

# contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces

## mesures pour réduire l'exposition

**Michel Mench<sup>a</sup>, Denis Baize<sup>b</sup>**

<sup>a</sup> UMR BIOGECO INRA 1202, Écologie des communautés, univ. Bordeaux 1,  
bât B8, RdC Est, av. des Facultés, 33405 Talence  
[michel.mench@bordeaux.inra.fr](mailto:michel.mench@bordeaux.inra.fr)

<sup>b</sup> INRA, Science du sol, centre d'Orléans, BP 20619, 45166 Olivet cedex  
[denis.baize@orleans.inra.fr](mailto:denis.baize@orleans.inra.fr)

« Tout agent biologique, chimique ou physique pouvant avoir un effet néfaste pour la santé » constitue un danger. Ceci s'applique aux nombreux composés naturellement présents ou non dans les produits végétaux ou animaux destinés à l'alimentation et, notamment, aux éléments en traces (ET). En sciences de la terre, les ET sont définis comme les éléments chimiques dont la teneur dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1%. En sciences de la vie, leur concentration, par rapport à la matière sèche (MS) de l'organisme, est en dessous de 0,01%. Beaucoup d'ET (par exemple Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Co, Se<sup>1</sup>, etc.) ont une fonction essentielle pour la santé de l'homme et de tous les organismes vivants [1, 39]<sup>2</sup>. Les besoins de ces organismes en oligo-éléments s'inscrivent dans des intervalles compris entre un seuil de carence et un seuil de toxicité [28]. Les végétaux captent aussi dans leur environnement des ET sans fonction métabolique connue à ce jour (par exemple Cd, Hg, Pb, As, Tl, Be<sup>3</sup>, etc.) et considérés de ce fait comme « non essentiels ». Les aliments d'origine végétale contribuent à l'*imprégnation* (diffusion dans un organisme de substances étrangères potentiellement dangereuses) des animaux et de l'homme par ces ET. L'*exposition* (contact d'un être vivant avec un agent physique ou chimique potentiellement dangereux) excessive à un ET peut conduire à des effets néfastes étudiés par les toxicologues [8]. En fonction de données toxicologiques, on définit un seuil d'exposition humaine en dessous duquel le *risque* (probabilité d'un effet néfaste pour un ou plusieurs organismes vivants résultant de l'existence d'un danger ; l'ampleur du risque résulte de l'importance de l'exposition croisée avec l'intensité du danger) est considéré comme négligeable ou nul. L'effet à long terme des faibles doses d'ET sur la santé des populations suscite l'intérêt, avec le souci d'abaisser le plus possible l'exposition chronique des populations sensibles. Quel éclairage peut-on donner sur la *contamination*, présence d'une substance dans un milieu naturel à une concentration supérieure au niveau du « fond naturel », sans préjuger du danger de nos aliments par les ET, à l'aide des

---

<sup>1</sup> Fer, manganèse, zinc, cuivre, chrome, cobalt, sélénium.

<sup>2</sup> Les numéros entre crochets renvoient aux références bibliographiques indiquées en fin d'article.

<sup>3</sup> Cadmium, mercure, plomb, arsenic, thallium, béryllium.

connaissances actuelles de la contamination des sols et des produits végétaux en France ? À quels éléments en traces devons-nous nous intéresser particulièrement à moyen terme ?

## 1. Contamination en ET des sols et des aliments d'origine végétale

L'exposition des végétaux aux ET a une double origine. Par voie aérienne, les ET sont présents ou déposés à la surface des organes (feuilles, tiges) et ils pénètrent dans les stomates sous forme de particules, de composés gazeux (Hg, As, Se, Sn<sup>4</sup>, etc.), ou dissous dans les eaux de pluie ou d'irrigation. Seule une partie de ces dépôts est enlevée par lavage. Les ET peuvent aussi être absorbés par les racines dans la solution du sol. Une fois prélevés par un organe, les ET sont stockés ou transportés du lieu d'absorption vers un autre organe. L'importance relative de ces deux voies d'exposition dépend des ET, des plantes et de la proximité d'une source de contamination (émissions industrielles ou urbaines, routes, etc.). Souvent voie majoritaire, l'exposition des racines est inféodée à la nature du sol et à son fonctionnement mais également au type de contamination. La contamination des sols augmente la probabilité d'exposition *via* la solution du sol et aussi celle par ingestion directe.

### 1.1. Concentrations et contamination des sols.

En France, chaque série de sols se caractérise par des fourchettes de concentration en ET assez serrées, que l'on peut moduler par grands types d'horizons (*cf* programme ASPITET, à [etm.oreans.inra.fr/](http://etm.oreans.inra.fr/)) [4]. Quatre méthodes (granulométrie, comparaison verticale, comparaison horizontale et typologique) permettent de détecter les contaminations agricoles ou industrielles, récentes ou anciennes [4, 5]. La concentration totale d'un élément dans un horizon de sol, résultant de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport lié à l'activité humaine, est nommée fond pédo-géochimique naturel. Ce dernier varie largement selon le matériau parental. Les horizons de surface labourés français se caractérisent par des « gammes de valeurs fréquentes » assez resserrées (tab. I). De façon grossière, les échantillons dont la teneur excède la vibrisse supérieure (distance entre les 1<sup>er</sup> et 3<sup>e</sup> quartiles multipliée par 1,5) sont considérés au plan statistique comme des « anomalies » qui peuvent être aussi bien d'origine géochimique qu'anthropique.

Il est impossible de fixer une valeur unique de teneur totale d'un élément ayant une signification pour évaluer l'exposition de toutes les plantes cultivées et pour tous les types de sols. Les seuils d'investigation au-dessus desquels une première étude un peu détaillée est conseillée, notamment pour bien distinguer entre une anomalie naturelle et une contamination d'origine humaine, sont (en mg/kg de sol) : Cd = 0,7 - Cr = 100 - Cu = 35 - Ni = 70, Pb = 60 - Zn = 150 [4].

Dans la plupart des zones rurales françaises, la contamination diffuse des sols en ET par les activités humaines demeure faible. Les apports des différentes sources et de la fertilisation dépendent des éléments (tab. II, ci-après). L'augmentation du stock de Cd, Zn et Ni dans l'horizon labouré est à surveiller, car ces métaux passent assez facilement dans la chaîne alimentaire. Les apports atmosphériques (2 à 3 g/ha/an), les phosphates (3 à 4 g/ha/an) et les déchets urbains sont les apports majeurs de Cd à la parcelle agricole, et ceux-ci sont très supérieurs aux sorties (exportations des cultures, lixiviation, etc.). En conséquence, sous agriculture, les teneurs en Cd sont souvent doublées, voire triplées ou quadruplées, par rapport aux mêmes sols restés sous forêt. Elles restent en général modestes (par exemple : 0,30 au lieu de 0,12 mg/kg). Le temps estimé pour doubler le stock de Cd

---

<sup>4</sup> Sn = étain.

Tableau I. « Gammes des valeurs fréquentes » obtenues pour 11 400 horizons de surface labourés en France  
(en mg/kg)  
Source : collecte ANADEME.

Élément	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Tl	Zn
Nombre de valeurs	(10 634)	(11 117)	(11 118)	(8 798)	(11 275)	(11 150)	(8 193)	(244)	(11 161)
1 <sup>er</sup> décile	0,12	16,7	7,1	0,02	9,1	15,6	0,11	0,13	31,1
médiane	0,30	37,6	13,8	0,05	20,4	25,6	0,20	0,29	59,0
9 <sup>ème</sup> décile	0,69	69,4	28,0	0,11	41,8	43,8	0,40	1,54	102,0
Vibrisse supérieure	0,80	91,75	33,25	0,13	50,30	52,35	0,45		122,5
nombre de cas déviants	733	413	771	595	659	631	584		634
% d'anomalies	6,9	3,7	6,9	6,7	5,8	5,6	7,1		5,6
VMEB*	2	150	100	1	50	100	10		300
Nb valeurs>VMEB	76	72	79	34	659	126	0		80
%	0,7	0,6	0,7	0,4	5,8	1,1	0		0,7

\*VMEB = valeurs maximums pour l'épandage de boues d'épuration urbaines (arrêté du 8 janvier 1998)

total dans l'horizon labouré d'un sol brun lessivé serait de 150 ans en agriculture conventionnelle et de 76 ans en agriculture avec recyclage de boues urbaines [4].

Cinq situations aboutissent à une contamination plus marquée du sol et à un danger plus grand de contamination des végétaux cultivés [4, 5] :

- 1) Des parcelles de cultures intensives spécialisées peuvent avoir été contaminées par des produits phytosanitaires contenant Zn, Hg, Pb, As, ou Cu, ou par une fertilisation intense (Cd).
- 2) Dans les années 1970, certaines parcelles agricoles ont reçu des épandages répétés de boues ou gadoues à fortes concentrations en ET (Cd, Pb, Cu, Zn, Hg), à une époque où il n'y avait aucune réglementation ni surveillance. Les champs situés le long de canaux et ayant subi le régalaige de sédiments contaminés sont un cas similaire. Pour éviter une contamination trop importante du sol, la réglementation sur les épandages de boues de station d'épuration d'eaux usées fixe, en France, des teneurs maximums en ET et des flux maximums annuels (arrêté du 8 janvier 1998). Au tableau I, on voit que 0,7% des analyses de sols collectées à l'échelon national dépassent le seuil réglementaire en Cd. C'est pour le nickel que les dépassements sont les plus fréquents (5,8 % des cas), avec une origine géochimique. Les flux moyens d'ET apportés pour 2 t de MS de boues de station d'épuration d'eaux usées sont égaux à (en g/ha/an) : Zn 1600, Cu 660, Pb 180, Cr 100, Ni 80, Se 20, et Cd 5 [2].
- 3) Des parcelles à proximité d'usines métallurgiques, d'exploitations minières ou d'installations polluantes (par exemple : incinérateurs, traitement du bois avec des sels de chrome, cuivre et arsenic) sont contaminées par voie atmosphérique ou par la dispersion accidentelle de déchets [5].
- 4) Les épandages à hautes doses de lisiers de porcs ont un impact important sur les teneurs en Cu et Zn des sols. En Bretagne, l'augmentation atteint 4 à 7 mg/kg pour Cu et 15 à 20 mg/kg pour Zn en 15 ans [11].
- 5) Les jardins familiaux à proximité d'agglomérations ou d'un site industriel émetteur. Plus ils sont anciens et inclus dans l'agglomération, plus leur sur-contamination est fréquente par rapport aux parcelles agricoles [5, 20]. L'imprégnation des familles consommant uniquement les légumes cultivés sur ces sols est probable.

Les vignobles et les vergers, actuels ou anciens, sont presque toujours contaminés en surface par Cu, à cause de traitements phytosanitaires répétés (par exemple, bouillie bordelaise), mais le danger vis-à-vis des aliments est quasi inexistant.

Tableau II. Apports d'éléments traces au sol par différentes sources en France et selon le type de fertilisation

En g/ha/an.  
Sources : [1, 2]

Eléments	Cu	Zn	Cd	Pb
Quantité totale (t/an)	5 300	3 200	68	8 300
Déchets urbains (%)	5	28	7	3
Déchets agricoles (%)	19	70		
Engrais et phytosanitaires (%)	76	0	89	
Retombées atmosphériques (%)		2	4	97

  

Type de fertilisation	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Engrais minéraux	4,5	24,8	3,8	0	0	0,3	0	35,8
Boues + engrais minéraux	2,7	54	330	2,3	40	90	10	802
Fumier + ammonitrate	2,7	43,3	105	0	79	37,5	0	565
Lisier + ammonitrate	0,4	22,0	338	0	15,7	13,5	0	787

En 1983, on estimait qu'au terme d'une période de 50 ans, les surfaces contaminées par les ET seraient égales à 1 million d'hectares, soit 3% de la surface agricole utilisable, avec pour origine : 40% par des rejets industriels, 25% par des épandages de lisiers, 20% par le trafic automobile et 15% par l'épandage des boues et composts [47]. Disposer d'un chiffre plus fiable est une priorité. La base de données Basol<sup>5</sup> répertorie 3 660 sites français avec pollution du sol. Une majorité de ces sites comporte des zones agricoles ou des jardins familiaux situés tout autour. Ce chiffre est faible en comparaison d'autres pays (Allemagne : 30 000, Etats-Unis : 35 000) et, probablement, largement sous-estimé. Le plomb est le polluant le plus fréquemment recensé (14,7% des sites), suivi du Zn (10,1%), tandis que As et Cd sont cités dans 9,6% et 5,4% des cas. Basol établit une liste de 19 sites (0,86%) où un impact a été observé sur la composition des végétaux destinés à la consommation humaine ou animale, dont 8 contaminations par Pb, 5 par Zn, 5 par As, 4 par Cd, 2 par Cu et 2 par Hg. Des études à proximité de sources locales d'ET non répertoriées dans Basol attestent que le nombre de sites contaminés est beaucoup plus important.

Rappelons que la teneur totale d'un ET ne permet pas de distinguer les formes chimiques dans les phases solides et la solution du sol (spéciation) et ne donne donc aucune information fonctionnelle. Elle n'est pas opérationnelle pour évaluer l'exposition des végétaux [5, 18, 33, 35, 37], mais elle oriente les investigations sur les sites les plus contaminés.

## 1.2. Concentrations et contamination des produits végétaux.

Pour diagnostiquer une contamination, la démarche la plus simple consiste à comparer l'analyse d'un échantillon végétal avec ce que l'on a obtenu précédemment pour la même espèce végétale et variété et pour le même organe, dans le cas de sols non contaminés appartenant au même type de sol et sans anomalie due à l'anthropisation.

<sup>5</sup> Base de données du ministère de l'Écologie et du Développement durable (MEDD) sur les sites et les sols pollués.

**Tableau III. Concentrations maximales réglementaires ou recommandées en France dans les denrées d'origine végétale pour l'alimentation humaine**  
(mg/kg par rapport au poids frais ; boissons : mg /l).

	Pb CMR	Cd CMR	Hg CMREC
Céréales sauf son, germe, grain de blé et de riz	0,2	0,1	0,03
Son, germe, grain de blé et de riz	0,2	0,2	0,03
Légumes sauf légumes feuilles, herbes fraîches, tous champignons cultivés, légumes racines et pommes de terre	0,1	0,05	0,03
Légumes tiges	0,1	0,1	0,03
Légumes racines	0,1	0,1	0,03
Pommes de terre pelées	0,1	0,1	0,03
Légumes feuilles	0,3	0,2	0,03
Herbes fraîches	0,3	0,2	0,03
Céleri branche	0,3	0,2	0,03
Brassicacées (chou)	0,3	0,2	0,03
Légumineuses et légumes secs	0,2	0,03	
Soja	0,2	0,2	0,03
Champignons cultivés	0,3	0,2	0,05
Fruits	0,1	0,05	0,03
Baies et petits fruits	0,2	0,05	0,03
Huiles	0,1		
Formulation pour enfant	0,02		
Jus de fruits, concentrés et nectars	0,05	0,02*	0,01
Vins	0,2		

\* CMREC du Conseil supérieur d'hygiène publique de France. Sources : [10, 12]

Le diagnostic de danger d'un produit végétal récolté se formalise par le rapport :

concentration mesurée / concentration maximale réglementaire (CMR)

ou

concentration mesurée / concentration maximale recommandée (CMREC).

On considère le danger comme avéré si le rapport est supérieur à 1. Compte tenu des effets toxicologiques différenciés des espèces chimiques, ce formalisme peut inclure la spéciation du contaminant (par exemple : arsenic inorganique, méthyl-mercure). On notera donc que nous acceptons de calquer la notion de danger sur les niveaux de teneurs seuils réglementaires et non sur des démonstrations scientifiques. Il peut donc exister des sols contaminés portant des récoltes respectant les CMR et, inversement, des sols peu anthropisés fournissant des produits non conformes.

Le règlement CE 466/2001, amendé par le règlement 257/2002, liste les CMR, exprimées en µg/g de matière fraîche (MF), pour Cd, Pb et Hg, dans des denrées destinées à l'homme (tab. III). Une CMREC est recommandée pour Hg dans les végétaux par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPPF) (tab. III).

Les matières végétales exportées doivent être conformes aux CMR ou CMREC des pays importateurs. Les CMR minimales de Pb et Cd dans les céréales, fixées à 0,1, sont plus faibles que celles de la Directive européenne. L'arrêté du 5 août 2003, modifiant celui du 12 janvier 2001, fixe les teneurs maximales pour les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux (tab. IV) [3]. Il porte sur 5 éléments en traces : As, Pb, F, Hg, et Cd. Les produits considérés comme contaminés ne doivent pas être dilués mais détruits. Sauf mention particulière, les données sont exprimées en µg/g de MS.

*Concentrations et fréquences du diagnostic de danger en sols agricoles « normaux »*

Ce que nous appelons « sols agricoles normaux » sont les sols qui n'ont pas été nettement contaminés

Tableau IV. Seuils réglementaires en France pour les éléments en traces dans les fourrages et aliments pour animaux

En µg/g, 12% humidité

Arrêté 12/01/2001, modifié 5/08/2003 [3].

	As	Cd	Pb	Hg	F
Matières premières pour aliments des animaux sauf*	2		10	0,1	150
* fourrages verts			40		
* levures			5		
* phosphates			30		2 000
* aliment d'origine animale					500
Farines d'herbes, de luzerne et de trèfle déshydraté, pulpes séchées de betteraves sucrières et la pulpe séchée, mélassée de betteraves sucrières	4				
Phosphates et aliments des animaux provenant de la transformation de poisson ou d'autres animaux marins	10	10		0,5	
Matières premières pour aliments des animaux					
* d'origine végétale		1			
* d'origine animale à l'exception**		2			
** pour animaux domestiques					
Aliments complets pour animaux sauf*	2		5	0,1	
*pour bovins, ovins et caprins		1			
*pour veaux, agneaux et chevreaux					
*pour chiens et chats				0,4	
*pour poisson	4				
Aliments complémentaires					
pour animaux	4	0,5	10		
pour bovins, ovins, caprins		1			30
pour porcs					100
pour volailles					350
pour chiens et chats				0,2	
aliments minéraux	12	5	30		
Composés minéraux pour bovins, ovins et caprins		0,5			2 000

par des sources locales industrielles ou minières, ni par des apports de déchets en quantités importantes. Ces sols ont seulement subi une « contamination diffuse » par des retombées atmosphériques générales et par divers apports agricoles gérés à la parcelle (amendements organiques, fertilisants, chaulages) [48].

### Cadmium

En moyenne ( $\mu\text{g/kg}$  matière brute), les « céréales » du commerce n'excèdent pas la CMR : 6,9 pour les céréales du petit déjeuner ; 20,5 pour des « produits céréaliers » ; 40 pour le blé [13]. Pour les blés tendres d'hiver récoltés à la parcelle, le diagnostic de danger est peu fréquent (tab. V et VI), comme en Grande-Bretagne. Au maximum, 3% des lots excèdent la CMR et 6% la CMREC, égale à la plus faible CMR internationale. Les anomalies n'appartiennent pas à une série de sol particulière. Le cadmium dans les grains de blé tendre d'hiver dépend plus de la variété et du type de sol [33, 34, 37] que de l'année et du rendement [34]. Le Cd total du sol n'explique pas la composition du grain. Les facteurs explicatifs fréquents sont : le pH, le Cd extractible par un sel neutre, la matière organique et les oxydes de Mn, en particulier dans les séries de sol à tendance naturellement acide [6, 41]. Dans ces séries de sol, un pH inférieur à 6,6 rend probable un dépassement de la CMR dans le grain.

Tableau V. Teneurs en métaux dans le grain de blé tendre d'hiver  
En mg/kg MS  
Toutes variétés, 17 séries de sols sans apport de boues.

	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Tl	Hg
mesures	347	340	316	338	242	340	204	59
mesures > sq*	341	340	213	325	97	340	2	
sq	0,01		0,04-0,1	0,03-0,1	0,07-0,2		0,07-0,1	0,0005
1 <sup>er</sup> décile	0,02	1,9	< sq	0,10	< sq	11,5	< sq	< sq
médiane	0,05	3,5	0,06	0,22	< sq	15,4	< sq	0,00045
9 <sup>ème</sup> décile	0,11	5,2	0,32	0,63	0,37	24,3		0,001
maximum	0,5	9,0	1,81	2,9	2,13	50,3	0,09	0,002
CMR	0,2				0,2			
min CMR***	0,12	11,9			0,12	47-178		
CMREC CSHPF**	0,12				0,59			0,03

\* seuil de quantification \*\* concentrations maximums recommandées en France, base 16% de MS

\*\*\* valeurs minimales sur l'ensemble des concentrations maximums réglementaires ou recommandées minimales. Source : programme INRA-QUASAR (2003).

Tableau VI. Fréquence (F, %) du diagnostic de danger pour le grain de blé tendre  
Teneurs > CMREC > CMR.

	Variétés	FCd			FPb		
		n	> CMREC	>CMR	n	>CMREC	> CMR
Quasar 1998	Trémie	128	4,6	0	161	8	0
Quasar 2003	mélange	470	6	3	242	4,7	15
Gessol la Châtre	Soissons	56	1,8	0	56	0	0
Limoges	Trémie	36	25	2,8	36	0	0
Ademe-Arvalis	mélange	59	3	0	59	8	13
DGCCRF 1989	mélange	766		0	766	2	23
Grande-Bretagne	mélange	400	4				

Sources: [6, 33, 37, 41].

**Tableau VII. Teneurs en métaux dans le grain de blé dur**  
En mg/kg MS  
Toutes variétés, sol sans apport de boues.

	Cd	Cu	Zn	Ni
mesures	57	57	57	57
1 <sup>er</sup> décile	0,086-0,163	5,70-6,28	17,6-36,0	0,184-0,282
médiane	0,108-0,196	6,30-7,55	18,7-39,0	0,299-0,351
9 <sup>ème</sup> décile	0,129-0,230	6,70-8,93	19,8-42,9	0,476-0,594
maximum	0,141-0,320	7,34-11,0	21,9-44,5	0,561-0,736
CMREC CSHPF**	0,12			
CMR	0,23			
F(%) > CMR	15			

\*\* concentrations maximales recommandées en France (base 16% de matière sèche).  
Source : programme INRA-QUASAR, D Baize.

Cd est 2 à 4 fois plus élevé dans les grains de blé dur par rapport au blé tendre (tab. VII). Selon les enquêtes, 3% à 15% des blés durs excèdent la CMR. Cette estimation est à confirmer sur un plus grand nombre de lots. Les légumes feuilles (céleri-branche, épinard, laitue) ont les concentrations les plus importantes. Aucun échantillon commercialisé ne dépasse la CMR (tab. VIII). Des dépassements existent sur des lots collectés à la parcelle (tableau IX, ci-après). En sol sableux acide, les teneurs en Cd des laitues sont proches de la CMR et donc à surveiller. La concentration des pommes de terre du commerce et de parcelles situées dans 4 régions du nord de la France [moyenne = 0,03 (min. : 0,01 ; max. : 0,08) mg/kg de MS], plus faible que celles des légumes feuilles et racines, représente un tiers de la CMR (tab. VIII et IX) [24]. 93% de ces lots sont inférieurs à 50% de la CMR. Les données de 1998 sur les fruits commercialisés montrent une moyenne éloignée de la CMR (tab. X). La contamination des fruits charnus d'été en 2000 (pêche, nectarine, abricot, cerise, prune, fraise, groseilles, cassis, framboise, figue, myrtille, et mûre) n'est pas préoccupante. 3% des fruits excèdent la CMR, mais aucun fruit à noyau ou figue ne la dépasse [15]. 5 lots de baies et petits fruits sur 64 contenaient plus de 0,05 mg/kg de MF de Cd (soit 7,8%).

## Plomb

Les grains de blé tendre ont en majorité une faible teneur, mais leur 9<sup>e</sup> décile dépasse la CMR (tab. V). Contamination post-récolte et qualité insuffisante des analyses sont deux explications possibles, à vérifier. Selon les enquêtes, 0 à 23% des grains excèdent la CMR (tab. VI). Ceci mérite de s'y intéresser de plus près, car la CMR minimale au plan international est plus faible (tab. V). En majorité, les grains de blé dur ont une faible concentration (0,01 à 0,23 mg/kg), avec seulement 2% des lots excédant la CMR. La moyenne des légumes feuilles du commerce représente un tiers de la CMR, mais celle des autres légumes la dépasse (tab. VIII). Le céleri, l'épinard, les champignons sont accumulateurs. À la parcelle, les données sont contradictoires. La moyenne serait proche de la CMR, avec des dépassements pour des laitues, choux chinois et poireaux (tab. IX). Mais en sols à tendance acides (podzols et sols issus des « sables fauves », végétaux lavés et sols non contaminés), les concentrations sont environ 10 fois plus faibles. La médiane (27 µg/kg de MF), plus faible que celle des légumes feuilles commercialisés, représente moins de 10% de la CMR et aucune valeur ne l'excède. Les pommes de terre commercialisées ont une moyenne ne représentant qu'un tiers de la CMR (tab. VIII). Celles collectées sur les parcelles ont une moyenne égale à 20 (min 4, max 490) µg

Pb/kg MF [24]. Seulement 2,3% des lots excèdent la CMR, ce qui n'est pas préoccupant. En 1998, les fruits commercialisés avaient une concentration presque égale à la CMR (tab. X). 16% des lots de fruits charnus d'été français en 2000 excèdent la CMR, même si 50% des dépassements restent très proches de cette valeur [15]. 21% des fruits à noyau et figues dépassent la CMR, les plus contaminés étant des cerises et des prunes. 9,4% des baies et petits fruits excèdent la CMR. Ces teneurs excessives mériteraient d'être expliquées et, si possible, abaissées dans l'avenir.

### Mercur

Les grains de blé ont une concentration 10 fois plus faible que la CMREC (tab. V) et le grain de maïs (moyenne 0,15 à 0,28  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de MS) reste en deçà. Malgré un fort cumul de 300 t de boues urbaines de matière sèche par hectare sur des parcelles du site expérimental INRA de Couhins, le maïs atteint au maximum 0,37  $\mu\text{g}/\text{kg}$  MS, soit environ 100 fois moins que la CMREC. Les végétaux commercialisés s'échelonnent de 6 à 20  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de MF, avec des teneurs élevées dans les champignons de couche (50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de MF, valeur supérieure à la CMREC) (tab. VIII). Les pommes de terre collectées en parcelles auraient des concentrations 100 fois plus faibles, soit 0,08 (min. 0,02 ; max. 0,38)  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de MF, que celles du commerce [24]. Ce point reste à éclaircir.

### Arsenic

Les estimations de la moyenne des grains de blé tendre sont 0,52 (min. < 0,12 ; max. 1,22) [30], 0,1 - 0,25 [44] et 0,53 (min 0,27 - max 0,65) mg/kg de MS sur deux sols du Sud-Ouest (podzosol et sol issu des « sables fauves »). Aucun échantillon n'excède la CMR minimale (Royaume-Uni, Australie : 1 mg/kg de MF). Dans les grains de blé dur, l'estimation est de 0,30 à 0,37 (< 0,12 - 1,4) [30] et dans le maïs 0,35 (min. < 0,02 ; - max. 0,63), ce qui n'est pas préoccupant. À l'échelle nationale, les données sont indicatives, l'analyse en routine manquant souvent de justesse. La concentration serait la plus élevée dans les légumes racines et la plus faible dans les autres légumes (haricots verts) (tab. XI). Les légumes feuilles, les légumes racines et les pommes de terre auraient des teneurs plus faibles que les CMR internationales.

### Cuivre, Zinc, Nickel

La CMREC de Cu n'est pas atteinte dans les grains de blé tendre (tab. V). Elle est approchée par les valeurs maximales du grain de blé dur (tab. VII). Plus de 90% des grains de blé tendre respectent la CMR minimale (Nouvelle-Zélande) pour Zn ; le maximum atteint est du même ordre de grandeur, de même pour le blé dur (tab. VII). Dans une même situation pédo-climatique, le blé dur accumule plus de Zn, Cu et Ni que le blé tendre.



Tableau VIII. Éléments traces dans les légumes commercialisés  
En µg/kg de matière fraîche

	n	Cd	CMR	n	Pb	CMR	n	Hg	CMREC
Légumes feuilles	333	47,2	200	31	88,6	300	31	6,75	30
Légumes racines	293	34,9	100	11	41,5	100	11	6,1	30
Pomme de terre	109	28,1	100	16	46,7	100	16	8	30
Autres légumes	438	20,5	50	53	108	100	53	22,2	30

CMR : règlement CE 466/2001, CMREC : concentration maximale recommandée par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France. Source: [13]

### Thallium

Les céréales accumulent très peu ce métal. 99% des grains de blé tendre ont une concentration inférieure à 0,07 ou 0,1 mg/kg de MS (tab. V). Sur « sols marron » et « terres noires » de la plate-forme sinémurienne dans l'Yonne, les grains de blé et de maïs montrent des teneurs inférieures à 0,004 mg/kg de MS mais la médiane des graines de colza est de 0,9 mg/kg de MS et 42% des lots dépassent la CMR utilisée en Allemagne (1,12 mg/kg de MS), avec une localisation supposée dans les enveloppes, car l'huile ne contient que des traces de Tl [43, 45]. La concentration des tourteaux est à tester. Les rares données de légumes collectées directement sur les parcelles indiquent une faible teneur dans le chou pommé (<0,004) et le poireau (0,006) [43]. Pour un sol de Gironde (0,46 mg/kg), le chou et, dans une moindre mesure, le navet et l'épinard ont les concentrations les plus élevées (tab. XII) [43]. La contribution des légumes aux apports journaliers moyens (AJM) de Tl serait de 0,18 µg Tl par personne et par jour (choux 39%, pommes de terre 7%, carottes 2%), estimation haute obtenue avec des cultures en vases de végétation. En Grande-Bretagne, l'AJM serait de 5 µg par personne et par jour, dont 58% apportés par les légumes.

Tableau IX. Éléments traces dans les légumes collectés à la parcelle  
En mg/kg MS

	médiane	moyenne	min	max	CMR	Réf.
<b>Cadmium</b>						
Légumes feuilles	0,22-0, 51	0,35-0,45	<0,02	1,7	2	<sup>a</sup> , [44]
Légumes racines	0,22	0,24-0,27	0,06	0,65	0,5	<sup>a</sup> , [44]
Pomme de terre	0,06	0,06-0,2	<0,018	0,11	0,5	<sup>a</sup> , [44]
Autres légumes	0,039-0,05	0,037-0,09	0,01	0,49	0,5	<sup>a</sup> , [44]
<b>Plomb</b>						
Légumes feuilles	0,27-2,59	0,29-2,13	0,009	4,0	3	<sup>a</sup> , [44]
Légumes racines	0,5	0,81	0,31	1,64		[44]
Pomme de terre	0,11	0,12-0,42	0,057	0,26	0,5	<sup>a</sup> , [44]
Autres légumes	0,24	0,40	0,01	1,35		[44]
<b>Mercur</b>						
Légumes feuilles	0,033	0,089	< sq-0,461			[44]
Légumes racines	0,013	0,012	< sq-0,023			[44]
Pomme de terre		0,080				[44]
Autres légumes	0,0085	0,026	0,004-0,1			[44]

<sup>a</sup> Mench *et al.*, non publié

**Tableau X. Concentrations en éléments traces dans les fruits**  
En µg/kg de MF  
Source [13].

	Cd	Pb	Hg
Echantillons	15	15	15
Moyenne	4,3	99,9	7,6
CMR*	50	100	
CMR baies et petits fruits		200	
CMREC CSHPF	100	300	30

CMR : règlement EC 466/2001, \* excepté baies et petits fruits pour Pb ; CMREC CSHPF : concentration maximale recommandée par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France.

### Organo-étains

Les doses journalières tolérables (DJT) recommandées par l'OMS sont de 3,2 µg de TBT (tributyl-étain) et de 0,5 µg de TPhT (triphényl-étains) par kg corporel. Les végétaux sont exposés à des pesticides contenant du TPhT. Des concentrations de 1 à 60 µg/kg de MS de Sn sont présentes dans des carottes et des pommes de terre [31]. Après contamination volontaire d'un podzsol en vases de végétation à raison de 20 µg/kg de TBT ou TPhT, les haricots verts de plants exposés pendant 60 jours au TBT ont une concentration en Sn de  $13 \pm 6$  µg/kg de MS et accumulent 0,03% de l'apport. Les pommes de terre montrent des concentrations plus élevées, par exemple de  $480 \pm 60$  µg de TBT et de

**Tableau XI. Concentration en arsenic dans des légumes**  
En mg/kg de MS

	n	médiane	moyenne	min	max	CMR	Ref
Légumes feuilles	62	0,02	0,37	<0,01	1,8	10-20	<sup>a</sup>
Légumes feuilles	17	0,24	0,24	0,05	0,58	10-20	[44]
Légumes racines	26	0,57	0,57	<0,01	1,5	5-10	<sup>a</sup>
Légumes racines	4	0,19	0,19	0,11	0,28		[44]
Pomme de terre	16	0,01	0,27	<0,01	1,22		
Autres légumes	15	0,01	0,14	<0,01	0,99		
mg/kg produit brut							
Pomme de terre	85		0,12	<0,02	0,24	1-2	[24]

**Tableau XII. Concentration en thallium dans des produits végétaux**  
En mg Tl/kg M  
Source [43, 45]

Chou (cœur de bœuf)	19,5	Paille de blé	<0,48
Epi de maïs	0,65	Maïs (feuilles, tiges)	<0,48
Navet	0,43	Ray-grass	<0,48
Epinard	0,38	Haricot vert	<0,40
Pomme de terre	<0,74	Laitue	<0,40
Carotte	<0,49	Aubergine	<0,29

2 200 ± 800 µg de MBT (monobutyl-étain) par kg de MS après 3 mois d'exposition au TBT ; les concentrations sont 185 ± 35 µg de MPhT (monophényl-étain), 260 ± 90 µg de TPh, et 60 ± 15 µg de DPhT (dibutyl-étain) par kg de MS après exposition au TPhT. L'évolution des composés apportés dépend de l'espèce chimique et de la plante. Cet exemple montre la possibilité du transfert de ces composés et l'utilité de la spéciation pour conforter la sûreté sanitaire des produits végétaux.

Il faudrait disposer en plus grand nombre de données, référencées spatialement et avec liaison aux types de sol, notamment pour As, Hg, Sb, Sn, etc. (notamment dans les fruits et légumes), et explorer les dangers liés à des substances mal ou non encore étudiées (thallium, organo-étains, platine et éléments associés dans les pots catalytiques, composés organo-métalliques, etc.).

### Concentrations et diagnostic de danger en sols contaminés

#### Jardins familiaux

Les sites métallurgiques de Noyelles-Godault et d'Auby (Pas-de-Calais et Nord) ont contaminé les sols d'une dizaine de communes (60 000 habitants) par des rejets atmosphériques de Cd, Pb et Zn, accompagnés en quantités moindres d'autres éléments (Ag, As, Bi, Cu, Hg, Sb, Se, Tl, etc.). Des végétaux ont été prélevés dans des jardins familiaux, en secteurs contaminés et non contaminés [21]. Les laitues des jardins contaminés ont des concentrations en Cd, Pb et Zn plus élevées (tab. XIII). La

Tableau XIII. Concentration en métaux dans les horizons de surface des sols de jardins et les feuilles de laitue lavée en mg/kg MF et fréquence du diagnostic de danger (F, %). [21]

	Sol				Laitue				F
	n	médiane	min	max	n	médiane	min	max	
<i>Cadmium</i>									
Témoins	3	0,9	0,6	1,2	4	0,015	0,01	0,02	0
Contaminés	12	19,25	12,6	33,5	12	0,42	0,11	1,5	91
<i>Plomb</i>									
Témoins	3	159	136	194	4	0,115	0,03	0,35	25
Contaminés	12	1005	526	5280	12	0,30	0,17	1,83	50
<i>Zinc</i>									
Témoins	3	191	159	273	4	2,8	2,8	3,4	
Contaminés	12	1295	757	7570	12	7,5	3,5	28	

Tableau XIV. Concentrations médianes et maximales en Cd, Pb, et Zn dans des légumes de jardins témoins et contaminés par des retombées atmosphériques en mg/kg MS et fréquence du diagnostic de danger (F, %). Source [20]

	Cd			Pb			Zn	
	Témoins	Contaminés	F	Témoins	Contaminés	F	Témoins	Contaminés
<i>Concentration en mg/kg matière sèche</i>								
carotte	0,18 - 0,64	2,02 - 5,4	93	0,29 - 0,76	2,37 - 5,29	26	29 - 40	53 - 146
poireau	0,21 - 0,24	2,51 - 5,37	84	0,50 - 0,92	4,04 - 10,8	61	35 - 40	95 - 410
radis	0,35 - 0,44	3,23 - 6,8	45	0,69 - 1,08	4,42 - 32,9	36	43 - 91	239 - 890
<i>Concentration en mg/kg matière brute</i>								
pomme de terre	0,07 - 0,11	0,67 - 1,4	66	<0,03	<0,03 - 0,51	40		

situation en zone contaminée est préoccupante : 91% des laitues excèdent la CMR pour le Cd, et 50% celle pour le Pb. La concentration des laitues s'explique par les teneurs en métaux du sol :  $[Cd\text{ laitue}] = 0,57 [Cd\text{ sol}]^{1,04}$  ( $r^2=0,82$ ). Cd et Pb dans la carotte et le poireau sont aussi préoccupants, avec une majorité de lots excédant les CMR, notamment pour Cd (tab. XIV) [20]. 4 jardins ont au moins 75% de leurs productions au-dessus des CMR, 2 de 50 à 60%, 8 de 37 à 40% et 2 de 10-15%. Dans les jardins les plus contaminés, 500 g de salade, 1 kg de poireau ou de carottes par semaine et par personne suffiraient à atteindre la dose hebdomadaire tolérée (DHT) [20]. Ces sites ne sont pas des cas uniques. À Bayel (Aube), des légumes sont contaminés (Pb, As, Cd) suite à l'activité d'une cristallerie. 100% des légumes collectés dans la zone de 500 m autour de l'usine de Pb tétra-éthyle de Paimbœuf (Loire-Atlantique) excédaient la CMR pour le plomb (en mg Pb/kg MS) : 8-57 dans des légumes feuilles, 37,5 dans des radis, et 8 dans les petits pois [32]. L'étude du lien entre imprégnation de la population par les ET non-essentiels et alimentation à proximité d'une source locale est du plus grand intérêt. Le dépistage de la plombémie chez les enfants (de 6 mois à l'âge scolaire) à proximité de sites industriels donne des taux de plomb supérieurs à 100 µg/l de 8% à Seurre (Côte-d'Or), 22% à Bourg-Fidèle (Ardennes), 13 à 24% dans la zone des 1 000 à 3 500 m à Noyelles-Godault (Pas-de-Calais), 30% à Évin-Malmaison (Pas-de-Calais) et 4,7% à Arnas (Rhône), alors qu'à l'échelon national la proportion est de 1,5% [9, 27]. Ces sites présentent des jardins familiaux, des vergers ou des aires de jeux. Quelle est la part des végétaux cultivés sur place ou de l'ingestion de terre dans l'imprégnation ? Elle n'est pas connue, mais la médiane des plombémies (µg de Pb par litre de sang) des enfants dépistés est de 33,8 en Rhône-Alpes et de 43,8 à Arnas où 31% des parents déclarent que leur enfant consomme des produits d'un potager ou d'un verger situé dans la zone des 1 000 m autour du site, avec une occurrence probable de ce facteur de 11% sur la plombémie.

Tableau XV. Concentrations médianes et maximales de Cd, Pb et Zn dans des végétaux de parcelles agricoles contaminées ou non par des retombées atmosphériques  
En mg/kg MS  
Source : [20]

	Cd			Pb			Zn	
	Pt	Pc	F	Pt	Pc	F	Pt	Pc
grain de blé	0,11 - 0,14	0,55 - 1,02	100	<0,2 - 0,21	0,95 - 2,32	60	21 - 27	46 - 86
pomme de terre	0,30	0,56-0,96	42	<0,2 - 0,29	<0,2 - 0,44	0	20 - 23	25 - 41

Pt: parcelles témoins ; Pc : parcelles contaminées. F : fréquence du diagnostic de danger

Tableau XVI. Concentration en Cd et Pb dans des légumes cultivés sur des sols de la zone agricole de Mortagne-du-Nord  
En µg/kg MF

	n	Cd			Pb		
		Min	Max	F	Min	Max	F
Laitue	8	131	1867	87	23	93	0
Chou	8	58	10 013	37	32	724	12
Pomme de terre	8	23	130	12	21	48	0
Carotte	8	272	1 540	100	53	617	62
Haricot vert	7	7	89	14	11	27	0

### Zones agricoles soumises à des retombées atmosphériques péri-industrielles

À proximité des usines de Noyelles-Godault et d'Auby, la fréquence du diagnostic de danger est préoccupante pour le blé (Cd, Pb) et les pommes de terre (Cd) (tab. XV) [20]. Les concentrations en Cd, Zn, et Pb dans la paille et les grains de blé dépendent directement de celles du sol :  $[Cd \text{ grain}] = 0,15 [Cdsol]^{0,59}$   $r^2=0,85$  (en mg/kg MS). Le lavage des légumes est plus efficace pour diminuer Pb que Cd dans les légumes feuilles. Son efficacité est limitée par l'incorporation de poussières dans les stomates, par l'hydrophobie des cuticules ou la pilosité des feuilles.

L'usine de Noyelles-Godault étant encore en activité lors de cet échantillonnage, on propose le cas de Mortagne-du-Nord pour mettre en évidence la seule contribution des sols contaminés. Cette zone agricole a été contaminée par une ancienne activité métallurgique (Pb, Zn). Les concentrations du sol sont de 0,4 à 5,8 mg/kg de Cd et de 36 à 139 mg/kg de Pb. Pour des cultures sur ces sols, en vases de végétation de 12 kg placés sous serre, le diagnostic de danger pour Cd varie de 12% (pomme de terre) à 100% (carotte) (tab. XVI). Pour Pb, il atteint 62% dans les carottes. La contamination des végétaux persiste donc malgré la destruction des usines traitant Pb et Zn depuis plusieurs décennies. Les diagnostics de danger sont établis alors que la teneur du sol est inférieure à 2 mg/kg de Cd. Lorsque Cd croît dans la solution du sol de 1,3 à 35 nM, la concentration des feuilles de laitue lavées atteint 0,13-2,1 mg/kg de MF dépassant la CMR [18]. L'augmentation du pH du sol au-dessus de 7 diminue la contamination des laitues.

La contamination des sols est aussi le fait de petites installations en zones rurales. Deux villages voisins du Loiret subissent des émissions de plomb liées soit au recyclage de batteries soit à leur fabrication. Sur 135 enfants en maternelle, plus de la moitié présentent des plombémies anormales et 235 adultes ont une intoxication au Pb à des degrés divers. À proximité immédiate de ces deux usines, les sols agricoles présentent une contamination de 0,5 à 4,2 mg/kg de Cd, avec une augmentation linéaire de la contamination des grains de blé de 0,05 à 0,85 mg/kg de MS, 3 échantillons excédant la CMR. Dans des potagers situés à une distance croissante de ces usines, la concentration en Pb des sols varie de 99 à 4 138 mg/kg et celle des salades de 13 à 185 mg/kg, soit 6 à 90 fois la CMR, sans relation évidente entre les deux, mais les facteurs espèces et variétés végétales n'étaient pas maîtrisées [5].

Tableau XVII. Concentrations en Cd et Pb dans des fourrages et fréquence du diagnostic de danger  
En mg/kg de MS (F, %).  
Source : [21]

	Parcelles contaminées (n=10)					Parcelles témoins (n=3)				
	moy	méd	min	max	F	moy	méd	min	max	F
Cd Paille de blé	3,1	3,1	1,8	4,7	100	0,29	0,28	0,22	0,36	0
Cd Mais ensilage	3,3	2,5	1,2	11	70	0,17	0,17	0,16	0,20	0
Pb Paille de blé	48,7	48,1	7,4	113	50	1,92	1,99	1,56	2,21	0
Pb Mais ensilage	39,5	25,5	6,2	101	40	2,12	1,96	1,02	3,37	0
	Parcelles contaminées (n=5)					Parcelles témoins (n=3)				
Cd Herbe printemps	3,1	3,0	1,7	5,8	100	0,2	0,19	0,09	0,33	0
Cd Herbe automne	8,8	5,3	2,9	23	100	0,43	0,49	0,29	0,51	0
Pb Herbe printemps	72	73	41	98	80	3,21	3,26	2,58	3,79	0
Pb Herbe automne	222	142	60	624	100	7,8	6,89	4,59	11,9	0

La contamination des sols a aussi des conséquences sur les fourrages. À Noyelles-Godault, les prairies posent un problème important [20]. Les concentrations en métaux de 13 coupes sur 20 excèdent les CMR relatives à l'alimentation animale (tab. XVII). La majorité des échantillons de paille de blé et de maïs ensilage excèdent aussi les CMR pour Pb et Cd. À Paimboeuf, même après lavage, l'herbe de prairies dans la zone des 500 m (160 mg/kg de MS de Pb) et le couvert herbacé d'une friche adjacente (103 à 295 mg/kg) dépassent la CMR des fourrages verts (44 mg/kg) [32]. Le ray-grass cultivé sur les sols de Mortagne-du-Nord contient 0,097 à 0,660 mg de Cd et 0,068 à 0,156 mg/kg de MF de Pb et reste conforme. La concentration en Cd du ray-grass est expliquée à 93% par le Cd extractible du sol par une solution de nitrate de calcium 0,01M :

$$[\text{Cd}_{\text{raygrass}} \text{ mg/kg MF}] = 0,4585 * [\text{Cd}_{\text{extrait}} \text{ mg/kg sol}]^{0,6127}.$$

Le ray-grass dépasserait la CMR pour le Cd au-dessus de 3,6 mg de Cd extrait par kg de sol. Des accidents sur animaux ont été enregistrés sur plusieurs sites, comme à Évin-Malmaison, Bourg-Fidèle, Belin-Beliet, etc. De tels sites méritent une investigation prospective ne s'arrêtant pas à Cd, Pb ou Zn. Sur un site de recyclage ou production de batteries au Pb, comme à Belin-Beliet, il faut rechercher aussi As et Sb. Plusieurs unités de production massive de béryllium ont fonctionné (La Praz et Saint Martin-de-la-Porte en Savoie, Salindres dans le Gard) jusqu'au milieu des années 1970, sans suffisamment de précautions sur les émissions et le stockage. Les sondages réalisés sur ces sites industriels, notamment en Maurienne, sont alarmants. Les envols et le ruissellement ont certainement contaminé des zones cultivées adjacentes, dont le niveau d'exposition des végétaux mériterait d'être mieux connu.

### Boues d'épuration

Leurs apports affectent-ils la composition des récoltes ? La réponse dépend de la quantité cumulée des apports, du type de sol et du type de boues. À court terme, aux doses préconisées, le diagnostic de contamination est fréquemment négatif, notamment pour les céréales accumulant peu Cd et Pb dans le grain, car les faibles quantités d'ET, les variabilités analytiques, spatiales et annuelles réduisent la signification des écarts. Des contaminations sont cependant établies en sol acide, à faible teneur en matière organique, avec des végétaux accumulateurs (laitue et épinard pour Cd).

L'étude des apports cumulés à long terme est plus pertinente [34, 35]. Ils entraînent une contamination en Cd et Zn du blé dans 2 séries de sols sur les 12 étudiées dans le cadre du programme QUASAR (type F : Néoluvisols du Santerre et du Vermandois, type M : sols issus de roches métamorphiques de la région de Limoges) [37]. La concentration médiane en Cd augmente de 0,045 à 0,065 (série F) et de 0,041 à 0,129 (série M). Dans les sols de la série M, c'est le cumul des apports, et non le pH du sol, qui explique l'augmentation de Cd dans le grain, d'un facteur 3 pour la valeur médiane. Une teneur en Cd dans le grain de blé (0,218 mg/kg de MS) excède la CMR, alors que le sol présente une teneur inférieure à la valeur réglementaire de 2 mg/kg ; le diagnostic de danger serait encore plus grand avec des légumes feuilles. On peut donc s'interroger sur l'efficacité de l'arrêté du 8 janvier 1998 vis-à-vis de la conformité de la composition en ET des végétaux sur notre territoire. Une expérimentation a montré que l'apport cumulé de boues urbaines (80 t/ha de MS sur 20 ans) en sol sableux de Landes de Gascogne (pH 6,5) accroît la teneur en Cd des carottes lorsqu'il est croisé avec une fertilisation azotée élevée (400 U/ha) [34]. L'effet est constaté aussi avec la pomme de terre aux doses de 100 à 400 kg d'azote/ha : tubercules des parcelles témoins Cd = 0,22 à 0,29 mg/kg de MS ; tubercules des parcelles ayant reçu des boues Cd = 0,18 à 0,47 mg/kg de MS.

Les diagnostics de contamination et de danger sont fonction du type de sol, du type de boues et de la quantité cumulée des apports. On préconise donc : 1) de considérer l'innocuité des boues selon leur nature et le type de sol récepteur ; 2) de procéder dès le début du plan d'épandage, puis de manière continue, à un diagnostic de contamination des récoltes ; et 3), pour chaque parcelle amendée, de créer une série diachronique des données d'analyses de produits végétaux, géo-référencée et mentionnant le

type de boues et de sol, et un archivage d'échantillons, toujours utile puisque les techniques d'analyses évoluent et qu'une évaluation rétrospective est alors possible en cas de découverte d'un problème environnemental. Pour optimiser les diagnostics de contamination et de danger, il est utile que cette série diachronique comporte régulièrement des analyses relatives à, au moins, une espèce végétale accumulatrice et à une variété de référence par espèce végétale, afin de s'affranchir de ce facteur pour l'interprétation.

### Compost d'ordures ménagères

Un sol de « graves » en Gironde (pH 6,4 - texture sablo-caillouteuse) a reçu une quantité cumulée de 80 t/ha de MS depuis 1981. Sa concentration en Cd varie de 0,33 à 1,06 mg/kg, ce qui dénote une contamination certaine. Les carottes contiennent de 0,26 à 1,15 mg/kg de MS de Cd, mais elles ne diffèrent pas du témoin et ne dépassent la CMR que pour les parcelles ayant reçu une forte fertilisation azotée (400 kg/ha). La teneur en Cd dans les pommes de terre n'est pas augmentée, ni celle en Pb dans les carottes. Des apports tous les 3 ans ont eu lieu pendant 13 ans sur une zone légumière de Saint-Malo (pH, 7,5 – cumul : 314 t/ha de MS) [34]. Les teneurs en métaux (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn) augmentent dans le sol, mais pas les concentrations en Cd, Pb et Hg des choux-fleurs et pommes de terre.

### Épandage historique d'eaux usées, épandage accidentel

Les diagnostics de contamination et/ou de danger sont fréquents. Dans des parcelles de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt (Val-d'Oise), amendées par des eaux usées urbaines non épurées, la concentration en Pb du thym et de légumes comme le poireau excédaient la CMR, c'est pourquoi leur vente a été interdite par le préfet du Val-d'Oise [22]. La laitue cv. Appia cultivée sur ces sols contaminés excède la CMR pour le Cd dans 6 cas sur 8 (tab. XVIII) [19]. Sa contamination est prédite à 75% par le Cd échangeable du sol.

Le site minier de Salsigne, au nord de Carcassonne, présente des composés sulfurés de nombreux métaux (Fe, Cu, Au, Ag, Pb), de l'As et du bismuth (Bi). Il est à l'origine d'une pollution par As et a servi de site de traitement de déchets industriels [7]. Le lessivage des gypses arséniés et des déchets puis la rupture d'une digue de la mine en 1966 avec dépôt de sédiments sur des parcelles voisines ont contaminé la vallée de l'Orbiel. Des salades cultivées sur ces terrains contenaient 1,63 mg/kg d'AsS, ce qui dépasse la CMR fixée en Grande-Bretagne. Depuis 1997, les légumes feuilles et le thym de la région de Salsigne sont interdits de commercialisation (tab. XVIII) [7, 29].

Le régalage de boues de canaux a contaminé localement des sols (3 à 30 mg et 15 à 1 000 mg/kg de sol de Pb et de Cd, respectivement) et des végétaux. Un certain nombre de cas ont été répertoriés notamment par P. Six (Chambre d'Agriculture du Nord) [49].

Tableau XVIII. Éléments traces dans les sols et végétaux suite à des épandages  
Source [7, 19]

		Vallée de l'Orbiel		Pierrelaye	
		As	Pb		Cd
Sol (terre fine)	mg/kg	2241	201	mg/kg	0,67 - 5,49
Thym	mg/kg	1487	44		
Mâche	mg/kg	378	102		
Salades	mg/kg	33	13	mg/kg MF	0,06 - 0,32
Fraises	mg /kg	8	1		

### **Vignes et arboriculture**

Dans le Languedoc-Roussillon, des zones viticoles ont été reconverties à d'autres cultures. Sur des sols issus de mollasses du Biterrois (pH >8,2 – Cu total compris entre 26 et 265 mg/kg), le blé dur contient 4,5 à 10,6 mg/kg de Cu mais ces grains ne semblent pas contaminés, car la médiane (7,26 mg/kg) est similaire à celles de sols non contaminés cultivés autour de Nîmes (médiane de 6,3 à 7,0) ou de Toulouse (6,39 à 7,55). Le Cu du grain n'augmente pas avec le Cu total de l'horizon labouré, ni avec la quantité de Cu extrait par l'EDTA<sup>6</sup>. La composition en Cd des mêmes grains (médiane 0,089 mg/kg) est plus faible que celles d'autres séries de sols (médianes de 0,108 à 0,196) et, à une exception près, les teneurs en Pb des grains sont inférieures à 0,2 mg/kg.

### **Apports de lisiers**

Sur 64 exploitations bretonnes, l'accroissement annuel en Cu extractible par l'EDTA est de l'ordre de 1 kg/ha [11]. La phytotoxicité étant probable vers 500 kg/ha, le problème se posera avec ces pratiques dans quelques siècles. Le zinc extrait par l'EDTA croît de 0,4 mg/kg/an, avec une phytotoxicité jugée probable dès que Zn EDTA atteindra 120 mg/kg dans le sol. En Bretagne occidentale, dans des sols à pH voisin de 6, la phytotoxicité s'observe dès que la somme [Cu EDTA+Zn EDTA] est supérieure à 120 mg/kg. Des apports équivalents à 60 années ont été simulés sur des sols du dispositif SOLEPUR (CEMAGREF). Dans ce dispositif, la concentration du ray-grass (plantes récoltées sur la parcelle avant apport 3 à 4,5 mg de Cu et 17-20 mg/kg de MS de Zn) est augmentée (4,3 à 10,2 pour Cu et 28 à 38 pour Zn) mais reste conforme pour nourrir des bovins adultes, malgré quelques valeurs excessives (> 30 mg/kg MS de Cu).

## **2. Contribution des végétaux aux quantités ingérées par l'homme - seuils tolérables**

### **Exposition à des éléments traces non-essentiels par l'alimentation**

L'exposition professionnelle et comportementale (par exemple, celle des fumeurs) contribue à l'imprégnation de l'homme par les ET, mais une voie majeure est l'alimentation, boissons incluses, notamment pour Cd et Hg [13, 39]. Entre 1982 et 1995, l'imprégnation par le Cd aurait légèrement diminué (- 6%) tandis que celle par le mercure aurait nettement augmenté (+44 - 59%) et serait plus élevée dans les régions côtières [39]. Une sur-imprégnation par le Cd existe dans les départements d'Outre-mer.

La plombémie a diminué de 50%, surtout en milieu urbain, en relation avec la baisse des teneurs en Pb dans l'atmosphère. Les « limites toxicologiques acceptables » correspondent aux quantités de contaminants pouvant être ingérées, tous les jours pendant toute une vie, sans effet néfaste sur la santé. La dose journalière tolérable (DJT) est utilisée pour les ET non souhaités dans l'alimentation, mais inévitables car présents dans l'environnement. Cette dose est extrapolée, à partir d'études sur les animaux et, quelquefois, à la suite d'accidents sur l'homme, en déterminant une dose maximale sans effet ou celle ayant entraîné un effet néfaste, divisée par des facteurs de sécurité de l'ordre de 100 à 10 (Cd). Dans l'étude Nutripôle menée en 1998 et 1999 sur trois ET non essentiels, les apports journaliers moyens (AJM) de la ration alimentaire restent en deçà des valeurs DJT (tab. XIX). Pour Pb et Cd, aucune différence n'est observée dans les teneurs des aliments et les apports moyens en fonction de l'origine géographique ou de la saison de prélèvement des échantillons.

---

<sup>6</sup> EDTA = acide éthylènediaminetétracétique.

Tableau XIX. Exposition à des éléments traces non-essentiels par l'alimentation en France

		Pb	Cd	As	Hg
1999	AJM (µg/personne)	52	17	109	
1999	AJM (% de la DJT)	24	28	4	
1992	AJM (µg/personne)	73-123	23		12-16
1992	DHI/DHT (%)	34-57	38		28-37

DHI : dose hebdomadaire ingérée ; DHT : dose hebdomadaire tolérée. Sources : [13, 16, 38, 39].

La dose hebdomadaire ingérée (DHI) par personne via la ration alimentaire était estimée, en 1998, à 137 µg de Cd, 474 µg de Pb et 104 µg de Hg en croisant la concentration des produits avec les données de consommation des denrées [13]. Ces valeurs représentent 33% (Cd), 32% (Pb) et 35% (Hg) des doses hebdomadaires tolérées (DHT). Elles concordent avec celles de la méthode des repas dupliqués (DHI : 161 µg de Cd, 511-861 µg de Pb et 84-112 µg de Hg par personne et par semaine) qui inclut l'apport des boissons [16].

L'AJM moyen atteint 17 à 20 µg pour Cd. Cette valeur est similaire en Belgique et aux Pays-Bas. Elle est proche de la médiane par rapport aux autres pays, mais dans la partie supérieure de la fourchette des apports relevés dans les pays européens (8 à 29 µg par jour). L'AJM de Pb (52 à 68 µg) est élevée par rapport aux valeurs en Grande-Bretagne, Pays-Bas et Suède (24 à 47 µg par jour). De 1983 à 1998, l'exposition alimentaire se réduit pour Pb (-60%) et Cd (-40%) et augmente pour Hg (+50%) parallèlement à la consommation de poissons. La DHT de Hg est fixée à 300 µg par semaine, dont au maximum 200 µg de mercure méthylé. L'AJM en As total est évalué à 4% de la DJT (3 000 µg par jour), mais la spéciation de l'arsenic ingéré reste à établir. L'exposition à As est inférieure à celle de pays gros consommateurs de poissons (160 à 298 µg par jour). La DHT provisoire de l'arsenic inorganique est 15 µg/kg de poids corporel. En admettant que 90% de l'As ingéré provient de repas à base de produits de la mer et est organique, sous forme d'arsénobétaïne peu assimilable et moins toxique, l'AJM d'As inorganique serait voisin de 11 µg par personne, soit 8,5% de la DJT [16]. Mais la relation As organique/As inorganique est-elle conservée en cas de contamination accidentelle ?

Les céréales contribuent pour 32 µg de Cd, 40 µg de Pb et 11 µg de Hg à la DHI, tandis que les légumes et les fruits apportent 48 µg de Cd, 234 µg de Pb et 30 µg de Hg [13]. Ces produits végétaux (céréales, légumes et fruits) constituent 58,8 % de la DHI de Cd, 57,8 % pour Pb, et 39,5% pour Hg. Leur surveillance est donc recommandée. Les végétaux les plus contaminés en Cd sont les légumes feuilles (épinards, salade, céleri branche) (tab. VIII). Pour la concentration en Pb, les produits végétaux se classent dans cet ordre : autres légumes > fruits > légumes feuilles > pommes de terre > céréales > légumes racines. La majeure partie du mercure (33%) provient de repas à base de produits de la mer [16]. L'exposition excessive des végétaux à Cu, Ni ou Zn provoque souvent une phytotoxicité. Elle empêche en général la récolte, ce qui évite l'exposition du consommateur. La contamination moyenne des aliments, d'origine française ou étrangère, est en général faible. L'exposition moyenne d'un adulte n'est pas préoccupante. Toutefois, l'enquête Nutripôle ne rend pas compte des populations plus exposées pour raisons de localisation géographique, de consommation de produits contaminés, de statut social et sanitaire (alimentation peu variée, autarcie, déséquilibre nutritionnel) cumulées à l'activité professionnelle. Par rapport à 1992, l'exposition au Pb et au Cd par les aliments diminue (tab. IXX), mais la fréquence des enquêtes est trop faible pour assurer le sens d'évolution, d'autant que les techniques d'analyses évoluent.

**Agricultures biologique et conventionnelle [17]**

Des matières premières végétales et animales issues des agricultures biologique et conventionnelle ont été prélevées dans des exploitations voisines pour limiter les variations environnementales. La CMR pour le Pb est dépassée dans les carottes et le sarrasin biologiques et le blé conventionnel (tab. XX). L'exposition théorique de grands consommateurs de ces carottes est évaluée à 81 µg de Pb par personne et par jour, alors que celle de grands consommateurs de légumes et fruits est de 108,8 [13]. Même en les cumulant, l'apport journalier moyen resterait inférieur à la DJT (216 µg Pb par personne et par jour). Le sarrasin, biologique ou conventionnel, excède la CMR pour le Cd dans 20% des lots, soit plus souvent que le blé (tabl. V) et du même ordre que le blé dur (tab. VII). Les concentrations moyennes en Pb et Cd sont plus élevées dans les carottes et épinards biologiques. A l'inverse, les laitues conventionnelles peuvent être plus contaminées en Pb. Le type d'agriculture n'a pas d'incidence sur les produits pour animaux (maïs ensilage, orge) et le lait. Certaines carottes biologiques ont une concentration en As plus élevée que des conventionnelles et que d'autres légumes racines (38 à 114 µg/kg) (tab. XI). Celle des épinards biologiques est élevée par rapport aux légumes feuilles (48 à 74 µg As/kg), mais la valeur est probablement surestimée, car seuls 20% des lots sont

Tableau XX. Composition de végétaux issus des agricultures conventionnelle et biologique  
 En µg/kg MF, moyenne X (déviation standard).  
 Source [23]

	Conventionnels				Biologiques			
	As	Hg			As	Hg		
Carotte	103 (8)	22,5 (42)			295 (477)			
Epinard					100 (0)			

  

	Conventionnels				Biologiques			
	n	X (sd)	Max	F	n	X (sd)	Max	F
<i>Plomb</i>								
Carotte	6	20 (12)	40	0	6	600 (642)	1800	66
Epinard	6	10 (0)	10	0	5	54 (41)	100	0
Laitue	6	135 (133)	300	0	6	22 (10)	40	0
Blé	11	84 (77)	310	9	11	79 (40)	160	0
Orge	5	78 (45)	150	0	5	100 (40)	160	0
Sarrasin	5	72 (43)	150	0	5	128 (163)	420	20
Maïs ensilage	6	68 (31)	130	0	6	77 (35)	130	0
Lait	11	6,1 (3,6)	17	0	11	7,7 (6,3)	16	0
<i>Cadmium</i>								
Carotte	6	10 (4)	16	0	6	29 (27)	81	0
Epinard	6	34 (8)	44	0	5	95 (55)	156	0
Laitue	6	25 (16)	54	0	6	26 (24)	67	0
Blé	11	30 (6)	40	9	11	29 (26)	100	0
Orge	5	18 (8)	30	0	5	26 (20)	60	0
Sarrasin	5	82 (34)	140	20	5	50 (30)	110	20
Maïs ensilage	6	9 (4)	17	0	6	10 (4)	15	0
Lait	11	1,3 (0,6)	17	0	11	1,5 (0,8)	16	0

Tableau XXI. Niveau de contamination radioactive de produits d'origine végétale  
En Bq/kg  
Source [14]

Césium 134 + 137	n	<10	10-100	>100	>600
Légumes	395	395	0	0	0
Fruits	157	156	1	0	0
Fruits secs	14	14	0	0	0
Céréales	40	40	0	0	0
Champignons	126	76	39	11	0
Champignons (contrôle frontalier)	261	130	108	23	0
Plantes aromatiques	53	0	0	0	0
Alimentation animale	11	0	0	0	0

au-dessus de la limite de quantification. Hg n'est pas quantifiable dans les produits biologiques prélevés. Nos capacités de dosage de As et Hg doivent gagner en sensibilité. L'étude montre des couples produit végétal/contaminant pouvant poser problème, sans avantage systématique d'un type d'agriculture sur l'autre en matière d'incidence sur l'exposition de la population française.

### Radionucléides

$^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{134}\text{Cs}$  ne sont pas détectés sur 103 rations alimentaires analysées en 1999 [16]. La contamination radioactive,  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{134}\text{Cs}$  sont surveillés annuellement dans des produits d'origine végétale, français et importés, et des échantillons prélevés autour des centrales nucléaires. En 2000, les produits nationaux d'origine végétale n'ont pas révélé de contamination, sauf des champignons sauvages de diverses régions (tableau XXI). Par contre, 51% des champignons importés, dont plus de la moitié des pays de l'Est, présentent une contamination, notamment en  $^{137}\text{Cs}$ , même si elle reste inférieure à la limite réglementaire de 600 bq/kg.

Il faut favoriser une surveillance continue des AJM, mesurer le niveau d'exposition et d'imprégnation à proximité de sources locales, pour les populations sensibles comme les enfants, en faisant la part des apports liés aux repas, de celle provenant de l'environnement et le lien avec les fonctions physiologiques. Les données pour Hg, As, Tl, Sn, Sb, Se, etc. sont insuffisantes et sans couverture nationale. Il convient de relier les DHI avec la réponse de biomarqueurs identifiés par les techniques « à haut débit » (transcriptomique, protéomique et métabolomique) pour actualiser les DHT des populations sensibles et rendre compte du polymorphisme de réponse des individus aux contaminants.

### 3. Effets toxicologiques des éléments traces pour l'homme et pathologie développée lorsque les quantités ingérées sont dépassées

Le nombre des repas dépassant 50% de la DHT, contamination déjà significative, était en 1992 de 12,2% (Pb), 11,6% (Cd) et 8,5% (Hg) [38]. 10% du Pb est absorbé par le tractus gastro-intestinal, mais ce taux peut atteindre 40% chez l'enfant en bas âge. Pb a une toxicité hématologique. 95% du Pb circulant est fixé par les globules rouges. L'anémie, corrélée à la plombémie, résulte de l'inhibition de la biosynthèse de l'hème et de l'accélération de la destruction des érythrocytes. Dès les faibles

expositions, la plombémie est corrélée aux pressions artérielles systolique et diastolique, sans effet de seuil. L'effet hypertenseur est accentué si l'apport alimentaire de Ca est faible. La néphropathie prévaut aux fortes expositions chroniques ; l'effet des faibles doses apportées par les aliments sur la fonction rénale est moins connu. L'effet hypertenseur est la cause ou la conséquence de l'atteinte rénale. Pb retarde le développement de l'intelligence chez l'enfant en bas âge, par altération probable de la neurotransmission glutamatergique, impliquée dans la mémorisation et l'apprentissage. La plombémie normale est inférieure à 40 µg/l. Une teneur supérieure à 100 µg/l dans le sang de l'enfant doit donner lieu à une étude exploratoire. Des indicateurs précoces d'exposition à Pb sont l'acide δ-amino-lévilinique (ALA), l'activité érythrocytaire de l'ALA-déshydratase, les protoporphyrines-Zn dans les hématies (intégrant l'exposition sur une période longue).

Pour la population générale, le niveau de l'AJM de Cd n'entraînerait pas un risque pour la santé. Mais, lorsque l'environnement est contaminé, il peut en aller différemment. Consommer des denrées végétales produites localement constitue un facteur important de l'imprégnation au Cd et des effets biologiques peuvent alors être établis [12, 40] :

- corrélation positive entre charge corporelle de Cd et l'excrétion urinaire du Ca ;
- augmentation de l'activité de la phosphatase alcaline (indicateur de la mobilisation du Ca du tissu osseux), de la protéinurie (par exemple, perte de β2-microglobuline) et cadmiémie ;
- l'exposition à Cd à court terme, détectée par la cadmiémie et, à long terme, caractérisée par la cadmiurie, ne prévalent pas d'une hypertension artérielle et de maladies cardio-vasculaires ;
- l'ostéomalacie et l'ostéoporose sont des pathologies tardives, sous condition de carences en Ca et vitamine D. Chez des individus souffrant d'une décalcification progressive au cours du vieillissement, l'exposition au Cd pourrait accélérer le processus et favoriser ces pathologies osseuses. Ce risque s'accroît avec l'allongement de la durée de vie ;
- difficulté d'établir une relation dose-effet entre les AJM de Cd et la concentration de Cd dans le cortex rénal pour la population générale. À 200 ou 400 µg de Cd par jour, une néphropathie avec perte anormale de protéines par les urines (protéinurie) signe les dommages causés aux tubules proximaux. Une AJM de 0,6 µg/kg de poids corporel pourrait altérer la fonction rénale chez 10% des individus, avec un risque accru au-delà de 60 ans. Le 95<sup>e</sup> percentile atteignant 0,5 µg/kg, la marge de sécurité est faible.

L'absorption de Hg dépend de sa spéciation : elle est de 0,01 % pour Hg(0) et de 95 % pour le méthylmercure. Stocké dans les graisses, y compris le tissu cérébral, Hg a un effet négatif sur les reins, le système nerveux et est tératogène. Des troubles neuro-comportementaux se manifestent avec une AJM de 200-400 µg par jour chez l'adulte. Des retards psychomoteurs chez l'enfant apparaîtraient dès 10 mg/g dans les cheveux maternels, valeurs atteintes pour un apport alimentaire de 42 à 77 µg par jour chez l'adulte, mais plus bas pour les femmes enceintes ou allaitant. Le seuil d'intoxication (10 µg de Hg par litre de sang) est atteint dans les 5% de la population française les plus exposés, et dont l'alimentation est à surveiller.

L'As inorganique tri- ou pentavalent est transformé dans le foie en dérivé méthylé. Les trois quarts sont éliminés dans les urines. L'imprégnation entraîne l'irritation des voies aériennes supérieures, des neuropathies périphériques, l'hypertension. Les effets à long terme de la consommation d'aliments contaminés sur la santé, même si les quantités ingérées sont en deçà de ce qui est accepté, sont mal connus. Au niveau d'une population, il est difficile d'attribuer une part de la mortalité à un seul élément ou à ses espèces chimiques et d'évaluer les effets cumulatifs. Par contre, des marqueurs d'exposition ou d'effets métaboliques existent pour des éléments (Pb, Cd, Hg). Il faut favoriser l'étude de la réponse de ces marqueurs en relation avec des expositions croissantes, encadrant notamment les AJM. Celles-ci sont peut-être à actualiser compte tenu de l'allongement de la vie et des modes alimentaires. Consommer des aliments d'origine et de nature variées évite la consommation régulière d'une denrée fortement contaminée.

## 4. Mesures pour réduire l'exposition des végétaux

Il est extrêmement coûteux et difficile de porter remède à la contamination des sols. Toute bonne pratique de prévention, agricole ou industrielle, susceptible de la diminuer contribue à diminuer les risques.

### Gérer les intrants et les pratiques culturales [23, 25, 34]

L'exposition des plantes cultivées via la solution du sol est à raisonner par type de sol. Il faut connaître les intrants et les traitements et, à même efficacité, choisir ceux contenant le moins possible d'éléments en traces, et raisonner les apports. Pour les engrais phosphatés et le Cd qu'ils contiennent, l'action vise le long terme, car le stock de Cd des fertilisations passées et les propriétés du sol dominant à court terme l'exposition des racines. Les pratiques diminuant le pH et le pouvoir tampon du sol (par exemple, l'emploi de fertilisants type  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  et les excès d'azote sont à éviter. Les fertilisations incluant du fumier limitent le prélèvement de Cd par rapport à celles uniquement minérales. Boues et composts doivent être des produits efficaces contenant le moins possible de métaux potentiellement polluants. Le maintien d'un niveau suffisamment haut du pH, notamment sous prairie, est conseillé. Le lupin comme précédent cultural, le semis direct combiné à la monoculture, la diminution de la matière organique favorisent l'accumulation de Cd dans le blé. L'irrigation avec des eaux chargées en chlorures ou en sulfates peut favoriser la solubilité du Cd et son accumulation dans les plantes.

### Modifier la solution de sol

Diminuer l'exposition des racines nécessite d'abaisser la concentration des espèces chimiques assimilables dans la solution du sol [18, 36]. Pour Cd et d'autres métaux, cette concentration est affectée par le pH (la fixation de Cd augmente d'un facteur 3 par unité de pH) et la capacité d'échange cationique (CEC) du sol, la matière organique, la force ionique, la compétition et la complexation avec des ions, les réactions avec des phases solides (oxydes de Fe et de Mn) [23, 34, 36]. Le prélèvement de Pb est limité par les phosphates et les oxydes de Mn hydratés. Celui de As par les oxydes de Fe. Dans la pratique, on utilise des amendements, avec précaution car tout excès entraîne des déséquilibres : par exemple, des déficiences en Mn, Zn, etc. Des essais en petites parcelles, validés sur le long terme, sont conseillés.

En sols acides à neutres, le chaulage diminue l'accumulation de cations métalliques (Cd, Zn, Ni) dans les végétaux (tab. XXII). Il est efficace pour des grandes cultures, des productions fourragères et la réhabilitation de zones maraîchères. Mais, il est parfois inopérant [23]. Son succès dépend de l'implantation des racines, en relation avec l'humidité du sol. Dans les sols déficients en Zn ou Cu, une fertilisation (5 kg Zn/ha) peut diminuer la concentration en Cd du grain de blé. L'interaction entre Cd et Zn dépend des sols et des variétés de blé. Elle est négative pour une variété accumulatrice comme Trémie, mais positive pour d'autres variétés dont Texel ou Cézanne.

### Modifier la spéciation dans la phase solide du sol.

En cas de diagnostic de danger, en sus du pH, des amendements minéraux peuvent diminuer la solubilité des éléments en traces, par des mécanismes de sorption, de co-précipitation ou la modification des équilibres géochimiques [36, 46]. Il s'agit d'aluminosilicates, de phylломanganates, d'oxydes de fer, de phosphates (hydroxyapatite), etc. L'inactivation *in-situ* est une alternative à l'excavation de la terre, utilisée pour des jardins ou des zones contaminées autour d'usines. L'avantage recherché par rapport au seul chaulage ou apport de matières organiques est la persistance de l'effet du traitement. Elle est prouvée à moyen terme (moins de 5ans) dans le cas de jardins belges contaminés

Tableau XXII . Effet du chaulage sur la concentration en Cd de produits végétaux  
En mg/kg MS

carbonate de chaux (t/ha)	0	3,8	15,9
pH sol	4,9	6,4	6,9
grain de blé cv Soissons	0,08 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,06 ± 0,01
laitue	1,65 ± 0,04	0,78 ± 0,15	0,65 ± 0,12
navet	0,26 ± 0,03	0,18 ± 0,02	0,15 ± 0,02

Podzolsols sableux de la lande forestière humide de Gascogne.

en Cd/Zn et As, dans le cas d'un sol contaminé en Cd/Ni par des boues et, sur plus de 10 ans, en plusieurs sites industriels [46].

### Choisir l'espèce végétale et la variété

Le prélèvement par les racines et l'accumulation dans la récolte varient selon l'élément, la plante et la variété [20, 23, 44]. Certains légumes accumulent plus le Cd : épinard, céleri, persil, certains choux, endive, laitue, carotte et poireau. Les céréales (blé, maïs) et les graines de légumineuses l'accumulent peu. Le blé dur accumule plus Cd que le blé tendre [34]. Selon les familles, l'accumulation de Cd est faible (Légumineuses), modérée (Graminées, Liliacées, Cucurbitacées, Ombellifères), forte (Chénopodiacées, Crucifères, Solanacées, Composées) [26]. Éliminer les espèces accumulatrices, comme certaines Composées, dans une prairie diminue le taux de Cd dans le fourrage. L'accumulation de Cd varie avec la variété pour le blé tendre (d'un facteur de 2 à 4 selon l'année), le blé dur (d'un facteur de 3 à 4), l'orge, des lignées de maïs, la laitue (d'un facteur de 1 à 8), le tournesol, le lin, la carotte, le concombre, la pomme de terre, etc. L'amélioration variétale devrait pouvoir optimiser ce potentiel. Pour la pomme de terre, une interaction site-cultivar est démontrée sur deux sites en France pour Cd et Pb, mais l'effet cultivar est seulement obtenu pour Cu et Zn [24]. Les concentrations en Pb sont élevées dans le céleri, la carotte, la pomme de terre, l'épinard, le chou vert, le poireau et la laitue. Le nickel s'accumule dans les haricots verts et certaines céréales comme l'orge.

Tableau XXIII. Diminution de la contamination de végétaux après un amendement minéral du sol

Végétaux	ET	Traitement	Diminution (%)
Laitue	Cd	Alumino-silicates	46 - 76
	As	Oxydes de Fe et Mn*	71 - 79
Haricot vert	Cd	Oxydes Fe et Mn* + cendres volantes	90
Maïs grain	Cd	Oxydes de Fe et Mn*	45
	Cd	Alumino-silicates	20
	Ni	Oxydes de Fe et Mn*	43
	Ni	Alumino-silicates	53
Laitue	Cd	Zéolithes	29
Maïs feuille	Pb	Apatite	0 - 60

\* oxydation de grenailles d'acier dans le sol. Sources : [36, 46]

## Phytoremédiation

L'extraction de métaux (Ni, Zn, Cd) et d'As par des plantes métalphytes et la décontamination du sol est possible, mais demande encore des temps longs (plus de 20 ans) [46]. La technique est en cours d'optimisation et est combinable avec des pratiques favorisant l'exposition des métalphytes. La phytovolatilisation est performante pour des sols contaminés en Se ou Hg.

## En conclusion

La majorité des sols et des produits végétaux ne présentent pas une contamination en ET préoccupante, mais des diagnostics de danger existent. Leur fréquence n'est pas suffisamment connue et recensée. L'évaluation des risques sanitaires et écotoxiques, notamment celle associée à une quantification des relations dose-effets, reste trop embryonnaire. Un effort doit porter sur le rapprochement des réseaux travaillant sur l'environnement, les productions, les aliments et leur consommation, l'impact des aliments et pratiques alimentaires sur la physiologie de l'homme et l'épidémiologie.

Connaître les mécanismes d'exposition des végétaux par type de sol et la spéciation des contaminants dans les produits participe à l'évaluation du danger pour l'homme. L'obtention des signatures moléculaires de l'exposition et de l'imprégnation des individus aux éléments traces non essentiels et la connaissance des mécanismes d'action seront utiles pour évaluer les effets chroniques des faibles doses dues aux aliments contaminés, notamment pour certaines périodes de la vie (grossesse, période foetale). Déterminer l'expression de certains gènes ayant un caractère essentiel dans la détoxification des contaminants et produits dérivés (xénome) est une des clés en devenir pour réévaluer les DHT et en conséquence la contamination des végétaux et des sols ■

## Références bibliographiques

- 1) ACADÉMIE DES SCIENCES, 1998. *Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion*. Lavoisier Tec-Doc, Paris, Rapport n°42, 440 p.
- 2) ADEME, 2001. *Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture*. Direction de l'Agriculture et des Bioénergies, Angers, 60 p. + 5 fiches.
- 3) Arrêté du 5 août 2003 modifiant l'arrêté du 12 janvier 2001 fixant les teneurs maximales pour les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux. *Journal Officiel République Française*, 189, 17 août 2003.
- 4) BAIZE D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétations*. INRA Éditions, Paris, 409 p.
- 5) BAIZE D., 2001. Évaluer les contaminations diffuses en éléments traces dans les sols. *V<sup>èmes</sup> Journées GEMAS / COMIFER*, Blois, novembre 2001, 281-295.
- 6) BAIZE D., TERCÉ M., 2002. *Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales*. INRA Éditions, Paris, 565 p.
- 7) BAIZE D., TOMASSONE R., 2003. Modélisation empirique du transfert du cadmium et du zinc des sols vers les grains de blé tendre. *Étude et Gestion des Sols*, 4, 219-238.
- 8) BLOCH P., 1998. Salsigne : une très ancienne pollution qui affecte la nature et les hommes. *Combat Nature*, 123, 7-10.
- 9) CHANG L.W., MAGOS L., SUZUKI T., 1996. *Toxicology of metals*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, 1 198 p.
- 10) CIRE RHÔNE-ALPES AUVERGNE, 1999. *Évaluation de l'exposition des enfants au plomb émis par l'usine Métaleurop à Arnas (Rhône)*. Ministère de l'Emploi et de la Solidarité, DRASS Rhône Alpes.
- 11) COMMISSION REGULATION EC 466/2001, 2001. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal European Communities*, 16.3.2001, L 77.1-L 77.13.
- 12) COPPENET M., GOLVEN J., SIMON J. C., LE CORRE L., LE ROY M., 1993. Evolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*, 13, 77-83.
- 13) CSHPF (CONSEIL SUPÉRIEUR D'HYGIÈNE PUBLIQUE DE FRANCE), 1996. *Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque*. Tec & Doc, Lavoisier, Paris, 236 p.
- 14) DECLOÏTRE F., 1998. La part des différents aliments dans l'exposition au plomb, au cadmium et au mercure, en France. *Cah. Nutr. Diét.*, 33, 3.

- 15) DGCCRF, 2000. *Bilan de surveillance de la contamination radioactive pour l'année 2000*. [www.finances.gouv.fr/DGCCRF](http://www.finances.gouv.fr/DGCCRF).
- 16) DGCCRF, 2002. *Contrôles alimentaires de la DGCCRF, recherche de plomb et de cadmium dans certains fruits charnus de l'été*. [www.finances.gouv.fr/DGCCRF](http://www.finances.gouv.fr/DGCCRF).
- 17) DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ALIMENTATION (DGAL), 2000. Données d'exposition de la population française aux résidus de pesticides, plomb, cadmium, arsenic et radionucléides par la voie alimentaire. *Notre Alimentation*, 24, I-IV.
- 18) DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ALIMENTATION (DGAL), 2001. Évaluation de l'exposition des consommateurs de produits issus de l'agriculture biologique et de l'agriculture conventionnelle aux résidus de pesticides, métaux lourds, nitrates, nitrites et mycotoxines. *Notre alimentation*, 37, I-VI.
- 19) DENAIX L., CARRILHO DE ALMEIDA L., MASSON P., 2001. Zn and Cd uptake by *Lettuca sativa* depending on pH in soils contaminated by industrial dust fallout. In L. EVANS : *Proc. 6<sup>th</sup> ICOBTE*, University of Guelph, July 29-August 2, Guelph, Ontario, Canada, 564 p.
- 20) DENAIX L., MENCH M., SAPPIN-DIDIER V., BUSSIÈRE S., ROUSSELIN A., UYTTEWALD V., 2002. *Evaluation des risques dus à la présence d'éléments traces dans un secteur agricole pollué par des épandages d'eaux usées*. Convention INRA-ADEME 00 31 046, ADEME, Puteaux, 45 p.
- 21) DES LIGNERIS L., DOUAY F., STERCKEMAN T., 1999. Teneurs en métaux (Pb, Cd, et Zn) de végétaux cultivés dans les exploitations agricoles et les jardins familiaux. In ANONYME : *Programme de Recherches Concertées, Environnement et Activités Humaines, Etude d'un secteur pollué par les métaux, 1<sup>ère</sup> partie: métaux polluants des sols (Cd, Pb, Zn) et organismes vivants. Qualité des productions végétales*. Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, Région Nord-Pas de Calais, Feder, 131.
- 22) DOUAY F., STERCKEMAN T., 2002. Teneurs en Pb, Cd et Zn dans les végétaux cultivés aux alentours d'usines métallurgiques. In D. BAIZE & M. TERCÉ : *Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales*, INRA Éditions, Paris, 505-521.
- 23) GODIN P., 1983. Les sources de pollution des sols : essai de quantification des risques dus aux éléments traces. *Science du Sol*, 2, 73-87.
- 24) GRANT C.A., BAILEY L.D., MCLAUGHLIN M.J., SINGH B.R., 1999. Management factors which influence cadmium concentrations in crops, a review. In M. J. MCLAUGHLIN & B. R. SINGH, *Cadmium in soils and plants*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas, 151-198.
- 25) GRAVOUELLE J.M., 1999. *Enquête sur les teneurs en éléments traces métalliques de la pomme de terre*. Convention ITCF-ADEME n° 9775050, ITCF, Boigneville.
- 26) JONES K.C., JOHNSTON A.E., 1989. Cadmium in cereal grain and herbage from long-term experimental plots at Rothamsted, UK. *Environment Pollution*, 57, 199-216.
- 27) KUBOI T., NOGUCHI A., YASAKI J., 1986. Family-dependent cadmium accumulation in higher plants. *Plant Soil* 92, 405-415.
- 28) ANONYME, 2002. Le dépistage du saturnisme infantile dans la région Nord-Pas-de-Calais. *Le moniteur des programmes régionaux de santé et du PRASE*, 4 p.
- 29) LOUÉ A., 1993. *Oligo-éléments en agriculture*. SCPA Nathan, Paris, 577 p.
- 30) MAINCENT G., 1997. Arsenic et vieilles salades. *Le Point*, 1288, 38.
- 31) MAUPETIT P., 1998. *Enquête sur les teneurs en éléments traces métalliques (ETM) du blé tendre, du blé dur, du pois protéagineux, de la pomme de terre*. Convention Ademe-ITCF, 97 75 050, Angers, n.p.
- 32) MARCIC C., LESPES G., MENCH M., LE HÉCHO I., POTIN-GAUTIER M., 2003. Organotin speciation in plants: uptake, accumulation, and biotransformation. In G.R. GOBRAN & N. LEPP : *Conf. Proc. 7<sup>th</sup> ICOBTE, Vol. 1, Scientific programs III*. SLU, Uppsala, Sweden. ISBN 91-576-6582-6, 186-187.
- 33) MENCH M., AMANS V., ARROUAYS D., DIDIER-SAPPIN V., FARGUES S., GOMEZ A., LÖFFLER M., MASSON P., SPITERI B., WEISSEHORN I., 1993. *Réhabilitation in situ de sols pollués par le plomb issu d'émissions industrielles : efficacité de phases fixatrices introduites dans le sol pour réduire la mobilité et la biodisponibilité du plomb*. Convention 91 137, Ministère de l'Environnement, DRAEL, Neuilly-sur-Seine – INRA, Unité d'agronomie, Bordeaux, 44 p.
- 34) MENCH M., BAIZE D., MOCQUOT B., 1997. Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France. *Environmental Pollution*, 95, 93-103.
- 35) MENCH M., BAIZE D., DENAIX L., SAPPIN V., STERCKEMAN T., 2001. Exposition de végétaux aux éléments traces *via* la solution du sol : Diagnostic de contamination des récoltes, diagnostic de danger, pratiques agricoles pour prévenir ou assainir. In ANONYME : *Les nouveaux défis de la fertilisation raisonnée, V<sup>e</sup> rencontre de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre*. Gemas – Comifer, Blois 317-331.
- 36) MENCH M., MOCQUOT B., BAIZE D., BUSSIÈRE S., JADÉ C., BRAYETTE S., 2002. Composition des grains de blé après apports de boues urbaines : comparaison de différents protocoles d'étude. In D. BAIZE & M. TERCÉ : *Les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales*. INRA Éditions, Paris, 471-480.
- 37) MENCH M., VANGRONSVELD J., LEPP N., EDWARDS R., 1998. Physico-chemical aspects and efficiency of trace element immobilisation by soil amendments. In J. VANGRONSVELD & S. D., CUNNINGHAM : *Metal-contaminated soils: In situ inactivation and phytoremediation*. Springer Verlag, Berlin, 151-182.
- 38) MENCH M., BAIZE D., SAPPIN-DIDIER V., SAGOT S., STERCKEMAN T., COURBE C., GOMEZ A., 2001. Trace elements contents in winter wheat grain depending on soil type (Quasar programme – France). In L. EVANS : *Proc. 6<sup>th</sup> ICOBTE*. University of Guelph, July 29-August 2, Guelph, Ontario, Canada, 325.
- 39) MINISTÈRE DE LA SANTÉ PUBLIQUE ET DE L'ASSURANCE MALADIE, DIRECTION GÉNÉRALE DE LA SANTÉ, 1992. *La diagonale des métaux*. Paris, 31 p.
- 40) MIQUEL G., ASTRUC M., BERNARD A., DARMENDRAIL D., 2001. *Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé*. Office parlementaire d'Évaluation des Choix Scientifiques et Technologiques. Paris, Documents Sénat, 261 p.

- 41) NORDBERG G., 1996. Human cadmium exposure in the general environment and related health risks - a review. *In* Organization for Economic Co-operation and Development : *Proceedings of Sources of Cadmium in the Environment*. Paris, 95-104.
- 42) SAPPIN-DIDIER V., MENCH M., BAIZE D., BRAYETTE S., JADÉ C., 2001. Transfer functions of Cd from soil to winter wheat grain (Quasar programme, France). *In* L. EVANS : *Proc. 6<sup>th</sup> ICOBTE*. University of Guelph, July 29-August 2, Guelph, Ontario, Canada, 605 p.
- 43) SIX P., 1992. La qualité de l'eau et des sédiments de cours d'eau en cause... Quelques accidents spectaculaires. *Agronomie et Environnement*, Chambre d'Agriculture du Nord, 20 p.
- 44) STERCKEMAN T., BAIZE D., MENCH M., PROIX N., GOMEZ A., 2001. Comparison of three chemical extraction methods for assessing the availability of Cd, Cu, Pb, and Zn to winter wheat. *In* L. EVANS : *Proc. 6<sup>th</sup> ICOBTE*. University of Guelph, July 29-August 2, Guelph, Ontario, Canada, 645 p.
- 45) TREMEL A., 1996. *Transfert du thallium du sol vers la plante. Caractérisation du risque dans les agrosystèmes*. Thèse de Doctorat, Sciences agronomiques, INPL - ENSAIA Nancy, 221 p.
- 46) TREMEL A., 1998. *État de l'art sur les transferts des éléments traces des sols vers les plantes cultivées à vocation alimentaire*. Convention ADEME 97 75 005, Département Agriculture Alimentation, 93 + 245 p.
- 47) TREMEL A., MENCH M., 1997. Le thallium dans les sols et les végétaux supérieurs. II. Le thallium dans les végétaux supérieurs. *Agronomie*, 17, 261-269.
- 48) VANGRONSVELD J., CUNNINGHAM S.D., 1998. *Metal-contaminated soils: in situ inactivation and phytoremediation*. Springer Verlag, Berlin, 265.

### Signification des sigles et acronymes

AGREDE	AGRICulture Et DEchets (programme INRA)
AJM	Apport Journalier Moyen
ASPITET	Apports d'une Stratification Pédologique pour l'Interprétation des Teneurs en Éléments Traces (programme INRA)
CMR	Concentration Maximale Réglementaire
CMREC	Concentration Maximale RECommandée
CSPHF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
DHI	Dose Hebdomadaire Ingérée
DHT	Dose Hebdomadaire Tolérable
DJT	Dose Journalière Tolérable
ET	Éléments en traces
GESSOL	GESTion des SOLs (programme ministère de l'Écologie)
MF	Matière fraîche
MS	Matière sèche
QUASAR	QUALité des Sols Agricoles et des Récoltes
TBT	Tributyl-étain
TPhT	Triphényl-étain

