif d'une culture). Sont données également les valeurs des facteurs *intensité* (C_{Ni}) et *capacité* (E_{1min}/C_{Ni}) (Annexe A2).

Il ressort de ces valeurs que la majorité du nickel présent dans les 55 sols est majoritairement sous des formes non échangeables en moins de 3 mois et donc non susceptibles de gagner la solution du sol durant la durée de la vie de la plante. Les valeurs de C_{Ni} sont comprises entre moins de un $\mu\text{g l}^{-1}$ et $19 \mu\text{g l}^{-1}$, la moyenne arithmétique de ces valeurs étant de 6 et l'écart-type de 4. Les valeurs de E_{1min} sont comprises entre $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ et $4,9 \text{ mg kg}^{-1}$, la moyenne arithmétique de ces valeurs étant de 1,7 et l'écart-type de 1,1. Les valeurs de $E_{0-3mois}$ varient de $1,7 \text{ mg kg}^{-1}$ à $40,3 \text{ mg kg}^{-1}$, la moyenne arithmétique étant de 10,4 et l'écart-type de 7,6. Les valeurs du facteur capacité (rapport de la quantité instantanément échangeable à la concentration en solution, E_{1min}/C_{Ni}) sont comprises entre 71 l kg^{-1} et 660 l kg^{-1} .

3.1.4. Corrélations linéaires observées entre les paramètres de la biodisponibilité et les propriétés des sols

a. Concentration de nickel dans la solution du sol, C_{Ni}

La concentration de nickel dans la solution du sol (facteur intensité) est significativement liée au pH du sol par la relation linéaire suivante (Figure 7) :

$$C_{Ni} (\mu\text{g l}^{-1}) = -3,01 * \text{pH} + 27,13, r^2 = 0,353, n = 55$$

Une autre relation observée est celle qui lie C_{Ni} à la quantité extraite par le **DTPA** de manière très hautement significative (Figure 8) :

$$(11) \quad \text{Ni DTPA} = -3,53 * C_{Ni} (\mu\text{g l}^{-1}) + 0,49, r^2 = 0,572, n = 55$$

b. Quantité de nickel échangeable en une minute, E_{1min}

Le facteur quantité du nickel dans les sols, représenté par les variables E_{1min} et E_{3mois} , n'est pas significativement affecté par les variables du sol. En revanche une corrélation très hautement significative existe entre E_{1min} et Ni **DTPA** (Figure 9) :

$$(12) \quad \text{Ni DTPA} (\text{mg kg}^{-1}) = 0,485 E_{1min} (\text{mg kg}^{-1}) + 0,660$$

$$r^2 = 0,371, n = 55$$

Figure 5 : Relation entre la quantité de Fe et celle de Ni extraits par le DTPA

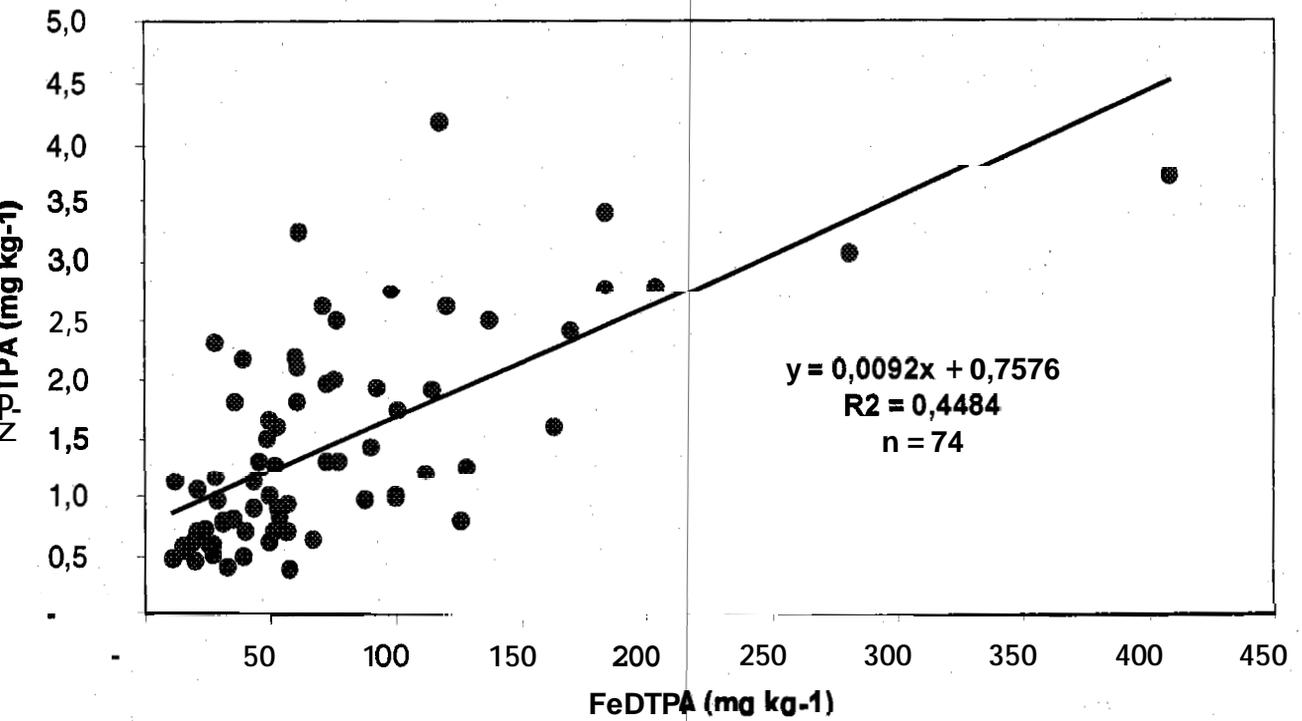


Figure 6 : Relation entre la quantité de Mn et celle de Ni extraits par le DTPA

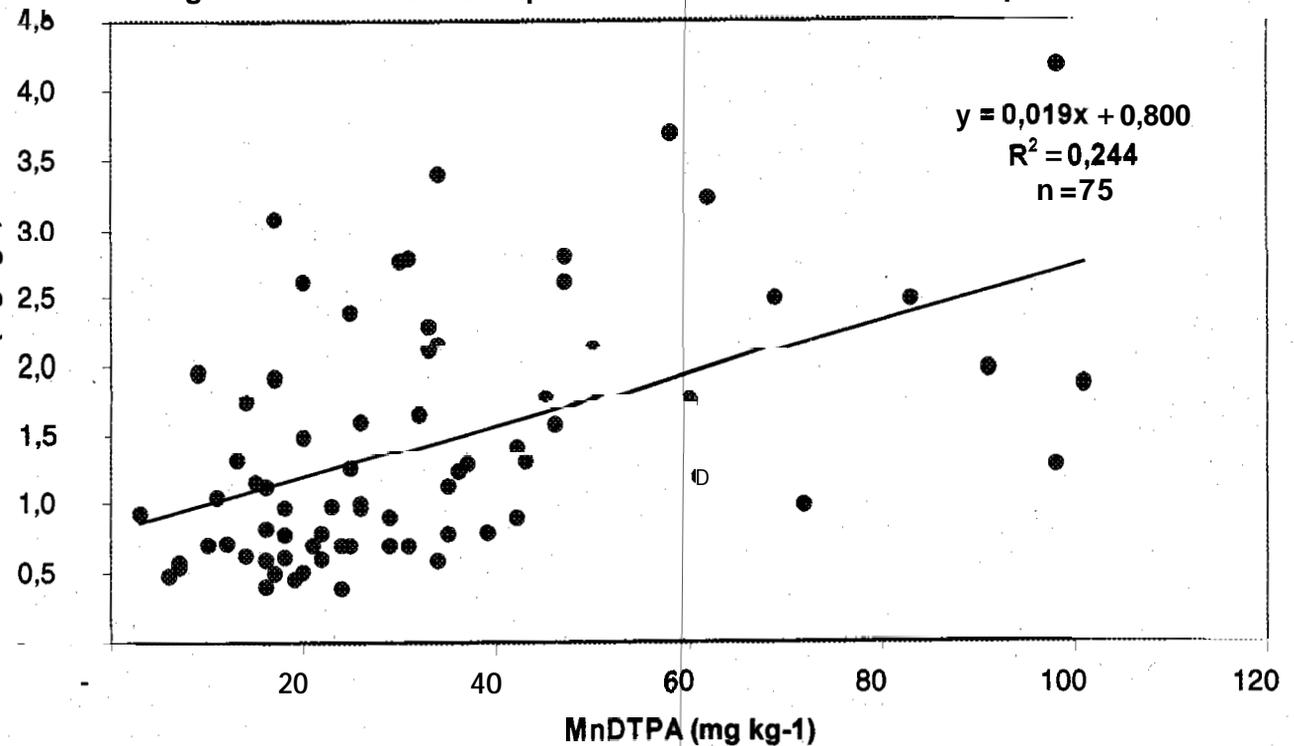


Figure 7 : Influence du pH du sol sur la solubilité du Ni

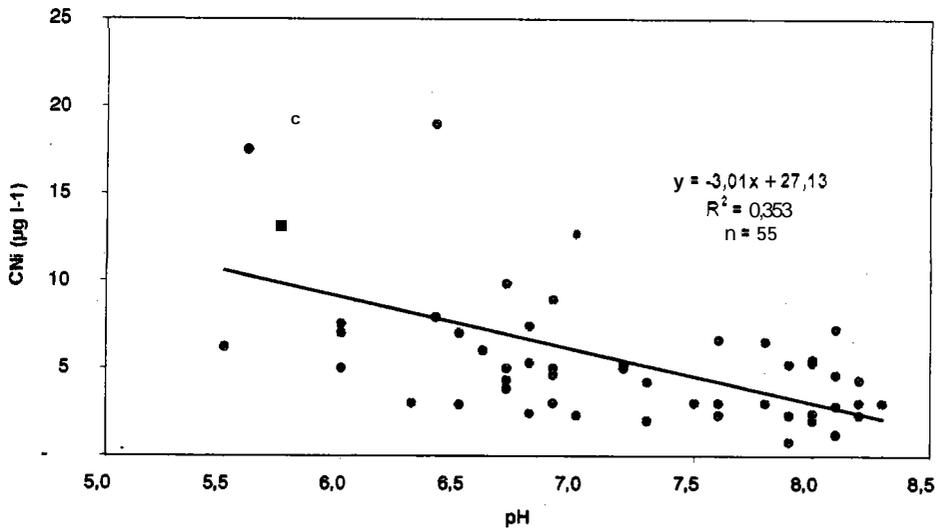


Figure 8 : Influence de la concentration de Ni en solution sur la quantité extraite par le DTPA

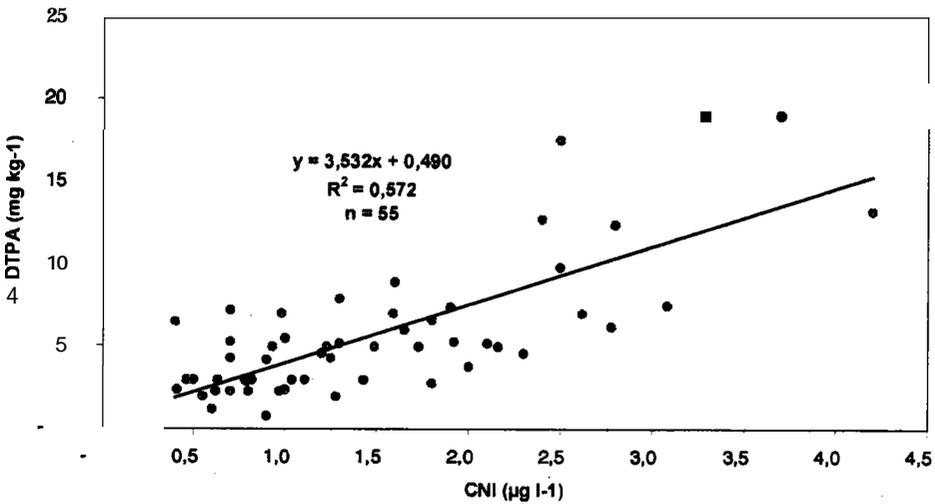
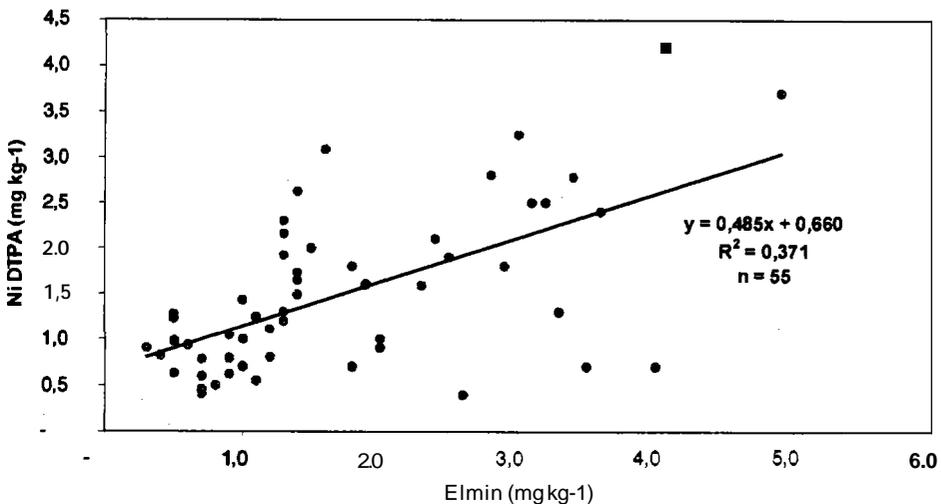


Figure 9 : Estimation du Ni isotopiquement échangeable à 1 min par l'extraction au DTPA



L'extraction par le DTPA est donc une méthode permettant d'estimer de manière satisfaisante le paramètre E_{min} .

3.2. Biodisponibilité des autres éléments en traces métalliques (ETM) dans /es sols

3.2.1. Cuivre, Zinc, Plomb et Mercure

a. Teneurs totales dans les sols

Ces métaux sont présents dans 73 des 75 échantillons de terre en deçà des concentrations maximales autorisées pour l'épandage des boues de station d'épuration. Le sol 177-MI est un sol pollué par des activités industrielles identifiées contenant des concentrations très élevées en Pb, Cd, Cu, Zn et Hg (Annexe A2). Ces teneurs sont largement supérieures à celles autorisées dans les sols pour l'épandage et ne peut donc pas recevoir de boues, ce sol est de plus, impropre aux activités agricoles au vu des quantités extractibles de Cd, Cu, Zn et Pb. Cet échantillon a été écarté des 74 autres pour les analyses statistiques par l'origine des **ETM** qu'il contient.

Pour ces quatre ETM, les teneurs varient de 12,5 à 47,4 mg kg⁻¹ pour le cuivre, de 51 à 224 mg kg⁻¹ pour le zinc, de 23,1 à 50,9 mg kg⁻¹ pour le plomb et de 0,03 à 0,19 mg kg⁻¹ pour le mercure. L'échantillon haut pour le mercure provenant d'un site proche au sol pollué pouvant ainsi expliquer cette valeur anormalement élevée.

b. Biodisponibilité du cuivre, du zinc et du plomb

Sur les 74 échantillons, la biodisponibilité de ces trois **ETM** a été mesurée par la méthode d'extraction au DTPA. Les résultats montrent qu'il n'existe aucune relation significative entre les teneurs totales de ces trois métaux et les quantités extraites par le DTPA. Il n'y a pas d'effet significatif du pH sur les quantités extraites par le DTPA de zinc et de plomb, en revanche un effet significatif pour le cuivre (le pH faible favorisant l'extraction de Cu par le DTPA).

3.2.2. Cadmium

Les teneurs totales de cadmium dans les 74 échantillons de terre varient de 0,12 à 0,72 mg kg⁻¹ et sont en deçà de celles fixées pour l'épandage de boues de stations d'épuration. Les quantités de cadmium extraites par le DTPA varient de 32 à 197 µg kg⁻¹ et il n'y a pas d'effet significatif du pH du sol sur ce paramètre ($r^2 = 0,055$). En revanche, la teneur totale en cadmium du sol explique en grande partie la variabilité des quantités extraites par le DTPA avec la relation suivante (Figure 10) :

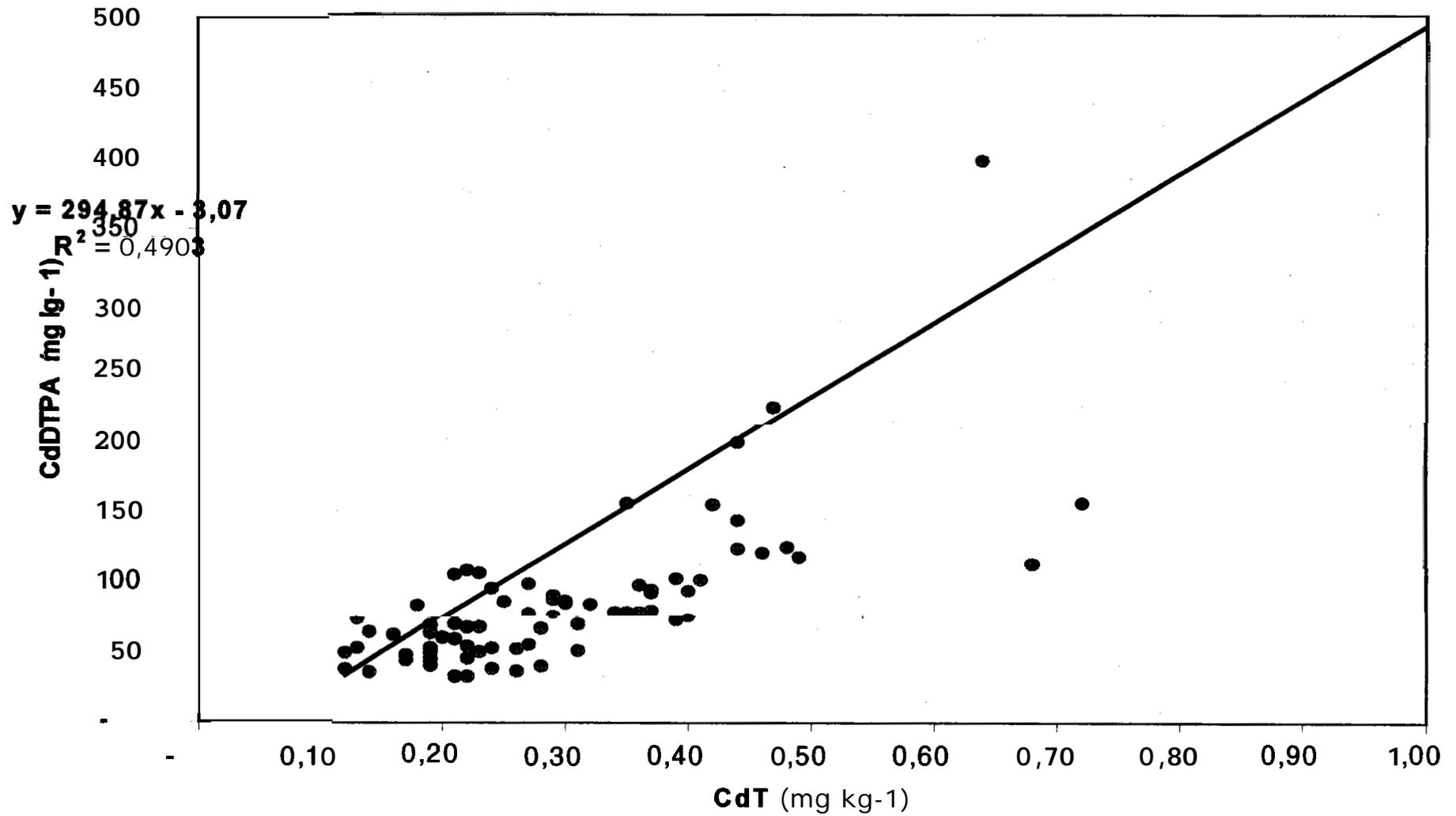
$$Cd_{\text{DTPA}} (\mu\text{g kg}^{-1}) = 294,9 Cd_{\text{Total}} (\text{mg kg}^{-1}) - 3,1, r^2 = 0,490, n = 74$$

4. Discussion

4.1. Origine des ETM dans /es sols du Jurassique inférieur et du Trias

Parmi les sept éléments en traces métalliques mesurés sur les 75 échantillons de sols, certains ont une origine exclusivement géochimique, d'autres mixtes (anthropique et géochimique) voire pratiquement uniquement anthropique pour certains sols (cas du sol 177-MI). Le nickel et le chrome dans les sols sont vraisemblablement d'origine essentiellement géochimique. Plusieurs arguments permettent d'étayer cette hypothèse. Le nickel total dans l'ensemble des sols est lié à la présence de calcaire total dans la terre fine. De plus il existe une relation linéaire très hautement significative entre le nickel et le chrome totaux laissant penser que ces deux éléments seraient originaires d'une même source géologique. De plus, le sol très

Figure 10 : Relation entre la quantité de Cd extrait par le DTPA et le Cd total des sols



fortement pollué en ETM présente des quantités de nickel et de chrome moyennes avec absence de contamination pour ces deux éléments.

Le zinc, le cadmium, le plomb et le cuivre sont vraisemblablement d'origine mixte et leur concentration dans les sols est fonction des pratiques agricoles et humaines (apports importants de déjections animales, d'engrais minéraux, apports de boues urbaines, émissions atmosphériques industrielles). Le cas du cadmium illustre parfaitement cette double origine. En effet, des sept ETM étudiés, il est le plus soluble et le plus biodisponible. Sa biodisponibilité augmente linéairement avec sa teneur totale dans les sols. Les formes récentes étant vraisemblablement plus biodisponibles que les formes originaires du fond géochimique, plus les apports anthropiques sont élevés, plus la biodisponibilité est accrue. Le zinc, fréquent dans les déjections animales suit cette tendance sans effet significatif.

L'absence de relation entre la teneur totale et la biodisponibilité du nickel dans les sols laisse donc penser que, contrairement au zinc ou au cadmium et à l'instar du chrome, son origine est essentiellement géochimique. De plus, seules les conditions physico-chimiques intrinsèques du sol (en particulier le pH) semblent expliquer les différences *trks* variables de biodisponibilité de ce métal dans les sols indépendamment de la teneur totale. Ceci renforce l'hypothèse d'une origine exclusivement géochimique.

Le calcaire est à l'origine de la présence du nickel dans ces sols et, dans les sols calcaires où il n'est pas dissous ou dilué par les divers processus de la pédogenèse (acidification, colluvionnement, apport de limons exogènes,...), le nickel est présent à des teneurs totales élevées, souvent au dessus du seuil de 50 mg kg^{-1} . De plus, le calcaire est à l'origine de la présence des oxydes de fer et de manganèse dans le sol car il en contient plusieurs %. Il est fort probable que le nickel soit présent essentiellement dans des oxydes mixtes de fer et de manganèse par substitution du fer ou du manganèse comme le suggèrent les corrélations entre le nickel et le fer et le manganèse extractibles au DTPA (Becquer *et al.*, 2000). Ces formes sont en général peu susceptibles de s'échanger avec la solution du sol et donc peu phytodisponibles.

4.2. Biodisponibilité du nickel dans les sols étudiés

Les 75 sols échantillonnés sont issus de milieux argilo-calcaires et représentent des textures allant de sablo-limoneuse à argileuse. Ces sols sont en général bien pourvus en matière organique et montrent des capacités d'échange cationique élevées. Le pH élevé, essentiellement pour les sols contenant du calcaire dans la terre fine, et la composition chimique en font des sols biologiquement très actifs et chimiquement fertiles. La présence de limons sur certains sols (d'origine présumée éolienne ou alluvio-éolienne) se traduit par un pH plus faible pouvant atteindre des valeurs acides (jusqu'à 5,7). Un pH acide favorise la mobilité et la solubilité de certains éléments nutritifs tels le phosphore, le fer et le manganèse mais aussi du nickel. L'effet du pH est très marqué sur la quantité de nickel instantanément échangeable ainsi que sur les quantités de nickel extraites par le DTPA. La connaissance de ces quantités est donc essentielle pour expliquer les transferts éventuels vers les plantes. L'effet du pH est donc primordial sur ces transferts potentiels. En effet, la solubilité du nickel peut être multipliée par un facteur 10 par rapport au sols neutres à alcalins dès que le pH devient inférieur à 6.

4.2.1. Facteur intensité : concentration du nickel dans la solution du sol et facteurs de solubilité

Le pH est un facteur essentiel expliquant la variation de C_{Ni} , comme l'ont montré l'analyse en composantes principales ainsi que le coefficient de corrélation hautement significatif entre les deux variables. Sur un nombre élevé d'échantillons de terre, il a été mis en évidence que la seule variable influençant le coefficient de distribution sol solution ($K_d = C_{Ni}/Ni_T$) du nickel

est le pH (Anderson et Christensen, 1986). Ainsi, les sols les plus limoneux, plus acides et plus pauvres en calcaire montrent les valeurs de C_{Ni} les plus élevées ($>10 \mu\text{g l}^{-1}$) qui restent néanmoins inférieures à $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Les valeurs de C_{Ni} correspondent à celles mesurées sur des échantillons de 25 sols agricoles provenant des mêmes étages géologiques dans le département de la Meurthe-et-Moselle où C_{Ni} était compris entre 1 et $32 \mu\text{g l}^{-1}$ (Echevarria *et al.*, 1999). Sur 7 échantillons provenant de divers contextes géochimiques pour lesquels la teneur totale en nickel du sol était toujours inférieure à 50mg kg^{-1} , C_{Ni} était comprise entre 3,0 et $32 \mu\text{g l}^{-1}$ (Echevarria et Morel., 1997). Les valeurs de C_{Ni} de ces 21 échantillons comme celles de ces deux études précédentes sont très en deçà du seuil de toxicité pour la plupart des plantes cultivées de $0,2 \text{mg kg}^{-1}$ (L'huillier, 1994 ; McIlveen et Negusanti, 1994).

L'efficacité du prélèvement de nickel par les plantes étant conditionnée par le niveau de l'intensité en solution, il est probable que les valeurs de C_{Ni} les plus élevées mesurées sur les 21 échantillons ($>10 \mu\text{g l}^{-1}$) ne soient pas suffisantes pour assurer un transfert conséquent de nickel vers les cultures. Ces valeurs, pour les sols de serpentines où le prélèvement de nickel par des plantes non accumulatrices est conséquent, dépassent fréquemment $170 \mu\text{g l}^{-1}$ soit une valeur au moins dix fois supérieure à celles de cette étude. **Le facteur intensité du nickel dans les sols de cette étude est donc faible et représente le facteur limitant principal du transfert de nickel vers les végétaux.**

49.2. Facteur quantité : quantité de nickel susceptible d'alimenter la solution du sol

Le facteur quantité augmente avec le temps et on distingue en pratique deux pools isotopiquement échangeables, 1) celui des ions instantanément échangeables avec la solution du sol dit « des ions libres » (Fardeau, 1993) et 2) celui échangeable pendant la durée de la culture (en pratique, on considère 3 mois). Le premier est le compartiment immédiatement exploitable par la plante et susceptible de réalimenter instantanément la solution du sol lors du prélèvement par la plante. Si ce pool est significativement déprimé, alors le deuxième pool assurera la réalimentation de ce pool mais ceci se fera lentement (en fonction des paramètres de la cinétique d'échange isotopique le flux de réapprovisionnement est plus ou moins lent). Le second pool $E_{1\text{min-3mois}}$ ne remplace en aucun cas le pool instantanément échangeable, mais peut d'une année sur l'autre reconstituer tout ou partie du pool instantanément échangeable initial.

C'est la notion de facteur *capacité* qui permet de décrire la capacité du sol à maintenir l'intensité en solution (C_{Ni}) à partir du réservoir que représente le facteur quantité. Une concentration de nickel en solution élevée associée à un facteur capacité élevé indiquent que le sol est susceptible de maintenir une intensité soutenue pendant le prélèvement par les racines. Une telle situation voit les transferts de nickel vers la plante les plus élevés.

49.3. Facteurs expliquant la variabilité de la biodisponibilité de nickel dans les sols

La méthode des cinétiques d'échange isotopique a été validée sur des sols très différents et il a été montré qu'elle permettait d'avoir accès au pool de nickel du sol dans lequel les plantes le prélèvent exclusivement (Echevarria *et al.*, 1997, 1998 ; Shallari *et al.*, 1999). De plus cette méthode permet de définir avec précision la dynamique des transferts de nickel entre les différents compartiments et notamment de définir les facteurs intensités, quantité et capacité. Cependant, compte tenu des inconvénients matériels générés par l'utilisation des radioisotopes, cette méthode n'est pas utilisable en routine par les laboratoires d'analyse. C'est pourquoi, il a été montré que le DTPA considéré comme un extractif fiable du nickel des sols (Becquer *et al.*, 1995), permettait d'extraire du nickel isotopiquement échangeable

(Echevarria *et al.*, 1998). Les tests statistiques nous montrent que cette quantité est corrélée de manière hautement significative avec la variable E_{1min} en accord avec des études précédentes (Echevarria *et al.*, 1999). De plus, la relation linéaire entre ces deux variables est du même ordre de grandeur que la droite $y = x$. Il est donc possible en utilisant ce modèle linéaire d'estimer la valeur de E_{1min} à partir de l'extraction au DTPA standardisée par la norme. Ainsi l'utilisation d'un plus grand nombre d'échantillons pour lesquels l'extraction de nickel par le **DTPA** a été réalisée permet une meilleure détermination des paramètres expliquant la variabilité de la biodisponibilité du nickel dans les sols.

La biodisponibilité du nickel n'est pas corrélée avec la teneur totale en Ni des sols. C'est une conclusion qui avait pu être obtenue sur des sols peu pourvus en nickel (Echevarria et Morel, 1997) ainsi que sur un échantillon de **25** sols issus des mêmes conditions géologiques et pédo-climatiques (Echevarria *et al.*, 1999). Les trois paramètres essentiels impliqués dans la variation de la biodisponibilité de nickel dans les 55 sols étudiés sont le pH et les quantités de fer et de manganèse extractibles au DTPA. Outre les implications que ces corrélations ont sur l'explication de l'origine et de la nature chimique du nickel géochimique, elles permettent aussi d'envisager de caractériser les situations pour lesquelles la biodisponibilité du nickel est *très* faible : les sols à pH élevés et sur lesquels les plantes présentent des carences en fer. De plus, ces mesures sont couramment effectuées pour les analyses de terres et disponibles en routine. La connaissance de l'origine du nickel géochimique et des formes sous lesquelles il est susceptible de se trouver, permettent aussi de mieux comprendre sa biodisponibilité ainsi que l'importance du pH. En effet, la solubilité du fer et du manganèse est *très* sensible aux variations de pH dans les sols.

Les degrés d'évolution pédogénétique des sols prélevés pour chacun des étages géologiques étant différents (et le nombre de sols échantillonnés par étage faible), il est difficile de commenter la biodisponibilité du nickel pour chacun de ces étages. La cartographie de la biodisponibilité sur des zones géologiques homogènes dans les étages « nickélicifères » pourrait se fonder essentiellement sur la valeur de pH de la terre fine et éventuellement sur la teneur en $CaCO_3$. Mais la carte géologique voire pédologique s'avère insuffisante pour la cartographier. Un nombre beaucoup plus important de sols par étage serait nécessaire pour tenter toute superposition de cartes.

4.3. **Interprétation des niveaux de biodisponibilité**

La quantité de Ni ingérée quotidiennement par l'homme est de 170 μg . Il n'existe pas pour l'instant de valeurs seuils réglementaires imposées pour la concentration de Ni dans les denrées agricoles et alimentaires. Cependant, des bases de données existent qui répertorient les concentrations mesurées dans divers types d'aliments. De ces bases, il apparaît que les concentrations de Ni dans les aliments sont très variables (en moyenne de **136** $\mu g g^{-1}$) et atteignent 500 à 1000 $\mu g g^{-1}$ dans les aliments dérivés des légumineuses (US Food and Drug Administration, 1999). Il est donc difficile en l'absence de réglementation de définir des seuils de biodisponibilité acceptables sachant que les plantes répondent *très* différemment à ces seuils (cas des légumineuses qui accumulent ou des grains de céréales qui excluent : Massoura, 2000).

Il est relativement aisé de distinguer des seuils de toxicité du Ni dans les sols pour chaque espèce végétale, cependant, la contamination de la chaîne alimentaire peut avoir lieu significativement alors que la biodisponibilité du Ni n'induit pas encore de toxicité. Ce seuil est donc insuffisant pour interpréter les quantités de Ni biodisponibles dans les sols. Les travaux menés en Nouvelle-Calédonie ont permis de relier la quantité extraite par le DTPA avec la concentration de Ni dans les tissus de dix plantes différentes dont le radis, la tomate,

la carotte, la courgette, l'aubergine et le chou chinois (L'huillier et Edighoffer, 1996). De cette relation, il ressort que jusqu'à des quantités extraites de 5 mg kg⁻¹, la concentration de Ni dans les tissus des plantes reste inchangée et inférieure à 15 mg kg⁻¹. Ce seuil paraît largement raisonnable pour assurer des transferts limités de Ni dans la plupart des plantes cultivées. Cependant, l'acquisition de références régionales permettrait, dans le cas des sols agricoles, de constituer une grille d'interprétation plus précise des résultats, notamment en introduisant les espèces de grande culture (blé, colza, orge, maïs, ..) et fourragères (ray-grass, trèfle, luzerne, ..) représentatives de la région.

5. Conclusion

Ce travail avait pour objectif de caractériser la biodisponibilité sur les sols développés sur les roches mères du Jurassique inférieur et du Trias dans le secteur du département de la Moselle et d'identifier les paramètres contrôlant cette biodisponibilité. Pour cela, 55 khantillons provenant de sols couvrant l'ensemble des formations géologiques concernées ont été prélevés et caractérisés. Les critères retenus dans le choix des khantillons étaient de prélever dans plusieurs sols pour chaque étage géologique pour lequel des concentrations supérieures à 50 mg kg⁻¹ avaient été relevées et d'un éventail de teneurs totales en nickel. Sur chacun des 40 khantillons une analyse de terre complète et la mesure de 7 éléments en traces métalliques (teneur totale + extraction DTPA) ont été réalisées. Des cinétiques d'échange isotopique ont été réalisées sur 21 échantillons de terre choisis pour leur représentativité dans l'optique de caractériser finement la biodisponibilité du nickel et de mesurer les facteurs intensité, quantité et intensité.

Le nickel présent dans les sols semble provenir exclusivement du matériau géologique sur lequel se sont développés les sols. Il y est associé au chrome. Il est possible que le nickel soit localisé dans les oxydes de fer et de manganèse en substitution de ces deux éléments. Ceci confirmerait des résultats obtenus sur des sols riches en nickel de Nouvelle-Calédonie (Becquer et al., 2000). Contrairement à la biodisponibilité du cadmium qui est en plus grande partie d'origine anthropique, la biodisponibilité du nickel dans ces sols ne dépend pas de la teneur totale. En revanche, à l'instar du fer et du manganèse, elle est contrôlée par le pH de la solution du sol.

Sur l'ensemble des sols pour lesquels la cinétique d'échange isotopique a été réalisée, il s'avère que la majorité du nickel n'est pas échangeable. La part de nickel instantanément échangeable reste très faible par rapport aux quantités totales et les transferts prévisibles vers la plante sont faibles en relation avec le facteur intensité qui est lui-même faible (au moins dix fois inférieur au seuil général de toxicité). Les mêmes conclusions sont faites pour les quantités de nickel extractible par le DTPA. Les réserves de nickel potentiellement échangeable susceptibles de réalimenter le pool instantanément échangeable sont très faibles également. Dans ces conditions, l'épandage de boues urbaines ne présente pas de risques supérieurs dans les sols où la teneur totale en nickel dépasse le seuil de 50 mg kg⁻¹ à condition que le pH ne soit pas inférieur à 5,5 unités (valeur minimale dans cette étude).

Il est difficile de prévoir la biodisponibilité du nickel pour chaque étage géologique voire pour chaque type de sol au sein d'un étage donné. Ainsi la cartographie de cette biodisponibilité ne peut pas être réalisée sur un vaste secteur. En revanche, dans le contexte du Lias et du Trias sur un secteur couvrant une partie du nord-est de la France, il est possible à partir d'analyses de routine (extraction au DTPA) de prévoir un ordre de grandeur des facteurs intensité et quantité à partir de modèles de régressions multiples. Pour cela, l'ensemble des données acquises sur ces secteurs doit être mis en commun.

Par conséquent, sur des parcelles dépassant la teneur limite fixée par l'arrêté du 8 janvier 1998, il est possible de recommander une procédure visant à s'assurer que la biodisponibilité du nickel est suffisamment faible pour autoriser un éventuel épandage de boues. Cette procédure consisterait à effectuer systématiquement une mesure de nickel extrait par le DTPA et de vérifier avant autorisation que la valeur obtenue est inférieure à 5 mg kg⁻¹. Une nouvelle mesure pourrait être effectuée après épandage pour vérifier l'effet de ce dernier sur la biodisponibilité du nickel. Dans ces conditions, il est possible d'assurer un risque minimum de transfert de nickel vers les cultures et les produits alimentaires.

6. Références bibliographiques

- Anderson P.R et Christensen T.H. 1988.** Distribution coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in soils. *J. Soil. Sci.*, 39, 15-22.
- Becquer T., Bourdon E. et Pétard J. 1995.** Disponibilité du nickel le long d'une toposéquence de sols développés sur roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. C. R. Acad. Sci. **Paris**, 321 IIa, 585-592.
- Becquer T., Quantin C., Echevarria G., Rouiller J., Jeanroy E. et Berthelin J. 2000.** Première partie : Evaluation de la mobilité et de la biodisponibilité du Ni dans les sols sur roche ultramafique de Nouvelle-Calédonie. *In* Caractérisation de la biodisponibilité des éléments en traces dans les sols et validation de mesures fiables. Rapport GESSOL (**G. Echevarria et J.L. Morel**).
- 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. Rapport ADEME-INRA.
- Echevarria G. 1996.** Contribution à la prévision du transfert sol-plante des radionucléides. Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine. Nancy, 222p.
- Echevarria G. et Morel J.L. 1997.** Etude des coefficients de distribution sol-solution, K_d , de radionucléides dans les sols. ANDRA C NT 1 INR 97-001/A. 94p.
- Echevarria G., Klein S., Fardeau J.C. et Morel J.L. 1997.** Mesure de la fraction assimilable des éléments en traces du sol par la méthode des cinétiques d'échange isotopique : cas du nickel. C. R. Acad. Sci. Paris, 323 IIa, 221-227.
- Echevarria G., Leclerc-Cessac E., Fardeau J.C. et Morel J.L. 1998.** Assessment of phytoavailability of nickel in soils. *J. Environ. Qual.*, 27 : 1064-1070.
- Echevarria G., Massoura S. et Morel J.L. 1999.** Caractérisation de la biodisponibilité du nickel dans les sols du Plateau Lorrain. Rapport de fin de contrat, 31 août 1999. Communauté urbaine du grand Nancy (CUGN). 26p.
- Fardeau J.C. 1993.** Le phosphore assimilable des sols : sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie*, 13, 317-331.
- Gérard E., Echevarria G., Sterckeman T. et Morel J.L. 2000.** Cd availability for three plant species varying in accumulation pattern, *J. Environ. Qual.*, 29 : 1117-1123.
- Holmgren G.G.S., Meyer M.W., Chaney R.L. et Daniel R.B. 1993.** Cadmium, lead, zinc and nickel in agricultural soils of the United States of America. *J. Environ. Qual.* 22, 335-348.
- L'huillier L. 1994.** Biodisponibilité du nickel dans les sols ferrallitiques ferritiques de Nouvelle-Calédonie. Effets toxiques de Ni sur le développement et la physiologie du maïs. Thèse de doctorat de l'université des Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier, 249p.
- L'huillier L. et Edighoffer S. 1996.** Extractability of nickel and its concentration in cultivated plants in Ni rich ultramafic soils of New Caledonia. *Plant Soil*, 183 : 255-264.
- Massoura T. 2000.** Biodisponibilité du nickel d'origine géochimique dans les sols. Rapport de DEA Sciences Agronomiques de l'INPL. 31p.
- McIlveen W.D. et Negusanti J.J. 1994.** Nickel in the terrestrial environment. *Sci. Tot. Environ.* 148, 109-138.
- Shallari S. 1997.** Disponibilité du nickel du sol pour l'hyperaccumulateur *Alyssum* 'murale'. Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine. Nancy, ...p.
- Shallari S., Echevarria G. et Morel J.L. 1999.** Where do plants take up their nickel from ? *Environ. Sci. Technol.* (soumis pour publication).
- Shipley R.A. et Clark R.E. 1972.** Tracer methods for in vivo kinetics. Acad. Press, New York.

Caractérisation de la biodisponibilité du nickel dans les sols du jurassique inférieur et du trias de la région Lorraine

ANNEXES

**A1 description des sites de prélèvement et caractérisation de
la terre fine des khantillons prélevés dans l'horizon cultivé**

Tableaux I a 1b I c

**A2 paramètres caractérisant les propriétés d'échange
isotopique des 55 échantillons de terre**

Tableaux I d I e I f

A3 cartographie des lieux de prélèvement

TABEAU 1a

Echantillon	Département	Coordonnées			Etage	Facies
		Lambert	X	Y		
TNC	Moselle	?	?	?	?	?
463 72-2	Moselle	Lambert I	894,7	145,5	?	?
177-D3	Moselle	Lambert I	920,7	131,9	Alluvions récentes	Sables limoneux
177-M1	Moselle	Lambert I	920,4	132,4	Alluvions récentes	Argiles limoneuses
Poumoy Ch.	Moselle	Lambert I	877,7	153,0	Limons des plateaux	Argiles limoneuses
463 69-3	Moselle	Lambert I	877,0	156,5	Limons des plateaux	Limons
463 14-3	Moselle	Lambert I	893,2	151,3	Limons des plateaux	Limons argileux
463-14-2	Moselle	Lambert I	891,3	148,8	Limons des plateaux	Limons argileux
422-G3	Moselle	Lambert I	880,3	147,2	Limons des plateaux	Limons sableux
463 13-2	Moselle	Lambert I	894,0	149,3	Limons des plateaux	Limons sableux
513004	Meuse	Lambert II	842,7	2 440,8	Rauracien	Calcaire récifal?
512005	Mthe-et-Mlle	Lambert II	878,3	2 386,3	Domérien inférieur	Argiles
Vaudoncourt CO 7	Vosges	Lambert II	857,2	2 364,6	Domérien inférieur	Argiles
Aingeville PAU 8	Vosges	Lambert II	854,6	2 361,1	Domérien inférieur	Argiles
Vrécourt OR 9	Vosges	Lambert I	851,9	2 358,8	Domérien inférieur	Argiles
Fleury	Moselle	Lambert I	882,8	156,9	Carixien	Calcaire à Productyloceras
28-E2-ARG	Moselle	Lambert I	882,0	173,1	Carixien	Calcaire à Productyloceras
Hagnéville RO 28	Vosges	Lambert II	856,6	2 366,1	Carixien	Calcaire à Productyloceras
R20	Mthe-et-Mlle	Lambert II	897,2	2 421,1	Lotharingien-Carixien	Calcaires ocreux
R27	Mthe-et-Mlle	Lambert II	897,5	2 418,6	Lotharingien-Carixien	Calcaires ocreux
R25	Mthe-et-Mlle	Lambert II	898,8	2 399,8	Umons sur Lotharingien	Argiles à Promicroceras
R26	Mthe-et-Mlle	Lambert II	897,7	2 419,2	Limons sur Lotharingien	Argiles à Promicroceras
R21	Mthe-et-Mlle	Lambert II	897,9	2 421,1	Limons sur Lotharingien	Argiles à Promicroceras
Louigny Prairie	Moselle	Lambert I	882,1	147,9	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
218-S4	Moselle	Lambert I	939,9	171,1	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
221-S4	Moselle	Lambert I	881,6	189,0	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
323-M5	Moselle	Lambert I	875,2	196,4	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
323-M8	Moselle	Lambert I	875,0	196,8	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
422-G5	Moselle	Lambert I	880,3	147,2	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
422-LY 3	Moselle	Lambert I	883,4	148,3	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
463 17-12	Moselle	Lambert I	882,0	148,1	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
733812	Moselle	Lambert I	884,7	185,7	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
R2	Mthe-et-Mlle	Lambert II	899,4	2 415,2	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
512011	Mthe-et-Mlle	Lambert II	877,3	2 383,5	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
515004	Mthe-et-Mlle	Lambert II	887,9	2 390,1	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
512010	Mthe-et-Mlle	Lambert II	876,3	2 383,7	Lotharingien	Argiles à Promicroceras
Pouilly	Moselle	Lambert I	880,6	157,5	Lotharingien	Calcaire à Gryphea obliqua
733-Th4	Moselle	Lambert I	884,3	187,2	Lotharingien	Calcaire à Gryphea obliqua
512008	Mthe-et-Mlle	Lambert II	877,7	2 384,9	Lotharingien	Calcaire à Gryphea obliqua
28bis	Vosges	Lambert II	878,0	2 379,8	Ldharngien	Calcaire à Gryphea obliqua
T 10	Mthe-et-Mlle	Lambert II	900,4	2 423,6	Limons sur Sinémurien	Calcaires à Gryphea arcuata
Pommérieux	Moselle	Lambert II	881,1	2 452,2	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
422-G7	Moselle	Lambert I	882,8	147,1	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
716-LI	Moselle	Lambert I	888,2	176,2	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
716-MI	Moselle	Lambert I	888,6	175,9	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
Pommerieux2	Moselle	Lambert II	881,9	2 452,2	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
422-Ly-1	Moselle	Lambert I	881,0	146,3	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
Delme	Moselle	Lambert I	896,4	139,6	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
R17	Mthe-et-Mlle	Lambert I	898,2	2 421,6	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
515003	Mthe-et-Mlle	Lambert II	888,4	2 388,3	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
T5	Mthe-et-Mlle	Lambert II	900,9	2 424,1	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
516005	Mthe-et-Mlle	Lambert II	890,7	2 392,5	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
R5	Mthe-et-Mlle	Lambert II	901,8	2 418,0	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
512017	Mthe-et-Mlle	Lambert II	879,7	2 383,1	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
T 18	Mthe-et-Mlle	Lambert II	899,1	2 423,1	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
512002	Vosges	Lambert II	879,6	2 378,1	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
502003	Mthe-et-Mlle	Lambert I	887,6	1 087,1	Sinémurien-Hettangien	Calcaires à Gryphea arcuata
T 13	Mthe-et-Mlle	Lambert II	899,5	2 423,1	Sinémurien/Rhétien	Calcaires à Gryphea a. - Grès
177-J1	Moselle	Lambert I	920,3	132,8	Keuper moyen	Marnes irisées - Grès à roseaux
Mazeley T 19	Vosges	Lambert I	895,0	2 366,8	Lettenkohle inf-moy	Argiles - Dolomie de Vitte
263-J3	Moselle	Lambert I	955,5	164,2	Lettenkohle inférieure	Dolomie
463 Varize	Moselle	Lambert I	901,4	168,2	Lettenkohle inférieure	Dolomie
Mazeley E 13	Vosges	Lambert I	896,5	2 367,8	Lettenkohle inférieure	Dolomie de Vitte
Mazeley T26	Vosges	Lambert I	895,2	2 366,6	Lettenkohle inf.-Musch.	Dolomie-Calcaire à Ceratites
Courcelles	Moselle	Lambert I	897,9	164,0	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
26341	Moselle	Lambert I	954,9	163,9	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
264-J4	Moselle	Lambert I	956,5	164,1	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
414-R3	Moselle	Lambert I	943,4	117,3	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
598 GP	Moselle	Lambert I	941,0	169,4	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
598-G6	Moselle	Lambert I	941,0	169,3	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
J2	Mthe-et-Mlle	Lambert II	931,7	2 413,5	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
Mazeley T4	Vosges	Lambert I	896,3	2 367,1	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Ceratites
Gigney T7 haut	Vosges	Lambert I	896,0	2 366,0	Muschelkalk supérieur	Calcaire à Entroques

Echantillon	Ddpartement	Argiles %	Limons %	Sables %
TNC	Moselle	40,5	44,3	11,8
463 72-2	Moselle	34,4	44,8	16,6
177-D3	Moselle	13,1	47,1	35,9
177-M1	Moselle	47,1	31,4	7,6
PournoyCh.	Moselle	52,6	35,7	5,0
463 69-3	Moselle	13,0	68,3	16,8
463 14-3	Moselle	40,1	53,4	3,7
463-14-2	Moselle	43,9	45,5	10,6
422-G3	Moselle	33,7	32,2	30,7
463 13-2	Moselle	24,7	52,2	21,1
513004	Meuse	43,6	31,9	15,5
512005	Mthe-et-Mlle	51,5	38,6	7,0
Vaudoncourt CO 7	Vosges	53,0	36,0	1,3
Aingeville PAU 8	Vosges	43,0	45,0	8,0
Vrécourt OR 9	Vosges	28,5	55,4	10,0
Fleury	Moselle	36,0	43,7	16,7
28-E2-ARG	Moselle	24,9	31,5	41,2
Hagnéville RO 28	Vosges	33,4	53,3	8,7
R20	Mthe-et-Mlle	39,3	46,3	12,1
R27	Mthe-et-Mlle	36,6	37,2	23,3
R25	Mthe-et-Mlle	41,3	46,9	7,5
R26	Mthe-et-Mlle	36,6	43,3	16,9
R21	Mthe-et-Mlle	23,5	57,2	12,5
Louvigny Prairie	Moselle	43,6	37,8	11,3
218-S4	Moselle	47,3	37,3	9,4
221-S4	Moselle	36,4	46,4	12,9
323-M5	Moselle	35,3	55,0	6,9
323-M8	Moselle	21,7	56,2	19,4
422-G5	Moselle	43,3	39,8	13,0
422-LY 3	Moselle	41,3	46,2	7,8
463 17-12	Moselle	39,8	36,0	19,9
733-S12	Moselle	20,4	29,6	46,5
R2	Mthe-et-Mlle	43,3	45,4	7,4
512011	Mthe-et-Mlle	28,9	60,0	9,1
515004	Mthe-et-Mlle	47,0	42,4	7,7
512010	Mthe-et-Mlle	43,9	41,1	12,8
Pouilly	Moselle	41,4	29,4	26,1
733-Th4	Moselle	33,6	35,8	36,2
512008	Mthe-et-Mlle	38,2	41,9	16,6
28bis	Vosges	39,6	40,8	15,2
T10	Mthe-et-Mlle	36,5	69,8	7,9
Pommérieux	Moselle	43,2	35,1	14,6
422-G7	Moselle	41,1	41,5	13,9
716-L1	Moselle	43,1	44,7	7,2
716-MI	Moselle	36,2	52,6	7,9
Pommerieux 2	Moselle	48,9	38,7	12,4
422-Ly-1	Moselle	39,5	52,8	7,8
Delme	Moselle	47,2	42,1	10,7
R17	Mthe-et-Mlle	31,6	66,4	9,2
515003	Mthe-et-Mlle	39,3	54,2	4,2
T5	Mthe-et-Mlle	42,4	46,8	8,0
516005	Mthe-et-Mlle	51,0	41,9	3,5
R5	Mthe-et-Mlle	42,6	44,6	9,5
512017	Mthe-et-Mlle	44,5	42,5	10,4
T18	Mthe-et-Mlle	47,6	41,5	7,6
512002	Vosges	48,3	39,7	9,2
502003	Mthe-et-Mlle	48,5	35,3	11,9
T13	Mthe-et-Mlle	39,6	29,7	27,0
177-J1	Moselle	20,5	51,1	26,2
Mazeley T 19	Vosges	33,7	51,4	12,6
263J 3	Moselle	49,6	37,5	7,6
463 Varize	Moselle	43,1	46,3	7,1
Mazeley E13	Vosges	33,8	50,3	8,9
Mazeley T26	Vosges	31,2	56,2	9,9
Courcelles	Moselle	45,8	38,6	11,3
263-J1	Moselle	30,8	56,5	6,3
264J 4	Moselle	40,8	44,6	10,0
414-R3	Moselle	39,2	43,6	10,5
598 GP	Moselle	48,4	40,4	3,9
598-G6	Moselle	53,4	42,2	4,5
J2	Mthe-et-Mlle	44,0	48,7	4,2
Mazeley T4	Vosges	50,2	42,5	4,8
Gigney T7 haut	Vosges	42,8	41,6	11,8

Echantillon	Département	CaCO3 %	pH eau	pH KCl	MO %	Péché (Olsen) g kg-1 P2O5	CEC Met. meq kg-1	K échang. g kg-1 K2O	Mg échang. g kg-1 MgO	Ca échang. g kg-1 CaO	Na échang. g kg-1 Na2O
TNC	Moselle	-	5,7	4,6	3,3	0,020	209	0,20	0,70	3,79	0,02
463 72-2	Moselle	-	6,3	5,2	4,1	0,082	189	0,25	0,28	4,60	0,01
177-D3	Moselle	-	6,0	4,9	3,8	0,073	100	0,07	0,32	1,97	0,06
177-M1	Moselle	0,8	6,9	6,1	14,0	0,131	435	0,25	2,34	9,98	0,12
Pourmoy Ch.	Moselle	-	6,8	5,8	5,5	0,057	282	0,25	0,37	8,17	0,05
463 69-3	Moselle	-	6,0	4,9	1,8	0,075	72	0,23	0,07	1,43	0,01
463 14-3	Moselle	-	6,5	5,2	2,7	0,066	206	0,33	0,23	5,12	0,02
463-14-2	Moselle	-	6,0	5,2	5,0	0,028	239	0,24	0,28	5,95	0,02
422-G3	Moselle	0,5	7,6	6,7	3,2	0,041	200	0,36	0,19	6,37	0,02
463 13-2	Moselle	-	6,6	5,6	2,1	0,025	118	0,19	0,14	3,10	0,01
513004	Meuse	20,6	7,8	-	9,3	0,28 Jhébert	345	0,70	0,22	18,50	0,02
512005	Mithe-et-Mille	0,6	7,8	-	2,7	0,02 Jhébert	206	0,23	0,36	7,51	0,03
Vaudoncourt CO 7	Vosges	-	6,0	4,9	9,8	0,028	329	0,16	0,93	7,41	0,04
Aingeville PAU 8	Vosges	-	6,7	6,0	3,9	0,113	225	0,36	0,29	6,48	0,02
Vrécourt OR 9	Vosges	-	6,5	5,6	6,0	0,049	179	0,20	0,32	4,26	0,03
Fleury	Moselle	-	7,8	6,9	3,1	0,066	196	0,38	0,21	6,10	0,02
28-E2-ARG	Moselle	0,6	7,2	6,4	2,3	0,106	130	0,31	0,12	4,18	0,01
Hagnéville RO 28	Vosges	-	5,5	4,4	4,6	0,024	174	0,19	0,22	3,25	0,02
R20	Mithe-et-Mille	-	5,7	4,4	2,2	0,030	215	0,26	0,46	3,75	0,02
R27	Mithe-et-Mille	42,1	8,1	7,8	2,8	0,060	163	0,65	0,19	12,90	0,01
R25	Mithe-et-Mille	-	6,8	-	4,3	0,020	217	0,21	0,65	5,55	0,02
R26	Mithe-et-Mille	-	5,6	4,6	3,2	0,030	186	0,21	0,45	4,48	0,01
R21	Mithe-et-Mille	-	5,8	5,1	6,6	0,070	188	0,19	0,42	3,38	0,05
Louvigny Prairie	Moselle	-	6,1	5,1	7,2	0,063	278	0,33	0,56	6,50	0,03
218-S4	Moselle	6,5	8,0	7,1	6,0	0,030	247	0,40	0,25	13,81	0,02
221-S4	Moselle	0,7	7,8	6,9	4,0	0,108	187	0,39	0,25	6,07	0,03
323-M5	Moselle	-	7,3	6,3	2,6	0,084	166	0,32	0,30	5,09	0,02
323-M8	Moselle	-	6,3	5,3	2,8	0,045	137	0,25	0,23	2,99	0,02
422-G5	Moselle	-	6,6	5,6	3,8	0,039	242	0,30	0,35	6,31	0,02
422-LY 3	Moselle	-	6,3	5,2	3,6	0,039	223	0,35	0,38	5,71	0,02
463 17-12	Moselle	-	6,4	5,5	4,1	0,043	226	0,38	0,28	5,60	0,02
733-S12	Moselle	0,5	7,5	6,8	3,3	0,065	121	0,24	0,21	4,31	0,01
R2	Mithe-et-Mille	-	6,9	6,4	3,9	0,040	244	0,26	0,48	4,80	0,02
512011	Mithe-et-Mille	-	6,9	-	2,0	0,17 Dyer	148	0,27	0,26	4,26	0,01
515004	Mithe-et-Mille	12,1	8,1	-	2,8	0,11 Jhébert	206	0,51	0,19	13,00	0,02
512010	Mithe-et-Mille	17,1	8,1	-	2,2	0,04 Jhébert	177	0,32	0,19	13,40	0,02
Pouilly	Moselle	20,3	8,3	7,8	2,8	0,072	181	0,51	0,20	13,23	0,02
733-Th4	Moselle	-	6,9	6,0	4,4	0,034	200	0,19	0,48	4,99	0,03
512008	Mithe-et-Mille	3,2	8,0	-	3,3	0,09 Jhébert	186	0,27	0,26	12,10	0,01
28ble	Vosges	31,1	7,9	7,8	4,3	0,240	200	0,60	0,31	13,70	0,02
T10	Mithe-et-Mille	-	6,8	-	2,5	0,20 Dyer	187	0,42	0,30	4,80	0,02
Pommérieux	Moselle	10,3	7,9	7,2	7,2	0,094	294	0,41	0,31	15,65	0,03
422-G7	Moselle	7,7	8,2	7,4	3,4	0,103	221	0,53	0,22	13,29	0,02
716-L1	Moselle	-	6,7	5,5	4,6	0,024	236	0,25	0,21	6,51	0,03
716-MI	Moselle	0,7	7,6	6,8	3,1	0,138	103	0,47	0,19	6,38	0,01
Pommerieux 2	Moselle	4,4	8,2	7,4	2,8	0,083	210	0,69	0,21	11,98	0,02
422-Ly-1	Moselle	-	6,7	6,0	2,3	0,090	152	0,39	0,25	6,37	0,02
Delme	Moselle	10,9	8,2	7,5	2,4	0,033	194	0,30	0,20	13,19	0,02
R17	Mithe-et-Mille	-	5,6	-	2,7	0,040	136	0,16	0,17	2,16	0,01
515003	Mithe-et-Mille	-	6,4	-	2,3	0,11 Dyer	179	0,39	0,30	4,75	0,01
T5	Mithe-et-Mille	-	6,7	-	2,7	0,22 Dyer	220	0,49	0,30	5,51	0,02
516005	Mithe-et-Mille	1,0	7,0	-	3,6	0,13 Dyer	241	0,34	0,71	9,10	0,02
R5	Mithe-et-Mille	6,8	8,2	7,6	3,3	0,030	214	0,45	0,16	13,10	0,01
512017	Mithe-et-Mille	16,3	8,2	-	2,6	0,10 Jhébert	179	0,54	0,23	13,40	0,02
T18	Mithe-et-Mille	7,0	7,9	-	3,4	0,23 Jhébert	222	0,65	0,21	13,70	0,02
512002	Vosges	15,3	8,1	-	2,8	0,03 Jhébert	199	0,50	0,18	14,00	0,02
502003	Mithe-et-Mille	12,9	8,0	7,6	4,4	0,040	258	0,42	0,25	14,80	0,02
T13	Mithe-et-Mille	-	7,2	-	3,9	0,09 Jhébert	237	0,35	0,29	7,78	0,02
177-J1	Moselle	-	6,9	5,9	1,9	0,058	127	0,14	0,58	2,97	0,02
Mazeley T19	Vosges	1,5	7,0	6,1	2,4	0,046	163	0,21	1,13	3,61	0,01
263-J3	Moselle	2,0	8,0	7,0	5,2	0,073	263	0,53	0,35	13,10	0,02
463 Varze	Moselle	17,8	8,2	7,4	3,4	0,112	202	0,72	1,75	6,57	0,02
Mazeley E13	Vosges	-	6,8	6,0	6,7	0,024	220	0,24	0,84	5,80	0,02
Mazeley T26	Vosges	-	6,7	5,7	2,9	0,110	160	0,31	0,53	3,82	0,01
Courcelles	Moselle	9,8	8,2	7,4	4,3	0,039	190	0,55	0,86	11,46	0,02
263-J1	Moselle	-	6,0	5,0	5,9	0,023	215	0,14	0,66	5,17	0,03
264-J4	Moselle	11,3	8,1	7,3	4,3	0,077	195	0,71	0,27	13,20	0,02
414-R3	Moselle	0,9	7,4	6,7	6,3	0,033	220	0,34	0,31	8,08	0,02
598 GP	Moselle	0,8	7,5	6,7	7,3	0,012	264	0,42	0,31	-	0,02
598-G6	Moselle	1,9	8,0	7,2	2,3	0,027	238	0,43	0,27	11,54	0,02
J2	Mithe-et-Mille	0,9	7,6	-	3,0	0,17 Jhébert	223	0,46	0,29	9,55	0,01
Mazeley T4	Vosges	0,8	7,3	6,4	2,5	0,064	206	0,35	0,33	7,28	0,02
Gligny T7 faut	Vosges	4,9	8,0	7,3	3,9	0,077	189	0,37	0,16	11,63	0,01

TABLEAU 1d

Echantillon	Département	Ni total mg kg ⁻¹	Pb total mg kg ⁻¹	Cr total mg kg ⁻¹	Cd total mg kg ⁻¹	Cu total mg kg ⁻¹	Zn total mg kg ⁻¹	Hg total mg kg ⁻¹
TNC	Moselle	37,5	44,1	82,5	0,14	22,2	85,9	0,045
463 72-2	Moselle	29,9	24,2	75,7	0,15	12,5	83,9	0,037
177-D3	Moselle	12,8	38,4	33,5	0,12	13,1	61,4	0,190
177-M1	Moselle	40,9	906,3	76,3	12,70	1436,6	2 625,6	6,934
Pournoy Ch.	Moselle	57,4		109,3	0,36	25,3	145,5	0,052
463 69-3	Moselle	18,1	23,1	40,9	0,19	12,6	51,0	0,031
463 14-3	Moselle	58,1	36,2	88,2	0,26	29,4	92,7	0,045
463-14-2	Moselle	69,4	35,3	110,4	0,23	29,8	158,7	0,051
422-G3	Moselle	49,0	33,2	78,8	0,26	22,8	99,5	0,034
463 13-2	Moselle	50,1	24,8	82,0	0,17	18,6	98,5	0,032
513004	Meuse	59,2	41,6	84,9	0,64	16,0	94,3	0,110
512005	Mthe-et-Mlle	58,4	28,1	109,0	0,20	26,4	126,0	0,050
Vaudoncourt CO 7	Vosges	61,8	28,0	109,4	0,14	20,4	138,4	0,060
Aingeville PAU 8	Vosges	127,6	42,7	88,1	0,39	34,5	200,1	0,053
Vrécourt OR 9	Vosges	29,7	37,9	68,3	0,13	17,8	70,4	0,047
Fleury	Moselle	92,1	35,0	104,2	0,28	26,4	122,2	0,053
28-E2-ARG	Moselle	76,3	33,7	81,0	0,35	21,7	134,9	0,049
Hagnéville RO 28	Vosges	46,1	36,0	77,6	0,13	25,7	108,7	0,039
R20	Mthe-et-Mlle	107,0	35,2	143,0	0,22	25,2	78,2	0,070
R27	Mthe-et-Mlle	180,0	25,6	138,0	0,28	23,5	71,4	0,040
R25	Mthe-et-Mlle	34,3	42,9	83,3	0,19	19,7	74,6	0,050
R26	Mthe-et-Mlle	49,0	33,6	82,6	0,16	21,2	91,2	0,040
R21	Mthe-et-Mlle	51,3	30,0	102,0	0,22	14,4	59,2	0,050
Louvigny Prairie	Moselle	66,1	36,8	118,5	0,21	24,5	105,9	0,044
218-S4	Moselle	64,7	36,7	94,2	0,27	43,1	87,0	0,058
221-S4	Moselle	42,7	50,9	88,5	0,22	19,8	160,8	0,089
323-M5	Moselle	66,8	33,4	97,2	0,12	25,0	149,1	0,058
323-M8	Moselle	49,0	44,9	81,3	0,21	23,0	130,1	0,057
422-G5	Moselle	100,1	38,0	131,8	0,24	24,8	146,8	0,034
422-LY 3	Moselle	54,3	30,9	90,7	0,19	21,8	89,4	0,036
463 17-12	Moselle	78,6	39,5	120,9	0,27	25,2	120,2	0,041
733-S12	Moselle	29,8	36,2	63,2	0,14	17,0	90,7	0,054
R2	Mthe-et-Mlle	39,2	38,6	86,8	0,18	24,3	75,5	0,050
512011	Mthe-et-Mlle	49,8	31,8	79,4	0,17	21,4	75,2	0,030
515004	Mthe-et-Mlle	63,9	28,3	93,2	0,39	34,7	91,7	0,050
512010	Mthe-et-Mlle	152,0	28,6	84,7	0,37	30,0	176,0	0,050
Pouilly	Moselle	226,0	34,7	124,6	0,40	26,7	224,0	0,053
733-Th4	Moselle	64,2	37,9	91,9	0,22	20,2	110,2	0,041
512008	Mthe-et-Mlle	49,5	39,4	92,1	0,30	20,7	123,0	0,040
28bis	Vosges	132,0	30,5	67,1	0,46	32,5	170,0	0,050
T10	Mthe-et-Mlle	48,1	42,3	77,4	0,48	24,4	87,1	0,090
Pommérieux	Moselle	74,7	40,6	109,7	0,37	29,6	124,0	0,043
422-G7	Moselle	65,3	35,2	87,8	0,31	29,2	100,3	0,033
716-Li	Moselle	52,4	31,4	86,4	0,29	30,4	106,2	0,039
716-MI	Moselle	46,7	39,1	76,0	0,27	28,9	99,5	0,040
Pommerieux 2	Moselle	65,9		90,5	0,22	30,5	115,9	0,041
422-Ly-1	Moselle	49,9	29,2	76,0	0,19	23,3	86,0	0,042
Delme	Moselle	70,1	30,2	104,3	0,23	22,1	125,7	0,045
R17	Mthe-et-Mlle	32,6	36,3	58,4	0,24	18,4	68,0	0,060
515003	Mthe-et-Mlle	50,3	37,5	84,2	0,30	26,0	78,6	0,050
T5	Mthe-et-Mlle	55,3	38,5	93,6	0,35	29,3	86,3	0,080
516005	Mthe-et-Mlle	55,4	32,3	100,0	0,21	36,1	82,3	0,040
R5	Mthe-et-Mlle	58,4	31,4	85,8	0,41	32,0	89,9	0,050
512017	Mthe-et-Mlle	64,4	33,4	88,8	0,34	31,6	107,0	0,050
T18	Mthe-et-Mlle	65,6	40,0	97,8	0,49	33,6	108,0	0,050
512002	Vosges	68,3	28,1	94,2	0,40	33,2	97,1	0,040
502003	Mthe-et-Mlle	75,0	42,9	113,0	0,42	36,4	105,0	0,040
T13	Mthe-et-Mlle	34,3	34,3	73,5	0,44	24,8	62,7	0,040
17741	Moselle	19,7	29,8	43,2	0,19	27,4	62,8	0,172
Mazeley T19	Vosges	42,9	46,0	62,4	0,36	22,8	83,5	0,033
26343	Moselle	73,6	44,4	92,9		43,7	136,2	0,046
463 Varize	Moselle	62,4	37,0	80,1	0,72	42,8	185,9	0,046
Mazeley E13	Vosges	58,0	30,8	73,3	0,29	31,5	92,1	0,043
Mazeley T26	Vosges	63,7	32,4	87,2	0,31	29,5	68,5	0,036
Courcelles	Moselle	56,0	39,0	80,6	0,32	41,5	94,9	0,049
26341	Moselle	47,6	37,5	68,2	0,37	25,4	78,1	0,051
26444	Moselle	48,9	24,8	75,4	0,24	33,9	73,8	0,036
414-R3	Moselle	43,5	30,1	71,0	0,25	32,9	74,3	0,047
598 GP	Moselle	64,5	32,2	93,2	0,23	43,8	83,3	0,042
598-G6	Moselle	64,0	32,5	89,3	0,21	43,3	80,7	0,046
J2	Mthe-et-Mlle	69,2	42,2	86,3		39,3	75,5	0,050
Mazeley T4	Vosges	67,6	28,8	91,1	0,19	47,4	81,1	0,037
Gigney T7 haut	Vosges	45,3	30,4	66,0	0,29	32,2	89,6	0,054

TABLEAU 1 e

Echantillon	Départemen	Ni DTPA mg kg-1	Pb DTPA mg kg-1	Cd DTPA µg kg-1	Fe DTPA mg kg-1	Mn DTPA mg kg-1	Cu DTPA mg kg-1	Zn DTPA mg kg-1
TNC	Moselle	1,7	2,7	35	97	45	1,8	0,9
463 72-2	Moselle	1,1	1,6	48	158	10	1,7	1,9
177-D3	Moselle	1,2	9,9	48	347	36	3,1	5,1
177-M1	Moselle	0,9	18,6	4 700	57	3	290,1	217,1
Pourmoy Ch.	Moselle	2,0	2,0	97	73	9	2,9	2,1
463 69-3	Moselle	1,0	1,7	66	100	23	1,8	1,9
463 14-3	Moselle	1,6	2,3	50	53	46	1,8	1,1
463-14-2	Moselle	2,8	2,8	106	99	30	2,9	1,8
422-G3	Moselle	0,6	2,1	35	26	16	1,4	1,2
403 13-2	Moselle	1,7	2,1	43	50	32	1,3	1,2
513004	Meuse	0,4	5,2	397	58	24	1,6	1,9
512005	Mithe-et-Mlle	0,7	2,1	58	57	29	1,5	1,3
Vaudoncourt CO 7	Vosges	3,1	2,9	62	281	17	3,4	2,2
Aingeville PAU 8	Vosges	2,5	2,6	70	77	69	2,7	5,0
Vrécourt OR 9	Vosges	0,8	4,6	71	126	35	2,0	2,1
Fleury	Moselle	1,0	1,9	38	21	11	1,2	1,2
28-E2-ARG	Moselle	2,2	1,4	78	39	50	2,1	2,5
Hagnéville RO 28	Vosges	2,8	3,5	51	184	31	3,2	1,6
R20	Mithe-et-Mlle	4,2	2,3	65	118	98	2,7	2,2
R27	Mithe-et-Mlle	2,3	3,4	64	28	33	1,4	1,8
R25	Mithe-et-Mlle	1,0	3,2	48	100	72	1,9	1,5
R26	Mithe-et-Mlle	2,8	4,0	60	204	47	2,3	2,3
R21	Mithe-et-Mlle	3,7	3,1	108	408	58	1,9	2,7
Louvigny Prairie	Moselle	3,4	2,2	57	184	34	2,5	2,3
218-S4	Moselle	0,7	3,0	98	24	12	1,9	2,6
221-S4	Moselle	0,5	2,6	44	39	17	1,3	4,5
323-M5	Moselle	1,3	2,5	37	52	37	1,4	2,4
323-M8	Moselle	1,4	2,8	32	91	42	2,0	2,2
422-G5	Moselle	2,6	2,4	37	71	20	2,2	1,8
422-LY 3	Moselle	2,2	2,1	43	60	34	1,6	1,0
463 17-12	Moselle	3,2	2,4	77	62	62	2,0	2,0
733-S12	Moselle	0,8	1,5	34	54	16	1,5	3,0
R2	Mithe-et-Mlle	1,6	3,9	83	163	26	3,2	2,8
512011	Mithe-et-Mlle	1,2	2,5	46	112	61	2,1	2,2
515004	Mithe-et-Mlle	0,7	2,3	102	40	31	2,1	2,2
512010	Mithe-et-Mlle	1,8	2,0	94	36	45	1,6	2,6
Pouilly	Moselle	1,1	1,7	73	12	16	1,1	2,1
733-Th4	Moselle	1,7	2,9	32	101	14	1,7	2,2
512008	Mithe-et-Mlle	0,7	2,4	84	56	25	1,8	2,3
28bis	Vosges	2,1	2,6	120	61	33	2,8	4,9
T10	Mithe-et-Mlle	1,9	3,4	124	115	101	3,0	3,8
Pommerieux	Moselle	1,3	3,2	79	46	13	1,8	1,5
422-G7	Moselle	0,6	2,9	49	19	22	1,7	1,6
716-Li	Moselle	1,5	2,6	75	49	20	2,2	1,4
716-M1	Moselle	0,8	2,7	53	31	18	2,1	2,2
Pommerieux 2	Moselle	0,6	1,9	52	15	7	1,3	1,5
422-Ly-1	Moselle	1,1	1,7	61	43	35	1,3	1,0
Delme	Moselle	0,5	1,6	48	11	6	0,7	1,5
R17	Mithe-et-Mlle	2,5	3,5	95	137	83	2,6	2,4
515003	Mithe-et-Mlle	1,3	2,5	86	78	98	2,0	1,8
T5	Mithe-et-Mlle	2,0	3,4	155	76	91	2,5	3,0
516005	Mithe-et-Mlle	2,4	3,4	105	169	25	2,5	2,2
R5	Mithe-et-Mlle	0,7	3,1	101	51	24	2,4	1,5
512017	Mithe-et-Mlle	0,8	2,5	78	35	39	1,5	2,0
T18	Mithe-et-Mlle	0,9	3,4	117	43	42	2,1	3,2
512002	Vosges	0,6	1,8	93	27	34	1,5	1,6
502003	Mithe-et-Mlle	1,0	2,9	154	50	26	1,5	1,9
T13	Mithe-et-Mlle	1,3	2,9	143	73	43	2,2	1,7
17741	Moselle	0,6	2,6	39	67	14	4,3	2,0
Mazeley T19	Vosges	1,0	4,0	78	88	26	2,1	0,9
263-J3	Moselle	1,0	2,9	111	29	18	2,4	2,5
463 Varize	Moselle	0,5	2,1	155	20	19	1,8	3,1
Mazeley E13	Vosges	1,9	2,2	87,0	93,0	17,0	2,8	2,3
Mazeley T26	Vosges	1,3	2,1	67	128	25	3,2	1,2
Courcelles	Moselle	0,7	3,5	84	21	21	1,9	1,7
263-J1	Moselle	2,6	3,5	92	120	47	2,7	2,5
264-J4	Moselle	0,7	2,5	51	22	10	2,3	2,3
414-R3	Moselle	0,8	2,7	86	31	22	1,5	2,2
598 GP	Moselle	1,2	2,5	65	28	15	2,5	1,5
598-G6	Moselle	0,6	2,1	67	16	7	2,1	1,2
J2	Mithe-et-Mlle	1,8	3,3	123	61	60	2,2	2,1
Mazeley T4	Vosges	0,9	2,4	51	53	29	2,5	1,1
Gigney T7 haut	Vosges	0,4	2,6	90	33	16	1,6	2,7

TABLEAU 1f

Echantillon	Département	Ni total mg kg-1	Ni DTPA mg kg-1	CNi µg1.11	Elmin mg kg-1	E3mois mg kg-1	Capacité l.kg-1
TNC	Moselle	37,5	1,7				
463 72-2	Moselle	29,9	1,1				
177-03	Moselle	12,8	1,2	5	0,5	2,9	100
177-M1	Moselle	40,9	0,9	5	0,6	12,9	120
Pournoy Ch.	Moselle	57,4	2,0				
463 69-3	Moselle	18,1	1,0	7	0,5	1,7	71
463 14-3	Moselle	58,1	1,6	7	2,3	7,7	329
463-14-2	Moselle	69,4	2,8				
422-G3	Moselle	49,0	0,6				
463 13-2	Moselle	50,1	1,7	6	1,4	8,5	233
513004	Meuse	59,2	0,4	7	2,6	25,8	400
512005	Mthe-et-Mlle	58,4	0,7	2	1,0	6,7	435
Vaudoncourt CO 7	Vosges	61,8	3,1	8	1,6	12,6	213
Aingeville PAU 8	Vosges	127,6	2,5	10	3,2	25,5	327
Vrécourt OR 9	Vosges	29,7	0,8	3	0,9	5,4	310
Fleury	Moselle	92,1	1,0	3	0,9	5,7	300
28-E2-ARG	Moselle	78,3	2,2	5	1,3	8,3	260
Hagnéville RO 28	Vosges	48,1	2,8	6	3,4	8,7	548
R20	Mthe-et-Mlle	107,0	4,2	13	4,0	16,2	303
R27	Mthe-et-Mlle	180,0	2,3	5	1,3	6,0	283
R25	Mthe-et-Mlle	34,3	1,0	2	1,0	6,5	417
R26	Mthe-et-Mlle	49,0	2,8	12	2,8	6,5	226
R21	Mthe-et-Mlle	51,3	3,7	19	4,9	21,3	255
Louvigny Prairie	Moselle	66,1	3,4				
218-54	Moselle	64,7	0,7				
221-S4	Moselle	42,7	0,5	3	0,8	5,1	267
323-M5	Moselle	66,8	1,3	2	0,5	4,2	250
323-M8	Moselle	49,0	1,4	3	1,0	5,1	333
422-G5	Moselle	100,1	2,6				
422-LY 3	Moselle	54,3	2,2				
463 17-12	Moselle	78,6	3,2	19	3,0	12,3	158
733-S12	Moselle	29,8	0,8	3	0,4	2,5	133
R2	Mthe-et-Mlle	39,2	1,6	9	1,9	6,9	213
512011	Mthe-et-Mlle	49,8	1,2	5	1,3	6,0	283
515004	Mthe-et-Mlle	63,9	0,7	7	4,0	25,2	556
512010	Mthe-et-Mlle	152,0	1,8	3	1,8	14,5	643
Pouilly	Moselle	226,0	1,1	3	1,2	10,2	400
733-Th4	Moselle	64,2	1,7	5	1,4	7,2	280
512008	Mthe-et-Mlle	49,5	0,7	5	3,5	19,1	660
28bis	Vosges	132,0	2,1	5	2,4	40,3	462
T10	Mthe-et-Mlle	48,1	1,9	7	2,5	5,8	338
Pommerieux	Moselle	74,7	1,3				
422-G7	Moselle	65,3	0,6				
716-Li	Moselle	52,4	1,5	5	1,4	6,8	280
716-MI	Moselle	46,7	0,8	3	0,7	4,9	233
Pommerieux 2	Moselle	65,9	0,6				
422-Ly-1	Moselle	49,9	1,1				
Delme	Moselle	70,1	0,5				
R17	Mthe-et-Mlle	32,6	2,5	18	3,1	7,1	177
515003	Mthe-et-Mlle	50,3	1,3	8	3,3	13,5	418
T5	Mthe-et-Mlle	55,3	2,0	4	1,5	6,5	395
516005	Mthe-et-Mlle	55,4	2,4	13	3,6	31,5	283
R5	Mthe-et-Mlle	58,4	0,7	4	1,8	11,7	419
512017	Mthe-et-Mlle	64,4	0,8	2	1,2	10,5	522
T18	Mthe-et-Mlle	65,6	0,9	1	0,3	2,6	375
512002	Vosges	68,3	0,6	1	0,7	6,6	583
502003	Mthe-et-Mlle	75,0	1,0	6	2,0	15,7	364
T13	Mthe-et-Mlle	44,9	1,3	5	1,3	8,9	250
17741	Moselle	19,7	0,6	3	0,5	2,5	167
Mazeley T19	Vosges	42,9	1,0	2	0,5	3,7	217
26343	Moselle	73,6	1,0				
463 Varize	Moselle	62,4	0,5	3	0,7	7,3	233
MazeleyE13	Vosges	58,0	1,9	5	1,3	11,6	245
MazeleyT26	Vosges	63,7	1,3	4	1,1	5,1	256
Courcelles	Moselle	56,0	0,7				
283-J1	Moselle	47,6	2,6	7	1,4	9,0	200
26444	Moselle	48,9	0,7				
414-R3	Moselle	43,5	0,8				
598 GP	Moselle	64,5	1,2				
598-G6	Moselle	64,0	0,6	2	1,1	9,4	550
J2	Mthe-et-Mlle	69,2	1,8	7	2,9	18,7	439
Mazeley T4	Vosges	67,6	0,9	4	2,0	12,8	476
Gigney T7 haut	Vosges	45,3	0,4	2	0,7	6,6	292