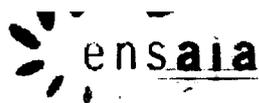




24611-1 RM



INRA



Laboratoire Sols et Environnement ENSAIA-INRA/INPL
UMR 1120

AGENCE DE L'EAU
RHIN MEUSE

CARACTERISATION DE LA BIODISPONIBILITE DU NICKEL DANS LES SOLS DU JURASSIQUE INFERIEUR ET DU TRIAS DE LA REGION LORRAINE

G. ECHEVARRIA, S. MASSOURA et J.L. MOREL

Laboratoire Sols et Environnement
ENSAIA-INRA/INPL
2, Avenue de la Forêt de Haye, BP 172,
54505 Vandœuvre-lès-Nancy CEDEX

SYNTHESE
Décembre 2000

24611-1

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 éléments en traces métalliques ne dépassant pas un seuil fixé. Parmi les éléments 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^a.

Dans le monde 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 directement 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⁻¹, 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).

La biodisponibilité d'un élément en traces métallique (ETM) dans un sol est la propriété de cet élément à se retrouver sous forme soluble dans la solution du sol et donc à pouvoir potentiellement être absorbé par les organismes qui y vivent (en particulier par les racines des plantes). Une petite partie de la quantité biodisponible est déjà en solution tandis que la

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

majeure partie est temporairement insoluble mais peut devenir soluble dans un intervalle de temps court. C'est pour cela que la mesure de cette quantité biodisponible n'est pas facile à mettre en œuvre. 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.

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.

L'ensemble des 75 sols prélevés 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
- Mushelkalk supérieur : 10
- Mushelkalk moyen : 2
- Non déterminés : 2

Ils présentent une large gamme de variation des paramètres suivants :

- 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)