Le problème des métaux lourds pour le sol et les plantes

Autor(en): **Bovay, E.**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Schweizer Archiv für Tierheilkunde SAT : die Fachzeitschrift für Tierärztinnen und Tierärzte = Archives Suisses de Médecine Vétérinaire ASMV : la revue professionnelle des vétérinaires**

Band (Jahr): **125 (1983)**

PDF erstellt am: **28.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-593275

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Schweiz. Arch. Tierheilk., *125,* 607–619, 1983

II. Hygienische Aspekte des Klärschlammes

Le problème des métaux lourds pour le sol et les plantes

E. Bovay

1. Introduction

On a l'habitude d'appeler «métaux lourds» les éléments métalliques dont la densité atteint au moins 4 g/cm^3.

Du point de vue de la nutrition des plantes, on subdivise les métaux lourds en deux catégories:

a) les *éléments essentiels* au développement des plantes, mais en quantités très réduites, d'où la dénomination d'éléments mineurs, de micro-éléments ou d'éléments-traces qui leur est appliquée. Il s'agit d'éléments comme le cuivre, le cobalt, le fer, le manganèse, le molybdène, le zinc. Lorsqu'ils sont présents dans la solution du sol en quantités trop faibles ou que leur assimilation par les plantes est freinée pour une raison ou pour une autre, on parle de carence en élément mineur. Ces carences se traduisent par des troubles du métabolisme des végétaux, une croissance ralentie, l'apparition de symptômes de déficience, souvent caractéristiques pour les éléments déficients. L'excès de ces éléments dans le milieu nutritif ou dans les plantes conduit en revanche à l'apparition de symptômes de toxicité et au dépérissement des plantes. Entre les deux zones se situe la zone de concentration optimum en éléments mineurs essentiels. Il faut noter que la limite de toxicité pour les plantes peut être supérieure à la limite de toxicité valable pour les consommateurs de denrées alimentaires ou de fourrages.

b) les *éléments mineurs non essentiels* au développement des plantes, tels que le cadmium, le mercure, le plomb. A de très faibles concentrations, ces éléments sont plus ou moins bien supportés par les plantes: aucun symptôme d'intoxication ne se manifeste chez les plantes. En revanche, à partir d'une certaine concentration-limite, les symptômes de toxicité apparaissent et des effets négatifs se font sentir sur le développement des plantes.

La toxicité des éléments mineurs ou des métaux lourds est donc une question de quantité. Les limites pour les concentrations toxiques sont d'ailleurs variables d'un métal à l'autre, comme aussi d'une espèce végétale à l'autre. Par ailleurs, les autres composants du sol, comme le phosphore, le calcium, l'argile, la matière humique, ou encore le pH, interfèrent avec les micro-éléments, accroissant ou diminuant leur effet toxique, comme aussi leur valeur nutritive, lorsqu'il s'agit d'éléments essentiels.

2. Accumulation de métaux lourds dans les sols

Les métaux lourds, essentiels ou non-essentiels au développement des plantes, se rencontrent en proportion plus ou moins élevées dans tous les types de sols. Il est dif-

ficile, à l'heure actuelle, de trouver des sols absolument exempts d'apports anthropogènes de métaux lourds.

Dans le cadre de leurs recherches sur la fertilité des sols suisses, *Häni et coll.* (1981) ont analysé la couche superficielle de 35 sols agricole typiques, en provenance des cantons de Berne, Lucerne, Soleure et Argovie. Les valeurs moyennes trouvées pour Cu, Pb, Ni, Zn et Cd figurent au tableau 1, où elles sont comparées aux valeurs proposées par *Kloke* (1980). L'extraction des métaux lourds a été effectuée au moyen de HNO_3 2N, qui solubilise plus de 80% des quantités totales de métaux présents. Les valeurs trouvées pour les sols suisses correspondent aux teneurs mentionnées par *Kloke* comme fréquentes dans les sols allemands.

Les apports de métaux lourds sur les sols et sur les cultures se produisent de diverses manières. Par les précipitations atmosphériques et les dépositions sèches, des quantités assez importantes de métaux lourds atteignent la surface des sols. D'après les relevés effectués régulièrement dans sept stations météorologiques et publiés dans l'Annuaire hydrographique suisse, ces dépositions atteignent, pour l'ensemble du territoire suisse et pour l'année 1976, des valeurs variant entre 24 tonnes pour le cadmium et 12 000 tonnes pour le zinc (tableau 2). La distribution de ces métaux lourds

Tableau 1: Teneurs moyennes en métaux lourds de 35 sols suisses typiques peu contaminés (d'après *Häni et al.,* 1981). Comparaison avec les valeurs proposées par *Kloke,* 1980

Métal	Teneurs moyennes ppm	Valeurs de *Kloke* fréquentes	tolérables
Cd	0,5	0,01– 1	3
Cu	18,7	1 –20	100
Ni	27,4	2 –50	50
Pb	22,9	0,1 –20	100
Zn	56,1	3 –50	300

Tableau 2: Apports moyens de métaux lourds par l'atmosphère, les boues d'épuration et les composts de gadoues sur l'ensemble du territoire suisse (41 000 km²)

Métaux	Apports par l'atmosphère t/an	apports par les boues d'épuration t/an	apports par les composts de gadoues t/an
Mo	–	1,3	–
Cd	24	1,7	1
Co	–	1,9	–
Ni	–	10	7,2
Cr	–	30	–
Cu	709	54	60
Pb	3 460	56	125
Zn	12 600	230	186
Fe	8 500	–	–

n'est évidemment pas homogène pour l'ensemble du territoire. Les environs d'usines métallurgiques ou d'usines d'incinération d'ordures ménagères comptent ainsi au nombre des régions les plus chargées.

Des apports non négligeables de métaux lourds proviennent également de l'utilisation en agriculture d'engrais commerciaux et d'engrais de déchets, comme les boues des stations d'épuration des eaux usées ou les composts de gadoues. On peut estimer les apports en cadmium par ce canal à environ 1–2 tonnes par an pour l'ensemble de la Suisse, les apports en zinc atteignant quelque 200 tonnes pour chacune de ces catégories de produits (tableau 2).

Etant donné que les boues d'épuration et les composts de gadoues ne sont pas distribués de façon uniforme sur les terres agricoles, il se produit localement des accumulations souvent importantes de métaux lourds (tableau 3). Il est intéressant de noter que, d'après les recherches effectuées par *Maas* (1980) en Belgique, les apports de métaux lourds par les précipitations atmosphériques dépassent largement les apports par les engrais du commerce utilisés dans l'agriculture belge (tableau 4).

Les gaz d'échappement des véhicules automobiles constituent une troisième source importante pour l'émission de métaux lourds dans l'environnement, en particulier pour ce qui concerne le plomb et le cadmium. Le tableau 5 donne les résultats

Tableau 3: Accroissements des teneurs en métaux lourds dans les sols par suite d'apports de boues d'épuration ou de composts de gadoues (mg de métal par kg de sol sec)

Traitements	Métaux «totaux»			Métaux «solubles»		
	Zn	Cd	Cu	Zn	Cd	Cu
a) *Compost de gadoues*						
Lac de Bienne (0–25 cm)	1570	7	1000	576	3,9	143
Témoin sans compost	87	<0,5	521	10,7	<0,5	80,1
b) *Boues d'épuration*						
Zufikon (0–20 cm) (3000 m³)	584	–	200	186	–	14,2
Témoin sans boues	72,9	–	136	1,4	–	1,33
Belp (0–20 cm) (2400 m³)	729	–	–	88	–	–
Témoin sans boues	128	–	–	3	–	–

Tableau 4: Apports moyens de métaux lourds par les précipitations et les engrais sur les sols belges (d'après *Maas,* 1980) (Valeurs en g/ha/an)

Métaux	Précipitations	Engrais
Cr	22,2	80
Fe	5900	25 400
Co	5,4	0,73
Zn	3750	105
Cd	19	0,73
Hg	0,54	0,27
Pb	250	3,0

d'une recherche effectuée par *Muskett et Jones* (1980) dans la banlieue ouest de Londres.

L'apport de métaux lourds dans les sols présente des inconvénients particuliers du fait que ces métaux y sont fortement retenus, spécialement dans les sols argileux ou organiques, ou dans les sols riches en oxydes de fer et d'aluminium.

D'une part, les métaux lourds peuvent être fixés aux charges négatives excédentaires des minéraux argileux. Cette fixation n'est toutefois pas sélective et les métaux lourds peuvent être partiellement échangés au moyen de solutions salines, telle une solution de nitrate de sodium 0,1 M. En revanche, les métaux lourds sont fortement fixés, et de manière sélective, par les charges superficielles des oxydes et de la matière humique. Par ailleurs, les métaux lourds peuvent également être précipités sous forme de combinaisons peu solubles (hydroxydes, carbonates ou phosphates), lorsque le pH du sol s'élève au-dessus de 6.

Les combinaisons sous lesquelles se rencontrent les métaux lourds ne sont que très peu lessivables. Elles ne sont pas non plus décomposées par l'activité des microorganismes du sol et ne sont absorbées par les plantes qu'en quantités limitées.

Des apports répétés de métaux lourds dans les sols conduisent à une augmentation constante de leur concentration dans le sol (tableau 3). En revanche, une diminution lente du taux de matière organique, la disparition du calcaire et l'acidification des sols tendent à augmenter la solubilité des combinaisons de métaux lourds, donc à accroître leur taux d'absorption par les plantes. Il en résulte un danger plus élevé d'intoxication, soit pour les plantes, soit pour les consommateurs de ces dernières, sous forme de denrées alimentaires ou de fourrages.

Tableau 5: Concentrations en Pb, Cd, et Ni (ppm dans la matière sèche) dans des sols prélevés à distances croissantes d'une voie à grand traffic de la banlieue londonnienne (d'après *Muskett et Jones,* 1980)

Distance de l'autoroute	Pb	Cd	Ni
m	ppm	ppm	ppm
0,5	1233	5,1	36
2	409	1,9	32
10	110	0,8	33
20	165	1,2	24
40	121	1,4	27
75	125	1,6	32
110	99	1,7	27

Tableau 6: Caractéristiques de 4 sols utilisés en vases de végétation pour des essais sur Cd

No	pH	Humus (%)	Argile (%)	CEC (méq/100 g)
1	5,9	18,1	41,4	57,4
3	5,7	6,0	14,5	13,6
4	7,2	5,3	9,4	17,4
5	5,6	2,1	13,1	8,0

Ces modifications dans la fixation des métaux lourds ne s'effectuent toutefois qu'assez lentement au cours du temps. Lors d'apports de composts de gadoues ou de boues d'épuration, la forme sous laquelle se trouve les métaux lourds est primairement déterminée par la composition des composts et des boues. Par suite de la décomposition lente de la matière organique, un nouvel équilibre de solubilité s'établit toutefois peu à peu entre les métaux lourds et les composantes du sol. La capacité d'échange cationique et le pH jouent un rôle prépondérant dans la modification de l'équilibre: pour des pH et des capacités d'échange cationique élevés, la part de métal lourd soluble est faible. Celle-ci s'accroît avec l'abaissement du pH et la diminution de la capacité d'échange cationique (tableau 6 et figures 1 et 2).

3. Action des métaux lourds sur la microbiologie des sols

Les recherches effectuées par *Stadelmann* (1982) en laboratoire et en vases de végétation sur l'influence du cadmium sur l'activité des micro-organismes du sol ont mis en évidence qu'une relation de cause à effet existe entre la teneur du sol en Cd disponible (extrait au moyen d'une solution de $NaNO_3$ 0,1 M) et l'activité microbienne du sol, mais que cette relation n'existait pas si l'on se basait sur la teneur totale en Cd du sol.

Des teneurs élevées en Cd disponible dans le sol exercent une action négative sur les activités de transformation des micro-organismes. C'est ainsi que la respiration est inhibée à partir d'une concentration en Cd disponible de 0,3 ppm, valeur qui corres-

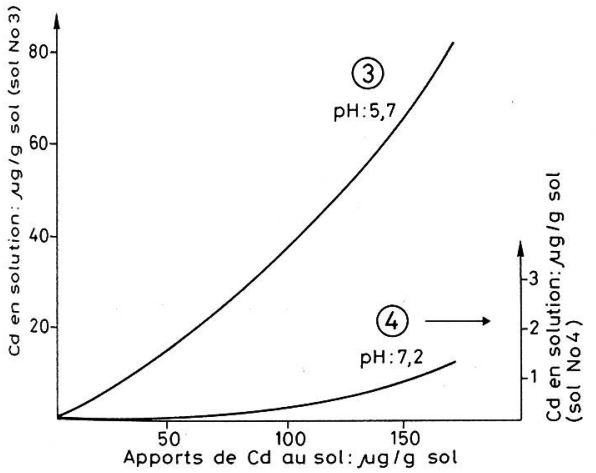


Fig. 1 Solubilité du Cd dans des sols présentant des pH différents.
(Extraction au moyen de 10 ml $NaNO_3$ 0,1 M/g sol)

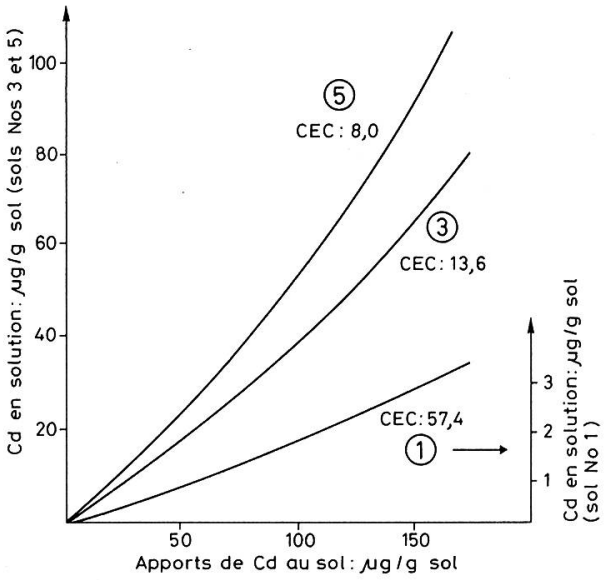


Fig. 2 Solubilité du Cd dans des sols présentant des capacités d'échanges cationiques (CEC) différentes.
(Extraction au moyen de 10 ml $NaNO_3$ 0,1 M/g sol)

Tableau 7: Effet de doses croissantes de Cd sur les teneurs du sol en Cd facilement disponible (extractible au moyen de $NaNO_3$ 0,1 M) et sur les caractéristiques microbiologiques et les rendements en tabac d'un sol-acide, sablo argileux, faiblement humifère. (Essai en vases de végétation, avec 3 répétitions) (d'après *Stadelmann F. X. et al.,* 1982)

Apports de Cd[1]	Cadmium extractible[1]	Bactéries aérobes[2]	Indice catalase	Minéralisation de C[3]	Minéralisation de N[4]	Production de tabac[5]
0	0,125	55,7	4,00	30,8	38,7	107,4
6	0,217	72,0	3,79	28,0	36,2	98,8
9	0,333	62,0	4,09	20,9	31,7	94,1
13,5	0,400	65,0	4,64	21,7	41,9	64,4
20,25	0,933	67,0	3,66	18,6	39,0	64,7
30,375	1,497	26,0	3,35	14,1	39,0	25,8

[1] µg/g sol sec
[2] Facteur de germination: $\times 10^6$/g sol sec
[3] µg C du CO_2/g sol sec/24 h
[4] µg N du NH_4/g sol sec/7 semaines
[5] g MS/vase

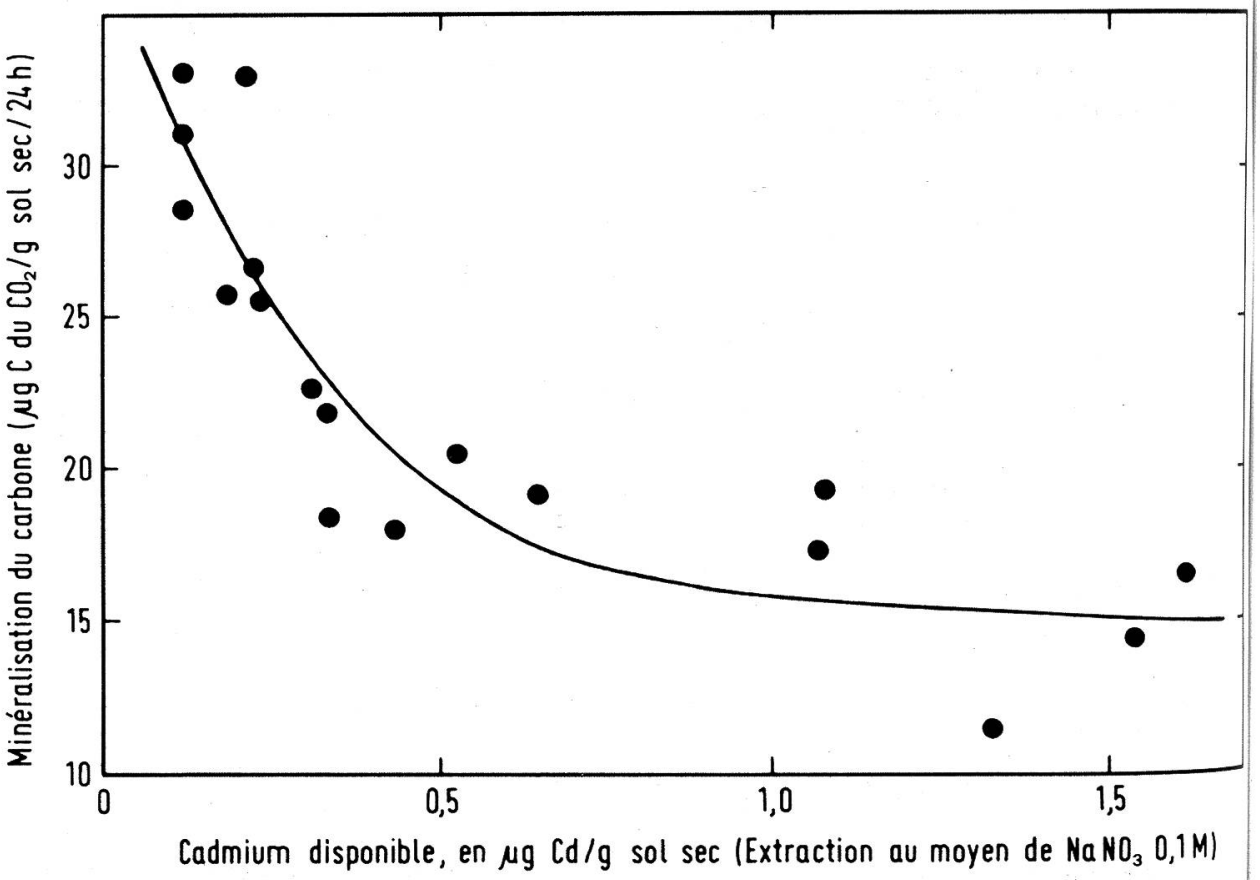


Fig. 3 Diminution de l'activité microbienne du sol, à l'exemple de la production de CO_2, par l'apport croissant de Cadmium, soluble dans $NaNO_3$ 0,1 M.

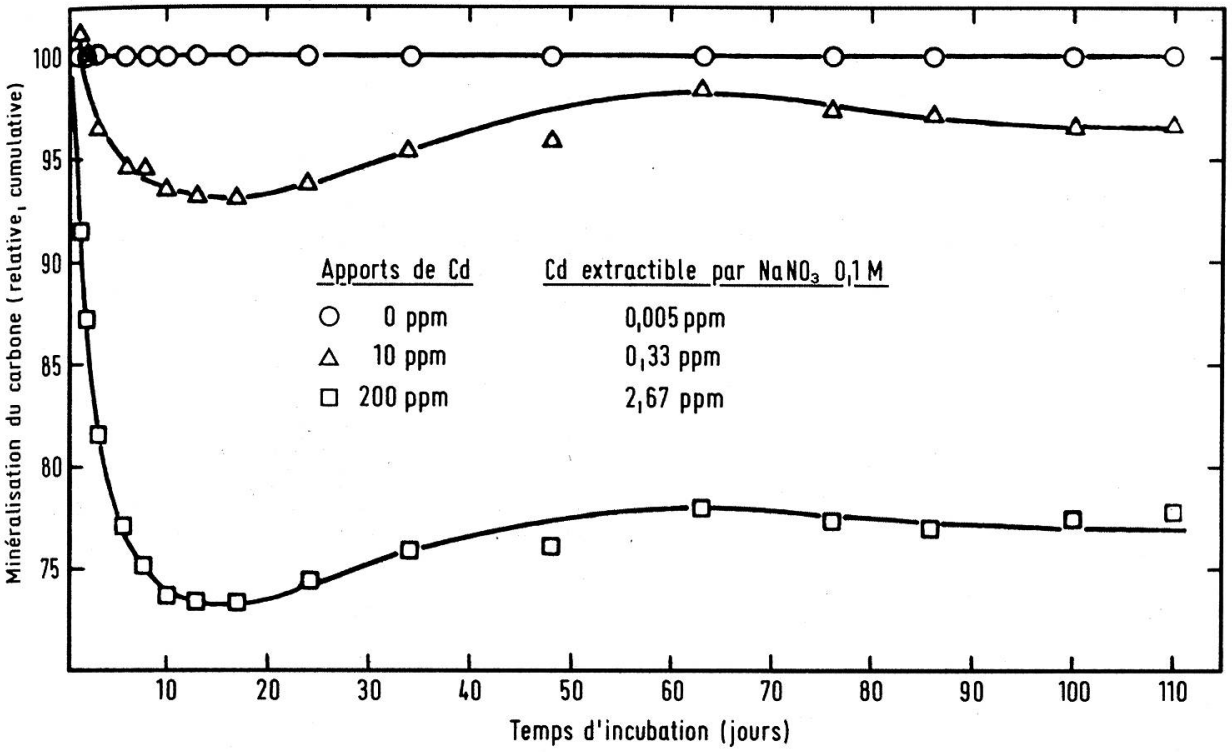


Fig. 4 Relation entre le taux relatif de minéralisation du carbone par les microorganismes du sol et le temps d'incubation, sous l'influence d'apports croissants de cadmium.

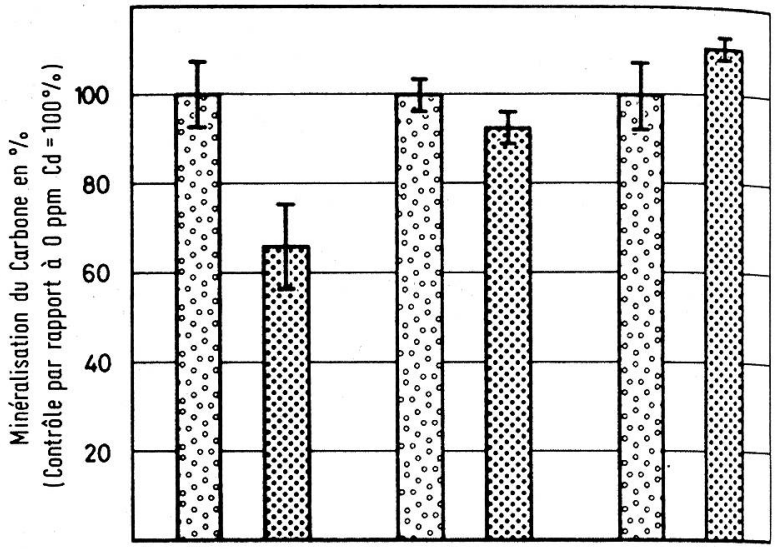
pond à une concentration en Cd total de 6–10 ppm pour un sol acide, sablo-argileux, légèrement humifère (tableau 7 et figures 3 et 4).

Le facteur de germination des bactéries aérobies est également diminué pour une teneur du milieu nutritif en Cd soluble située entre 0,9 et 1,5 ppm (tableau 7).

Les micro-organismes du sol peuvent également mobiliser temporairement les métaux lourds du sol, en particulier lors de la minéralisation des combinaisons organiques facilement décomposables à forte capacité d'échange cationique. C'est ainsi que, par exemple, la sécheresse estivale peut conduire à la mort d'une partie de la masse microbienne. Celle-ci est facilement minéralisée lors d'une pluie subséquente, ce qui accroît la concentration en Cadmium dans la solution du sol et, par conséquent, l'absorption par la plante.

Par ailleurs, les micro-organismes du sol peuvent aussi immobiliser les métaux lourds, probablement par le truchement de la matière organique qui fixe les métaux lourds. Les apports au sol de matière organique exercent donc un effet positif sur la fixation des métaux lourds (figure 5).

Etudiant la microfaune le long d'une voie à forte circulation automobile, *Muskett et Jones* (1980) n'ont pas pu mettre en évidence d'influence de Pb, Cd et Ni sur les invertébrés peuplant la couche superficielle. Les hémiptères et les collamboles présentent même une certaine tendance à l'accroissement de leur population dans les abords immédiats de la voie de circulation.



Apports de Cd (µg Cd/g sol sec)	0	16	0	16	0	16
Cd disponible (µg Cd/g sol sec) (Extraction avec $NaNO_3$ 0,1 M)	0,005	0,610	0,005	0,050	0,005	0,005
Apports de boues d'épuration (mg MS/g sol sec)	0	0	18	18	18	18
Provenance des sols	Steinhof		Steinhof		Liebefeld	
pH des sols	5,7		5,7		7,0	

Fig. 5 Influence des apports de cadmium et de boues d'épuration sur le taux de minéralisation du carbone, en fonction de la nature et du pH des sols.

4. Action des métaux lourds sur les plantes

Les plantes absorbent les métaux lourds présents dans le sol en quantités plus ou moins élevées, selon la nature de l'espèce végétale, la nature et la composition du sol et la forme sous laquelle se trouve l'élément métallique. Les métaux lourds présents dans le sol peuvent provoquer des dommages au système radiculaire. Ils peuvent aussi pénétrer dans les racines, s'y accumuler ou être transportés dans les organes aériens. Par les précipitations et les dépositions en provenance de l'atmosphère, les métaux lourds peuvent s'accumuler à la surface des organes aériens, où ils peuvent être plus ou moins bien retenus, selon la nature de ces organes: plus les organes aériens sont larges, plats et poilus, plus la quantité de dépôts retenus est importante. Une forte proportion de ces dépôts peut toutefois être éliminée par simple lavage à l'eau courante. C'est ainsi que l'on peut éliminer jusqu'à 50–70% du plomb déposé sur les plantes croissant le long des autoroutes (*Bovay,* 1973).

L'accumulation de métaux lourds dans les plantes peut souvent atteindre des valeurs dépassant les niveaux toxiques pour l'homme et les animaux, avant même de produire des symptômes phytotoxiques visibles. C'est surtout le cas pour le cadmium et le plomb.

Dans un essai effectué en vases de végétation pendant six ans, *Sommer* (1978) a étudié le transfert du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc du sol dans les plan-

Tableau 8: Exportations de métaux (µg/vase) par les cultures d'un essai en vases de végétation, pour les vases témoins et les vases ayant récu respectivement 175,5 mg Cd, 585 mg Cu, 3575 mg Pb et 3705 mg Zn par vase. (Sol sableux, pH 6,2, 4% matière organique, 8,3% argile) (d'après *Sommer*, 1978)

Année	Cd		Cu		Pb		Zn	
	sans	avec	sans	avec	sans	avec	sans	avec
1972	46	684	389	890	306	545	7268	44 552
1977	22	141	600	975	343	444	6326	14 025
1972 à 1977	143	2528	2519	5331	2085	3105	42 896	135 549

tes, après un apport initial de métaux lourds sur deux sols de composition différente. Il a constaté que le plomb et le zinc n'exerçaient une activité négative qu'au cours de la première année d'essai, soit l'année de la distribution de métaux lourds. Le cuivre n'a pas provoqué d'action négative pour des apports de cuivre inférieurs à 90 mg/kg de sol. En revanche, une dose de 27 mg Cd/kg de terre a provoqué une chute de rendement manifeste cinq ans encore après l'apport initial de cadmium au sol. Pour les quatre éléments lourds testés, *Sommer* a observé une forte augmentation de leurs concentrations dans les organes des cultures (pour le plomb spécialement dans les racines), cela cinq ans encore après l'apport initial. Toutefois l'absorption de métaux lourds par les plantes diminue rapidement au cours des ans, bien que la solubilité des métaux lourds dans le sol, extraits au moyen d'EDTA, se soit maintenue pendant les cinq années de l'essai. *Sommer* en conclut d'ailleurs que cette solution d'extraction ne se prête pas à l'estimation de la proportion de métal lourd assimilable par les plantes.

Les absorptions de métaux lourds par les plantes n'atteignent qu'une proportion fort minime des quantités d'éléments apportés (tableau 8).

Khan et Frankland (1983) ont mis en évidence que la forme sous laquelle les métaux lourds étaient appliqués au substrat se manifeste par des absorptions différenciées chez le radis. C'est ainsi que le niveau de cadmium et de plomb provoquant une inhibition de 50% de la croissance des plantes se situait à 70 ppm pour le Cadmium sous forme de chlorure et à 190 ppm pour le cadmium pour la forme oxyde, cela pour les parties aériennes des radis. Pour le plomb, ces valeurs sont respectivement de 1800 ppm pour la forme chlorure et de 10 000 ppm pour la forme oxyde, respectivement au développement des racines.

On a vu qu'il est difficile de fixer des limites de concentrations pour les métaux lourds valables pour tous les sols et pour toutes les cultures. La relation entre l'absorption des métaux lourds par les cultures et la quantité de métaux dans le sol, extractibles au moyen de différentes solutions, a été étudiée par *Häni et Gupta* (1980). Selon le mode d'extraction choisi, on obtient toute une palette de valeurs qui ne présentent guère de relation avec les proportions de métaux lourds absorbées par les cultures. C'est ainsi que, pour une même valeur de 6 mg Cd par vase de végétation absorbé par une culture en vases de végétation sur un sol minéral, l'eau n'extrait

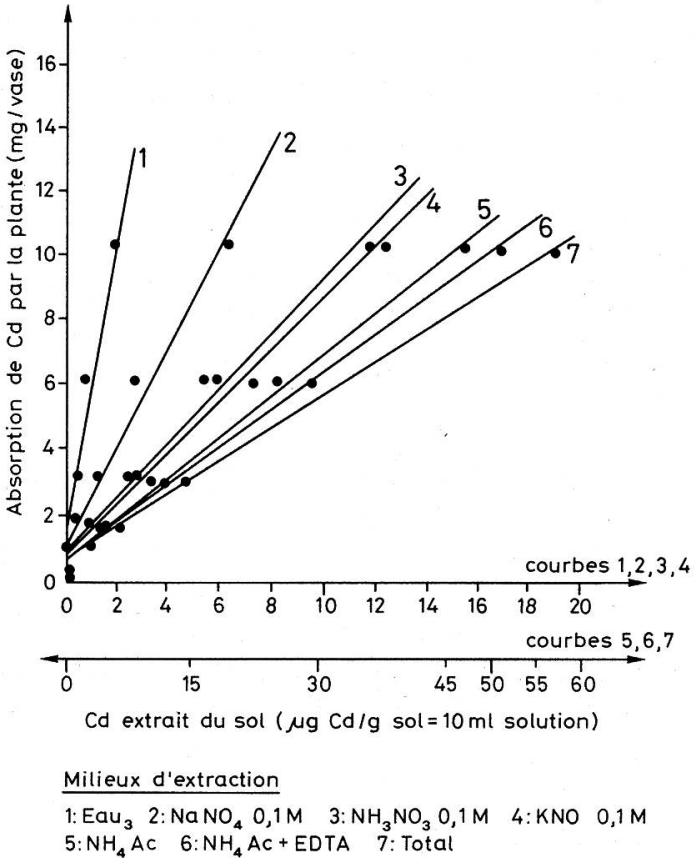


Fig. 6 Relation entre l'absorption et l'exportation du Cadmium par les plantes et la teneur en Cd du sol, selon la nature et la composition des milieux d'extraction.

Tableau 9: Extraction du Zinc de différents sols avec divers solvants. Comparaison avec le taux de zinc dans la culture de trèfle rouge (d'après *Häni,* 1980)

pH	CEC (méq/100 g)	Apports de Zn ppm	*Teneurs en Zn soluble* (ppm)					Taux de Zn dans trèfle rouge
			NH_4Ac M pH 4,8	DTPA pH 7,3	HNO_3 pH 4,8	H_2O	$NaNO_3$ 0,1 M	
5,9	57,4	0	6,41	3,52	1,22	0,57	0,25	108
		160	94,4	113,4	5,64	1,24	3,2	354
7,2	54,4	0	4,53	2,72	1,35	0,10	0,25	80
		160	61,4	113,0	6,08	0,34	0,25	107
5,7	13,6	0	4,74	3,88	1,72	0,22	0,40	135
		128	85,2	85,8	28,5	4,62	12,0	1630
7,2	17,4	0	3,32	4,16	0,51	0,15	0,25	68
		128	54,6	56,2	9,75	0,28	0,25	130
5,6	8,0	0	3,46	2,7	1,34	0,02	0,33	121
		128	102	87,2	47,2	16,1	27,5	pas de croissance
7,3	13,0	0	5,41	4,22	0,39	0,01	0,25	61
		112	61,0	48,2	16,5	0,21	0,25	95

qu'environ 1 µg Cd/g sol, alors que $NaNO_3$ 0,1 M en extrait 2,5 µg, KNO_3 0,1 M en extrait 7 µg et le mélange NH_4 Ac + EDTA en extrait 30 µg (figure 6). D'après les expériences réalisées par ces auteurs, l'extraction au moyen de $NaNO_3$ 0,1 M présenterait la meilleure corrélation entre la quantité de métaux lourds assimilables présents dans la solution du sol et l'absorption de ces métaux par les plantes. On trouvera au tableau 9 les résultats d'extraction de zinc à partir de divers sols et par différentes solutions d'extraction, ainsi que les teneurs en zinc dans le trèfle rouge utilisé pour ces essais.

5. Conclusions

Il est indispensable que l'on s'efforce de conserver l'intégrité des sols cultivables en maintenant à long terme leur capacité de production pour des produits de consommation irréprochables. Il convient, pour ce faire, que les concentrations en métaux lourds dans le sol soient maintenues au-dessous de valeurs-limites garantissant les qualités chimiques et physiques des substrats, comme aussi les qualités hygiéniques des cultures produites. Il est donc nécessaire qu'un contrôle permanent efficace de la teneur en métaux lourds des sols cultivables soit effectué et qu'une méthode d'extraction soit définie, permettant une estimation suffisamment précise de la fraction extractible des métaux lourds, indépendamment de la nature physico-chimique des sols. La détermination de la fraction extractible des métaux lourds dans les sols est seule en mesure d'indiquer avec une précision suffisante la fraction de métaux lourds solubles pouvant être assimilée par les plantes. Des valeurs-limites doivent être déterminées et fixées tant pour les valeurs maximales totales tolérables que pour la fraction soluble dans une solution d'extraction telle que $NaNO_3$ 0,1 M. Les valeurs proposées actuellement figurent au tableau 10.

Par ailleurs, il convient de veiller à ce que ces valeurs ne soient ni dépassées, ni même atteintes, mais que des mesures soient prises lorsque l'on constate un accroissement par trop important de ces valeurs. A côté de l'interdiction ou de la limitation

Tableau 10: Valeurs indicatives pour les teneurs en métaux lourds dans les sols

Métaux lourds	Valeurs totales maximales admissibles ppm	Valeurs critiques pour les teneurs en métaux solubles dans $NaNO_3$ 0,1 M ppm
Cadmium	2	0,06
Chrome	100	
Cobalt	50	
Cuivre	100	2
Mercure	2	
Molybdène	5	
Nickel	50	
Plomb	100	
Thallium	1	
Zinc	300	1

d'emploi des boues d'épuration et des composts de gadoues en agriculture, il convient toutefois de chercher à éliminer d'abord à la source les apports massifs de métaux lourds dans les résidus industriels et ménagers. Un tel assainissement devrait permettre une recirculation à longue échéance des matières fertilisantes de valeur contenues dans les boues d'épuration et les composts de gadoues.

Résumé

Certains métaux lourds, comme le cuivre, le cobalt, le fer, le manganèse, le molybdène, le zinc, sont essentiels à la nutrition des plantes en concentrations extrêmement faibles. D'autres métaux, comme le cadmium, le mercure, le plomb, n'ont pas de fonctions physiologiques connues. A partir de certaines concentrations, variables pour chaque élément et dépendant également de la nature physico-chimique des sols, les métaux lourds exercent un effet toxique sur les végétaux. Ils peuvent toutefois aussi s'y accumuler sans déterminer de symptômes de phytotoxicité, mais à des concentrations nuisibles pour les consommateurs de denrées alimentaires et de fourrages. Les métaux lourds exercent une action négative sur les activités de transformation des micro-organismes des sols. Par ailleurs, ces micro-organismes sont aussi capables de mobiliser temporairement les métaux lourds. Les métaux lourds se fixent principalement sur la matière organique et sur les fractions argileuses des sols. Ils peuvent être précipités sous forme d'hydroxydes, de phosphates ou de carbonates. Ils sont très difficilement solubles et très peu lessivables. Ils présentent donc une faculté manifeste de s'accumuler dans les sols.

La détermination de la quantité totale de métaux lourds présents dans le sol ne donne pas de renseignements suffisants quant à la possibilité de mobilisation de ces métaux par les plantes. Il convient donc de s'adresser à des agents d'extraction plus doux, capables de solubiliser les fractions d'éléments lourds assimilables par les plantes. Il est proposé d'utiliser une solution de $NaNO_3$ 0,1 M. Des valeurs-limites pour les teneurs totales des sols en métaux lourds, comme aussi des valeurs maximales pour certaines teneurs en métaux lourds solubles dans $NaNO_3$ 0,1 M sont proposées. Au cas où ces valeurs seraient atteintes, il conviendrait de réduire, voire de supprimer les apports dans l'agriculture de produits de déchets riches en métaux lourds. Il serait toutefois préférable d'éliminer à la source les apports de métaux lourds évacués dans les ordures ménagères et les eaux usées.

Zusammenfassung

Das Problem der Schwermetalle für Boden und Pflanzen

Einige Schwermetalle wie Kupfer, Kobalt, Eisen, Mangan, Molybdän und Zink sind für die Pflanzenernährung in sehr schwachen Mengen unentbehrlich. Von andern Metallen wie Kadmium, Quecksilber und Blei ist keine physiologische Wirkung bekannt. Oberhalb gewisser Konzentrationen üben die Schwermetalle eine toxische Wirkung auf die Pflanzen aus. Diese toxischen, verfügbaren Konzentrationen hängen vom jeweiligen Schwermetall und von den chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens ab. Die Schwermetalle können sich aber auch in den Pflanzen anreichern, ohne dass phytotoxische Symptome auftreten, obschon die erreichten Konzentrationen für tierische und menschliche Konsumenten schädlich sein können. Die Schwermetalle üben eine negative Wirkung auf die Umwandlungstätigkeiten der Bodenmikroorganismen aus. Ausserdem können Bodenmikroorganismen vorübergehend Schwermetalle mobilisieren. Die Schwermetalle werden hauptsächlich an die organische Substanz und an die Tonfraktionen des Bodens gebunden. Sie können auch als Hydroxyde, Phosphate und Karbonate ausgefällt werden. Sie sind im Wasser schwer löslich und sehr wenig auswaschbar. Sie besitzen deshalb die Eigenschaft, sich im Boden anzureichern.

Die Bestimmung des Totalgehaltes des Bodens an Schwermetallen allein erbringt nicht die nötigen Angaben über die Mobilität und somit über die Aufnahmefähigkeit dieser Elemente durch die Pflanzen. Es empfiehlt sich, mildere Extraktionsreagenzien zu verwenden, die im Stande sind, die

von den Pflanzen aufnehmbaren Teile an Schwermetallen zu lösen. Dazu eignet sich eine 0,1-M-Lösung von $NaNO_3$. Es werden sowohl Grenzwerte für die Totalgehalte an Schwermetallen im Boden als auch Grenzwerte für einige in 0,1 M $NaNO_3$ lösliche Schwermetalle empfohlen. Wenn diese Werte erreicht werden, ist es nötig, den Austrag von schwermetallreichen Abfällen in der Landwirtschaft zu reduzieren oder die Verwendung solcher Abfälle sogar zu verbieten. Es wäre allerdings vorteilhafter, die Schwermetalle an der Quelle auszuscheiden, damit sie gar nicht in Abwässer und/oder Industrie- und Hausmüll gelangen.

Bibliographie

Bovay E.: Influence des composés fluorés et des combinaisons de plomb sur les plantes et les animaux. La Chimica Tossicologica *5/6,* 377–391 (1973). – *Furrer O.:* Probleme der Schlammverwertung. Wiener Mitteilungen–Wasser-Abwasser-Gewässer *47,* 1–29 (1982). – *Häni H., Gupta S. und Siegenthaler A.:* Schwermetallgehalte einiger wenig belasteter typischer Böden der Schweiz. Landw. Forschung, Sonderheft *38,* 314–323 (1981). – *Häni H. und Gupta S.:* Ein Vergleich verschiedener methodischer Ansätze zur Bestimmung mobiler Schwermetallfraktionen im Boden. Landw. Forschung. Sonderheft *37,* 267–274 (1980). – *Khan D. H. and Frankland B.:* Effects of Cd and Pb on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. Plant and Soil *70,* 335–345 (1983). – *Kloke A.:* Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitteilungen VDLUFA. Nr. 1/3, 9–11 (1980). – *Maas G.:* Estimation de la masse de métaux lourds déposés sur les sols agricoles belges par l'application d'engrais chimiques. Rev. agriculture *33,* 330–336 (1980). – *Muskett C.J. and Jones M.P.:* The dispersal of lead, cadmium and nickel from motorvehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna. Environmental Pollution (Series A) *23,* 231–242 (1980). – *Sommer G.:* Gefässversuche zur Ermittlung der Schadgrenzen von Cd, Cu, Pb und Zn im Hinblick auf den Einsatz von Abfallstoffen in der Landwirtschaft. Landw. Forschung. Sonderheft *35,* 350–360 (1978). – *Stadelmann F.X., Gupta S.K., Rudaz A. und Stoeckli-Walter C.:* Wechselbeziehungen zwischen Bodenmikroorganismen und Cadmium in Labor- und Gefässversuchen. Landw. Forschung. Sonderheft *39,* 384–393 (1982).