

4. METALES PESADOS EN LOS CULTIVOS.

4.1. Absorción y traslocación de metales pesados en las plantas.

Las plantas han desarrollado mecanismos altamente específicos para absorber, traslocar y acumular nutrientes (Lasat, 2000), sin embargo, algunos metales y metaloides no esenciales para los vegetales son absorbidos, traslocados y acumulados en la planta debido a que presentan un comportamiento electroquímico similar a los elementos nutritivos requeridos.

La absorción de metales pesados por las plantas es generalmente el primer paso de su entrada en la cadena alimentaria. La absorción y posterior acumulación dependen de (1) el movimiento de los metales desde la solución suelo a la raíz de la planta, (2) el paso de los metales por las membranas de las células corticales de la raíz, (3) el transporte de los metales desde las células corticales al xilema desde donde la solución con metales se transporta de la raíz a los tallos, y (4) la posible movilización de los metales desde las hojas hacia tejidos de almacenamiento usados como alimento (semillas, tubérculos y frutos) por el floema. Después de la absorción por los vegetales los metales están disponibles para los herbívoros y humanos directamente o a través de la cadena alimentaria (John y Leventhal, 1995).

Otro mecanismo de ingreso de sustancias potencialmente tóxicas a las plantas, como los metales pesados, es mediante la absorción foliar. La disponibilidad a través de las hojas de algunos elementos traza provenientes de fuentes aéreas puede tener un impacto significativo en la contaminación de las plantas y también es de particular importancia en la aplicación de fertilizantes foliares (Kabata – Pendias, 2000). La absorción foliar es mediada por una fase de penetración cuticular y un mecanismo de carácter metabólico que considera la acumulación de los elementos contra un gradiente de concentración.

Las especies vegetales, incluidos algunos cultivos, tienen la capacidad de acumular metales en sus tejidos. Las plantas capaces de absorber y acumular metales por sobre lo establecido como normal para otras especies en los mismos suelos se llaman hiperacumuladoras y se encuentran principalmente en suelos que son ricos en metales por condiciones geoquímicas naturales o contaminación antropogénica. Las plantas hiperacumuladoras generalmente tienen poca biomasa debido a que ellas utilizan más energía en los mecanismos necesarios para adaptarse a las altas concentraciones de metal en sus tejidos (Kabata –Pendias, 2000).

La capacidad de las plantas para bioacumular metales y otros posibles contaminantes varía según la especie vegetal y la naturaleza de los contaminantes. Los tallos de arveja (*pisum sativum*) acumulan más cadmio que plomo en suelos tratados con dosis crecientes de metales. Estas diferencias en la absorción de metales puede ser atribuida a la capacidad de retención del metal por el suelo y a la interacción planta-raíz-metal (Naidu *et al.* 2003). El comportamiento de la planta frente a los metales pesados depende de cada metal

4.1.1. Cromo.

El Cr puede presentarse en varios estados de valencia, los más comunes e importantes son: Cr metálico (valencia 0), Cr trivalente (Cr III) y Cr hexavalente (Cr VI). El Cr trivalente comúnmente está en la naturaleza y es un nutriente esencial para el ser humano ya que estimula la acción de la insulina en los tejidos. No se ha informado que el Cr como metal puro presente efectos tóxicos al ambiente o al ser humano. La toxicidad aguda y crónica por Cr es causada principalmente por los compuestos de Cr hexavalente (Cunat, 2002), siendo ésta la forma más disponible, pero inestable en el suelo, para la absorción por las plantas. No existe evidencia que el Cr sea un elemento esencial para el metabolismo de las plantas.

La mayoría de los suelos contienen cantidades significativas de Cr, pero su disponibilidad para las plantas es limitada. Los suelos ricos en serpentina y los desechos de curtiembre tienen una concentración alta de Cr (III), sin embargo, el Cr (VI) es la forma más biodisponible (pero inestable) para las plantas en el suelo. Los cambios de pH y los exudados radicales pueden influenciar el estado de oxidación del Cr y con esto aumentar o disminuir la cantidad de Cr disponible para las plantas (James, 2002). El Cr (VI) aumenta su solubilidad en rangos de pH bajo 5,5 y sobre 8. James y Bartlett (1984), observaron que la reducción del Cr(VI), seguida de la complejación del recién formado Cr (III), en la zona radical, puede aumentar la absorción y traslocación de Cr en raíces y tallos de poroto (*Phaseolus* sp.) y maíz (*Zea mays* L.). Los ácidos carboxílicos también incrementan la absorción de Cr en tomate y maíz.

El **Cuadro 4.1.1** muestra contenidos de cromo en plantas de consumo directo y en forraje. En las plantas generalmente se observa un contenido de cromo mayor en las raíces que en las hojas y tallos, mientras que la concentración más baja está en los granos (James, 2002).

Cuadro 4.1.1. Rango y contenido medio de Cr en plantas de consumo directo y forraje (Modificado de Kabata - Pendias, 2000).

País	Cultivo	Órgano	Contenido (mg kg ⁻¹ , base PS)
Finlandia	Pasto	Canopia	0,11-0,35
Polonia	Avena	Grano	0,55
	Trigo	Grano	0,2
	Centeno	Grano	0,16
	Trébol	Canopia	0,2 – 4,2
	Pasto	Canopia	0,6 – 3,4
U.S.A.	Trigo sarraceno	Semillas	0,03
	Trigo	Grano	0,014
	Papa	Tubérculo	0,021
	Porotos	Vainas	0,15
	Lechuga	Hojas	<1,5 Φ
	Cebolla	Bulbos	0,021
	Zanahoria	Raíz	<1,5 Φ
	Tomate	Fruto	0,074
	Manzana	Fruto	0,013
	Naranja	Fruto	0,029
	Alfalfa	Canopia	0,10 – 0,91

Φ peso de cenizas

4.1.2. Manganese

El Mn es un elemento muy común en la corteza terrestre, generalmente se presenta en el suelo como óxido e hidróxido, formando concreciones junto a otros elementos metálicos. El Mn es esencial en la nutrición de las plantas, es requerido en el fotosistema II y en la activación de algunas enzimas (Mahler, 2003). Aparentemente la absorción de Mn es mediante transporte activo de manera similar a la absorción de otros cationes divalentes como Mg^{2+} y Ca^{2+} . Sin embargo, cuando el metal se encuentra en alta concentración en la solución del suelo puede ocurrir absorción pasiva (Kabata – Pendias, 2000). Cuando la disponibilidad de Mn es elevada en el suelo (suelos mal drenados, de pH menor a 5,5 o mayor a 8) el Mn es rápidamente traslocado dentro de la planta a otros órganos, por lo que es probable que en los tejidos de la raíz y el xilema no se encuentre ligado a moléculas orgánicas insolubles sino más bien en formas catiónicas libres, siendo traslocado principalmente a los tejidos meristemáticos. El **Cuadro 4.1.2** muestra algunos contenidos de manganeso en vegetales de consumo.

4.1.3. Níquel

El Ni es un elemento esencial para el metabolismo de las plantas, aun cuando éstas requieren menos de $0,001 \text{ mg kg}^{-1}$ de peso seco (Mahler, 2003). En la corteza terrestre existe una similitud entre la distribución de Ni, Co y Fe. El Ni presenta afinidad con Fe y S, pero también con carbonatos, fosfatos, silicatos y óxidos de Fe y Mn. En los horizontes superficiales del suelo, el Ni aparece ligado a formas orgánicas, parte de las cuales pueden encontrarse en quelatos fácilmente solubles. Sin embargo, la fracción más soluble a las plantas parece ser la asociada a los óxidos de Fe y Mn. Generalmente, la solubilidad del Ni se encuentra inversamente relacionada con el pH del suelo. El Ni varía en el suelo en un amplio rango de $0,2$ a 450 mg kg^{-1} , pero los valores típicos totales en los suelos del mundo varían entre 5 y 22 mg kg^{-1} . El Ni es un elemento móvil en la planta, y se acumula preferentemente en hojas y semillas (Halstead *et al.*, 1969). Aun cuando los síntomas de la exposición a altas concentraciones de Ni varían entre especies, es común que se produzca clorosis.

El **Cuadro 4.1.3** muestra rangos y contenido medio de Ni en vegetales de consumo.

Cuadro 4.1.2 Rango y contenido medio de Mn en vegetales de consumo (Modificado de Kabata – Pendias, 2000).

Planta	Órgano	Rango (mg kg ⁻¹ , peso seco)
Trigo invierno	Granos	10 – 103
Trigo primavera	Granos	28 – 84
Cebada	Granos	12 – 30
Avena	Granos	17-121
Centeno	Granos	9 – 87
Arroz	Granos	4 – 39
Triticale	Granos	26 – 55
Maíz dulce	Granos	3,6♣
Porotos	Vainas	21♣
Repollo	Hojas	14 – 28
Lechuga	Hojas	29♣
Betarraga	Raíz	36 – 113
Remolacha	Raíz	92♣
Zanahoria	Raíz	8,5 – 28
Cebolla	Bulbo	16 – 24
Papa	Tubérculo	3,6 – 15
Tomate	Fruto	12♣
Manzano	Fruto	1,3♣
Naranja	Fruto	1,5
Pastos♣♣	Hojas	16 - 665
Tréboles♣♣♣	Hojas	15 – 436

♣ Valor medio

♣♣ Las medias no superan los 350 mg kg⁻¹

♣♣♣ Las medias no superan los 120 mg kg⁻¹

Cuadro 4.1.3 Rango y contenido medio de Ni en vegetales de consumo (Kabata – Pendias, 2000).

Planta	Órgano	Rango (mg kg ⁻¹ peso seco)
Trigo invierno	Granos	0,18 – 0,7
Trigo primavera	Granos	0,17 – 0,67
Cebada	Granos	0,10 – 0,67
Avena	Granos	0,2 – 8,0
Centeno	Granos	0,14 – 1,0
Arroz	Granos	<0,2 – 1,2
Maíz dulce	Granos	0,22 – 0,34
Porotos	Vainas	1,7 – 3,7
Repollo	Hojas	0,62 – 0,99
Lechuga	Hojas	1,0 – 1,8
Zanahoria	Raíz	0,26 – 0,98
Cebolla	Bulbo	0,59 – 0,84
Papa	Tubérculo	0,29 – 1,0
Pepino (ensalada)	Fruto	1,3 – 2,0
Tomate	Fruto	0,43 – 0,48
Manzano	Fruto	0,06†
Naranja	Fruto	0,39†
Pastos††	Hojas	0,07 – 4,8
Tréboles†††	Hojas	0,2 - 8,2

† Valor medio
†† Las medias no superan las 1,7 mg kg⁻¹
††† Las medias no superan las 2,7 mg kg⁻¹

4.1.4. Cobre

En el suelo los iones de Cu presentan una alta afinidad para formar complejos con la materia orgánica. De esta forma, es frecuente que la materia orgánica del suelo sea el factor más importante en determinar la biodisponibilidad del Cu (del Castilho *et al.*, 1993). El rango de pH de mayor disponibilidad de Cu en el suelo varía entre 4,5 y 7.

Los mecanismos de absorción de Cu por las plantas aun no están del todo claros, ya que se ha observado una probable absorción pasiva de Cu, especialmente cuando la concentración de la solución en que crecen las plantas está en el rango tóxico del metal, aun cuando existen numerosas evidencias respecto a su absorción activa (Kabata – Pendias, 2000). En los tejidos de la raíz, el Cu se encuentra casi completamente en formas complejas, sin embargo, es muy probable que el metal ingrese a las células de las raíces en formas disociadas y a tasas diferentes según la especie del metal. Se ha observado una alta capacidad de los tejidos de las raíces para almacenar Cu tanto en condiciones de deficiencia como de exceso de Cu en el medio. En la savia xilemática de las plantas el Cu se encuentra casi un 100% ligado a aminoácidos, aun bajo condiciones de suplemento excesivo de Cu (Liao *et al.*, 2000a; Liao *et al.*, 2000b). Esto sugiere que aun bajo condiciones de toxicidad de Cu, las plantas lo complejan, minimizando el daño potencial de altas concentraciones de iones libres de Cu (Welch, 1995).

El Cu tiene una movilidad relativamente baja respecto a otros elementos en las plantas, permaneciendo en los tejidos de las raíces y hojas hasta su senescencia. De esta forma, los órganos jóvenes generalmente son los primeros en desarrollar síntomas de deficiencia de Cu. La movilidad del Cu dentro de los tejidos de las plantas depende directamente del nivel de Cu en el sustrato. La acumulación de Cu en órganos reproductivos varía ampliamente con la especie. Las mayores concentraciones de Cu en órganos reproductores se han encontrado en el embrión y la cubierta seminal de granos de cereales. Pérez *et al.* (2004) señalan que la relación (metal en grano y en hoja)/ (metal cambiante en suelo) decrece en orden $Zn > Cu > Pb > Cd$, siendo los valores más altos para hojas, que para granos. En trigo (*Triticum aestivum*) excesos de Cu reducen el transporte de Zn en el floema debido a que Cu y Zn compiten por los mismos sitios de transporte (Pearson *et al.*, 1996).

El **Cuadro 4.1.4** (Kabata – Pendias, 2000) muestra rangos y contenido medio de Cu en vegetales de consumo.

Cuadro 4.1.4 Rango y contenido medio de Cu en vegetales de consumo.

Planta	Órgano	Rango (mg kg ⁻¹ , peso seco)
Trigo invierno	Granos	2,6 – 6,8
Trigo primavera	Granos	2,1 – 10,3
Cebada	Granos	1,8 – 9,2
Avena	Granos	1,0 – 5,2
Centeno	Granos	1,4 – 8
Arroz	Granos	0,5 – 5,1
Triticale	Granos	3,2 – 7,8
Maíz dulce	Granos	1,4 – 2,1
Porotos	Vainas	5,1 – 8,0
Repollo	Hojas	2,9 – 4,0
Lechuga	Hojas	6,0 – 8,1
<i>Beta Vulgaris</i>	Raíz	5,0 – 8,1
Zanahoria	Raíz	4,0 – 8,4
Cebolla	Bulbo	4,0 – 6,0
Papa	Tubérculo	3,0 – 6,6
Tomate	Fruto	6 – 8,8
Manzano	Fruto	1,1 Φ
Naranja	Fruto	1,9 Φ
Pastos $\Phi\Phi$	Hojas	1,1 – 33,1
Tréboles $\Phi\Phi\Phi$	Hojas	2,0 – 29,0

Φ valor medio

$\Phi\Phi$ Las medias no superan las 11 mg kg⁻¹

$\Phi\Phi\Phi$ Las medias no superan las 17 mg kg⁻¹

4.1.5. Cinc

El Zn es un elemento esencial a las plantas, participa en varios procesos metabólicos y es un componente de varias enzimas. El contenido medio de Zn en la superficie de los suelos de diferentes países varía de 17 a 125 mg kg⁻¹. La adsorción y desorción de Zn en el suelo se encuentra vinculada a los coloides orgánicos e inorgánicos. Existen dos mecanismos en la adsorción de Zn, uno en medio ácido relacionado con los sitios de

intercambio catiónico, y otro, en medio alcalino asociado con la quimisorción que es influenciada por ligandos orgánicos. La movilización y lixiviación del Zn es mayor en suelos ligeramente ácidos al aumentar la competencia con otros cationes por los sitios de intercambio. La solubilidad y disponibilidad de Zn se correlaciona negativamente con la saturación de Ca y compuestos fosforados presentes en el suelo.

El mecanismo mediante el cual el Zn es absorbido por las raíces no ha sido definido con precisión. Sin embargo, el ingreso predominante es como Zn hidratado y Zn^{+2} , aun cuando pueden ser absorbido como complejos y quelatos orgánicos.

En la planta es frecuente que las raíces contengan mucho más Zn que la parte aérea. En condiciones de exceso, el Zn se puede acumular en la canopia.

El **Cuadro 4.1.5** muestra rangos y contenido medio de Zn en vegetales de consumo.

4.1.6. Arsénico

El As es un elemento no esencial para las plantas. En altas concentraciones interviene en los procesos metabólicos de las plantas, pudiendo inhibir el crecimiento y frecuentemente llegar a la muerte de la planta (Tu y Ma, 2002). Sin embargo, los niveles de As en vegetales, granos y otros cultivos alimenticios son bajos, aun cuando los cultivos se desarrollen en suelos contaminados (O'Neill, 1995). El As en el suelo se encuentra en formas móviles en el rango de pH 7 a 9.

Con altas concentraciones de As la producción de biomasa y el rendimiento de varios cultivos se reduce significativamente (Carbonell-Barrachina *et al.*, 1997), con la aplicación de 50 mg As kg^{-1} de suelo los rendimientos de cebada (*Horedum vulgare* L.) y ballica (*Lolium perenne* L.) disminuyeron significativamente (Jiang and Singh, 1994). En arroz (*Oryza sativa* L.), el As absorbido como ácido dimetil arsénico es fácilmente traslocado a los brotes, mientras que el As (III), As (V) y el ácido monometil arsénico son acumulados principalmente en las raíces (Marin *et al.*, 1992). En plantas de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.) tanto el ácido dimetil arsénico como el ácido monometil arsénico mostraron una alta traslocación hacia las partes aéreas superiores con valores cercanos al límite máximo permisible, en comparación con el arsenito y el arseniato, reduciendo significativamente el crecimiento y rendimiento de frutos (Burlo *et al.*, 1999). Las plantas de tomate acumulan As principalmente en las raíces (85 % del total de As), el resto es acumulado en brotes (14 %) y frutos (1 %) (Burlo *et al.*, 1999).

El **Cuadro 4.1.5** muestra rangos y contenido medio de As en vegetales de consumo.

Cuadro 4.1.5 Rango y contenido medio de de Zn en vegetales de consumo.
(Kabata – Pendias , 2000).

Planta	Órgano	Rango (mg kg ⁻¹ , peso seco)
Trigo invierno	Granos	20 – 40
Trigo primavera	Granos	19 – 47
Cebada	Granos	16 – 51
Avena	Granos	12 – 75
Centeno	Granos	14 – 73
Arroz	Granos	7,2 – 28
Triticale	Granos	22 – 26
Maíz dulce	Granos	25 – 36
Porotos	Vainas	32 – 38
Repollo	Hojas	24 – 31
Lechuga	Hojas	44 – 73
Betarraga	Raíz	28 – 46
Zanahoria	Raíz	21 – 27
Cebolla	Bulbo	22 – 32
Papa	Tubérculo	10 – 26
Tomate	Fruto	17 – 26
Manzano	Fruto	1,2♣
Naranja	Fruto	5,0♣
Pastos♣♣	Hojas	6 – 80
Tréboles♣♣♣	Hojas	16 – 126

♣ valor medio

♣♣ Las medias no superan las 47 mg kg⁻¹

♣♣♣ Las medias no superan las 62 mg kg⁻¹

4.1.7. Selenio

El papel fisiológico del Se en el metabolismo de las plantas no está claramente dilucidado. El selenio puede existir en el suelo en cuatro estados de valencia, como seleniuro (Se²⁻), Se elemental (Se⁰), selenito (Se⁴⁺) y seleniato (Se⁶⁺). El Se a pH alcalino predomina como seleniato con alta movilidad, a pH neutro lo hace como selenito con movilidad media, y a pH ácido, lo hace como seleniuro con baja movilidad. Las plantas varían considerablemente en sus respuestas fisiológicas al selenio. Algunas especies

vegetales que crecen en suelos seleníferos son Se – tolerantes y acumulan grandes cantidades de Se. Ellas pueden acumular, desde cientos a varios miles de miligramos de Se por kilogramo, base peso seco, en sus tejidos. Sin embargo, la mayoría de las

Cuadro 4.1.6 Rango y contenido medio de As en vegetales de consumo (Kabata – Pendias (2000).

Planta	Órgano	Rango ($\mu\text{g kg}^{-1}$, peso seco)
Trigo	Granos	3 – 10
Cebada	Granos	3 – 18
Avena	Granos	10
Arroz	Granos	110 – 200
Maíz dulce	Granos	30 – 400
Porotos	Vainas	7 - 100
Repollo	Hojas	20 – 50
Espinaca	Hojas	200 – 1500
Lechuga	Hojas	20 – 250
Zanahoria	Raíz	40 – 80
Cebolla	Bulbo	50 – 200
Papa	Tubérculo	30 – 200
Tomate	Fruto	9 – 120
Manzano	Fruto	50 – 200
Naranja	Fruto	11 – 50
Treboles	Parte aérea	20 – 160
Pastos	Parte aérea	280 - 300

plantas, entre ellas muchas forrajeras y cultivos agrícolas no acumulan grandes cantidades y son Se-sensibles. Las plantas Se sensibles contienen menos de 25 mg de Se kg^{-1} en peso seco, no acumulando más de 100 mg Se kg^{-1} en peso seco, cuando crecen en suelos seleníferos (Terry *et al.*, 2000). Las plantas cultivadas que crecen en suelos no seleníferos presentan concentraciones de Se que varían entre 0,01 a 1,0 mg

kg^{-1} de peso seco. Especies de rápido crecimiento del género *Brassica* como mostaza india (*Brassica juncea*) y raps (*Brassica napus*) acumulan grandes cantidades de Se, del orden de varios cientos de mg kg^{-1} de peso seco, en sus tallos cuando crecen en suelos contaminados con niveles moderados de Se (Bañuelos *et al.*, 1997).

El selenio compite con el azufre en el paso a través de membranas (**Figura 4.1.1**). Por ser de naturaleza química similar puede ser transportado por los mismos transportadores hacia el interior de las células. Los suelos afectados por salinidad con sulfatos reducen notablemente la absorción de selenato en las plantas. La expresión de la alta afinidad del transportador de sulfato por selenato es regulada positivamente por o-acetilserina, y negativamente por el sulfato y la glutathiona (Terry *et al.*, 2000).

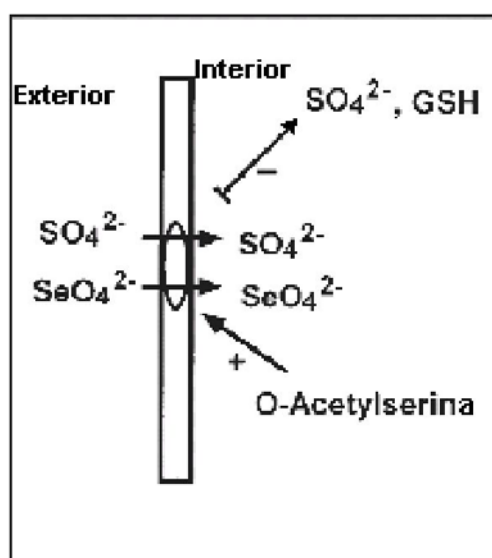


Figura 4.1.1 Absorción de selenato al interior de una célula vegetal. SO_4^{2-} = sulfato; SeO_4^{2-} = selenato; GSH = glutathiona reducida (Terry *et al.*, 2000).

La absorción de Se en suelos salinos que tienen alta concentración de sulfatos no afecta a las especies vegetales en la misma magnitud. En las plantas Se-acumuladoras, el selenato es absorbido con preferencia en relación al sulfato. Cálculos del coeficiente de discriminación Se/S indican que *Astragalus bisulcatus*, arroz, y mostaza india (*Brassica juncea*), tienen la capacidad de absorber Se preferentemente en presencia de un alto suministro de sulfato (Bell *et al.*, 1992). Otras especies, como alfalfa, trigo, ballica, cebada y brócoli tienen un coeficiente de discriminación con valores menores a uno, y la absorción de selenato se inhibe significativamente en presencia de un suministro de sulfato (Terry *et al.*, 2000).

La traslocación de Se desde la raíz a los brotes depende de la forma del Se suministrado. El selenato es transportado más fácilmente que el selenito o el Se orgánico hacia las partes superiores de las plantas. La distribución del Se en los distintos órganos de las plantas varía con la especie, la fenología y su condición fisiológica. En plantas acumuladoras, el Se es almacenado en las hojas jóvenes durante los estados tempranos de desarrollo, en la fase reproductiva se translocan altos niveles de Se a las semillas a medida desde las hojas. Los cereales no acumuladores cultivados tienen similares contenidos de Se en grano y raíces, con pequeñas cantidades en tallos y hojas (Terry *et al.*, 2000).

Las plantas también pueden absorber el Se en formas volátiles desde la atmósfera por las hojas, acumulándose en las raíces de algunas especies como chéptica (*Agrostis tenuis*), cebada (*Horedum vulgare*), tomate (*Lycopersicon esculentum*) y rábano (*Raphanus sativus*).

El **Cuadro 4.1.7** muestra rangos y contenido medio de Se en vegetales de consumo.

4.1.8. Molibdeno

El contenido de Mo en los suelos generalmente se encuentra asociado al material parental, variando entre 0,013 y 17,0 mg kg⁻¹ para la mayoría de los suelos del mundo. El Mo se encuentra asociado a rocas félsicas como el granito. El Mo es más soluble en suelos alcalinos, asociándose principalmente a compuestos orgánicos e hidróxidos de Fe. Por esto el Mo aumenta su solubilidad cuando se aplican enmiendas calcáreas en el suelo. Otro factor importante en la solubilidad del Mo es el drenaje del suelo que influye en el potencial redox. El Mo está disponible para las plantas bajo condiciones de oxidación, sin embargo, presenta especies móviles (thiomolibdatos) en condiciones de reducción.

El Mo es un micronutriente esencial a las plantas, aun cuando su requerimiento fisiológico es relativamente bajo. El Mo se encuentra presente en ácidos nucleicos y forma parte de algunas enzimas como la nitrogenasa y la nitrato-reductasa, presentándose en forma más abundante en los nódulos de las raíces de plantas leguminosas. Las concentraciones óptimas de Mo en trébol subterráneo se encuentran en el rango de 0,5 a 1,0 mg kg⁻¹ y no superior a 5,0 mg kg⁻¹ considerado como un valor excesivo (Opazo *et al.*, 2000)

El **Cuadro 4.1.8** muestra rangos y contenido medio de Mo en vegetales de consumo.

Cuadro 4.1.7 Contenido medio de Se en vegetales de consumo. (Kabata – Pendias, 2000).

Planta	Órgano	Rango ($\mu\text{g kg}^{-1}$, peso seco)
Trigo	Granos	1 – 430 (690)†
Cebada	Granos	2 – 110 (1800) †
Avena	Granos	3 – 140 (1000) †
Centeno	Granos	9 – 250
Maíz	Granos	10 – 2030†
Repollo	Hojas	150
Lechuga	Hojas	57
Zanahoria	Raíz	64
Cebolla	Bulbo	42
Papa	Tubérculo	11
Tomate	Fruto	36 – 83
Manzano	Fruto	2,6 - 8
Naranja	Fruto	7,7
Te	Hojas	21 – 980
Pastos††	Hojas	1 – 450
Tréboles†††	Hojas	5 - 880

† valor máximo en USA.

†† Las medias no superan las $352 \mu\text{g kg}^{-1}$

††† Las medias no superan las $672 \mu\text{g kg}^{-1}$

4.1.9 Cadmio

El Cd es un elemento de naturaleza química muy similar al Zn, ambos pertenecen al Grupo II de la Tabla Periódica y es sustituto de éste en forma de impureza en los minerales de Zn, por esto el Cd es un subproducto de las fundiciones de Zn y otros metales. El Cd también se presenta como sustituto del Ca en la apatita y la calcita, pudiendo aumentar sus impurezas en los fertilizantes fosfatados. El hecho que el Cd sea un metal pesado tóxico y Zn sea un elemento esencial hace que de esta asociación se

puedan prevenir los posibles efectos tóxicos del Cd mediante un tratamiento preventivo con Zn (Das *et al.*, 1998).

Cuadro 4.1.8 Contenido medio de Mo en vegetales de consumo (Kabata – Pendias (2000)).

Planta	Órgano	Rango (mg kg ⁻¹ , peso seco)
Trigo invierno	Granos	0,14 – 1,1
Trigo primavera	Granos	0,08 – 1,1
Cebada	Granos	0,02 – 2,4
Avena	Granos	0,12 – 1,31
Centeno	Granos	0,21 – 1,9
Arroz	Granos	0,18 – 3,05
Maíz	Granos	0,18
Poroto	Granos	0,9 – 1,6
Arveja	Granos	1,2 – 1,75
Repollo	Hojas	0,85
Lechuga	Hojas	0,074
Zanahoria	Raíz	0,04
Remolacha	Raíz	0,45 – 0,75
Cebolla	Bulbo	0,16 – 0,24
Papa	Tubérculo	0,15 – 0,25
Pepino	Fruto	0,82
Tomate	Fruto	0,82
Manzano	Fruto	0,07
Naranja	Fruto	0,11
Te	Hojas	0,2 – 0,3
Pastos♦	Hojas	0,1 – 234
Forrajeras	Hojas	1,0 – 39,6
leguminosas♦♦		

♦ Las medias no superan las 5 mg kg⁻¹

♦♦ Las medias no superan las 26,6 mg kg⁻¹

El Cd es uno de los metales traza del suelo más solubles (Jansson, 2002) y peligrosos, debido a su alta movilidad y que a en pequeñas concentraciones tiene efectos nocivos en las plantas. Es soluble en estados oxidados. Bajo condiciones de reducción precipita

como sulfuro de cadmio, por ello, el contenido de Cd en arroz es mayor si el cultivo se establece en suelos no anegados. Aunque el arroz se cultiva generalmente en suelos mal drenados, no hay una relación directa entre la concentración de Cd en el suelo y el arroz cosechado (Chen, 2000).

La concentración de Cd en cereales, papas y verduras no es alta al compararla con la que hay en otros productos alimenticios como las semillas de maravilla, linaza, riñones e hígado de mamíferos y el hepatopáncreas de los mariscos (Jorhem y Sundström, 1993). Sin embargo, debido a que el consumo de cereales, papas y verduras es alto, el consumo total de Cd desde esas fuentes es considerable. Según la FAO y la OMS (1993), el valor límite sugerido para cereales y leguminosas de grano es de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd. Se ha observado que las plantas de lechuga traslocan mucho más Cd a hojas y tallos que otros cultivos como ballica y pasto ovillo (*Dactylis glomerata* L.) (Jarvis *et al.*, 1976). Las hojas nuevas de lechuga y espinaca tienen mayor acumulación de Cd que las hojas viejas (McKenna *et al.*, 1993). En plantas de tomate el Cd se trasloca fácilmente a las partes aéreas, sin embargo, en los frutos se encuentra a niveles no detectables (Moral *et al.*, 1994).

En las plantas, los síntomas más generales de toxicidad por Cd son atrofia y clorosis. La clorosis puede aparecer debido a una interacción directa o indirecta con el Fe, el Zn, el P y el Mn. Altos contenidos de Cd en el medio de crecimiento inhiben la absorción de Fe en las plantas. Aun cuando los efectos del Cd varían a nivel de especie, e incluso varietal, en general el Cd interfiere en la absorción y transporte de varios elementos (Ca, Mg, P y K) y del agua (Das *et al.*, 1998).

El **Cuadro 4.1.9** muestra concentraciones media, mínima y máxima de Cd en cultivos de distintos países.

4.1.10. Mercurio

La acumulación de Hg en el suelo se encuentra controlada principalmente por la formación de complejos orgánicos y por la precipitación. El Hg se encuentra asociado a Cl^- . En presencia de un exceso de Cl^- la adsorción de Hg^+ en las partículas minerales del suelo y la materia orgánica disminuye debido a la formación de complejos de Hg-Cl altamente estables que son poco adsorbidos.

Cuadro 4.1. 9. Concentraciones media, mínima y máxima de Cd en cultivos de distintos países. (Jansson, 2002)

País	Cultivo	Concentración (mg kg ⁻¹ , peso seco)		
		Media	Mínima	Máxima
Suecia	Zanahoria	0,24	0,06	0,82
Dinamarca	Zanahoria	0,20	0,06	1,73
Holanda	Zanahoria	0,27	0,045	1,45
Estados Unidos	Zanahoria	0,15	0,018	1,18
Suecia	Papas: Tubérculo	0,041	0,004	0,142
Australia	Papas: Tubérculo	0,150	0,02	1,05
Reino Unido	Papas: Tubérculo	0,150	-	-
Noruega	Papas: Tubérculo	0,060	<0,010	0,225
Polonia	Papas: Tubérculo	0,11	-	-
Suecia	Cebada: Granos	0,019	0,002	0,076
Reino Unido	Cebada: Granos	0,019	-	-
Suecia	Avena: Granos	0,036	0,002	0,505
Polonia	Centeno	0,03	-	-
Suecia	Trigo primavera: Granos	0,056	0,014	0,163
Suecia	Trigo invernal: Granos	0,044	0,007	0,229
Holanda	Trigo invernal: Granos	0,06	0,07	0,35
Polonia	Trigo: Granos	0,07	-	-
Reino Unido	Trigo: Granos	0,053	-	-

La movilidad del Hg requiere procesos de disolución y degradación biológica y química de los compuestos orgánicos de mercurio, especialmente hacia formas metiladas del Hg elemental. En condiciones de suelo aeróbicas dominan especies catiónicas de Hg, En condiciones de suelo anóxicas es probable que ocurran complejos aniónicos de Hg y S, mientras que los compuestos de Hg metilados predominan en suelos de condiciones redox intermedias.

La concentración media de Hg para los suelos del mundo, raramente excede las 400 $\mu\text{g kg}^{-1}$, asociándose principalmente a suelos orgánicos, suelos inundados para el cultivo de arroz y suelos urbanos. Suelos con valores de Hg superiores a 500 $\mu\text{g kg}^{-1}$ pueden considerarse contaminados.

La absorción de Hg desde el suelo a las plantas es baja constituyéndose en una barrera para la traslocación desde las raíces a las partes aéreas de las plantas (Patra y Sharma, 2000). De esta forma, altas concentraciones de Hg en el suelo producen sólo aumentos moderados en los niveles del metal en las hojas por absorción desde el suelo.

El Hg aerotransportado contribuye significativamente al contenido de este metal en los cultivos y por esta razón, al consumo humano y animal (Patra y Sharma, 2000). Una parte del Hg atmosférico es absorbido directamente por las hojas de las plantas, el que pasa al humus del suelo por abscisión foliar.

Patra y Sharma (2000), informaron que la incorporación de vapor de Hg por las hojas de plantas C3 (avena, cebada y trigo) fue cinco veces mayor que la absorción por las hojas de especies C4 (maíz, sorgo y digitaria). Los daños a las semillas de cereales por compuestos orgánicos de Hg, se han caracterizado por una germinación anormal y una hipertrofia característica de las raíces y el coleoptilo.

La exposición de las plantas al Hg puede deberse a:

- Administración directa como agentes funguicidas en el tratamiento de las semillas o aspersión foliar.
- Exposición accidental en el suelo, agua y contaminación del aire.

El **Cuadro 4.1.10** muestra rangos y contenido medio de Hg en vegetales de consumo.

4.1.11. Plomo

El plomo varía en los horizontes superficiales del suelo en un rango de 3 a 189 mg kg^{-1} , mientras que los valores medios para tipos de suelo varían entre 10 a 67 mg kg^{-1} con un promedio de 32 mg kg^{-1} . Se han informado valores altos de Pb (sobre 100 mg kg^{-1}) para suelos de Dinamarca, Japón, Gran Bretaña e Irlanda, los que probablemente reflejan el impacto de la contaminación. Davies (1977) estableció que el límite superior para el contenido de Pb de un suelo normal podría ser 70 mg kg^{-1} .

La solubilidad del Pb puede disminuir mediante el encalado. En condiciones alcalinas el Pb precipita como hidróxido, fosfato o carbonato, y también se promueve la formación de complejos orgánicos estables de Pb. La acidez creciente del suelo puede aumentar la solubilidad de Pb, pero su movilización generalmente es más lenta que su acumulación en

las capas de suelo ricas en materia orgánica. La localización característica del Pb cerca de la superficie del suelo, se relaciona principalmente con la acumulación superficial de materia orgánica.

Cuadro 4.1.10. Rangos y contenido medio de Hg en vegetales de consumo. (Kabata – Pendias , 2000).

Planta	Órgano	Rango ($\mu\text{g kg}^{-1}$, peso seco)
Trigo	Granos	0,2 – 33
Cebada	Granos	5 – 82
Avena	Granos	<4 – 45
Centeno	Granos	3 – 18
Maíz	Granos	3 – 4,6
Poroto	Granos	3 – 11
Repollo	Hojas	6,5
Lechuga	Hojas	8,3
Zanahoria	Raíz	5,7 – 86
Cebolla	Bulbo	<10
Papa	Tubérculo	<10 – 47
Tomate	Fruto	3,1 – 34
Manzano	Fruto	<10
Naranja	Fruto	2,6
Te	Hojas	34 – 46

En suelos contaminados con Pb, éste se encuentra comúnmente asociado a Cd y Zn (Hettiarachchi y Pierzynski, 2002). La barrera suelo-planta limita la transmisión de Pb a la cadena alimenticia, ya sea por procesos de inmovilización química en el suelo (Laperche *et al.*, 1997), o limitando el crecimiento de las plantas antes que el Pb absorbido alcance niveles que pueden ser dañinos para el ser humano. La absorción y traslocación de Pb por depositación atmosférica en las hojas puede llegar a ser un 73 a 95% del contenido de Pb total en plantas de hoja (como espinacas) y cereales (Kabata – Pendias, 2000).

La estabilización del Pb en suelos contaminados puede lograrse mediante la aplicación de fósforo y óxido de manganeso. Sin embargo, estos tratamientos afectan la biodisponibilidad de otros metales (Cd y Zn) (Hettiarachchi y Pierzynski, 2002). Además, la continua remoción de P y otros elementos químicos inducidos por el crecimiento de las plantas puede afectar la biodisponibilidad de Pb en el suelo. En las plantas el Pb se almacena principalmente en las raíces, siendo mínima su presencia en las estructuras reproductivas.

El **Cuadro 4.1.11** muestra algunos rangos y contenido medio de Pb en vegetales de consumo.

Cuadro 4.1.11 Rangos y contenido medio de Pb en vegetales de consumo. (Kabata – Pendias , 2000).

Planta	Órgano	Rango (mg kg ⁻¹ , peso seco)
Trigo	Granos	0,1 – 1,0
Cebada	Granos	0,1 – 1,50
Avena	Granos	0,05 – 2,0
Centeno	Granos	0,06 – 1,3
Arroz	Granos	<0,002 – 0,07
Maíz	Granos	<0,3 – 3,0
Poroto	Vainas	<1,5 – 2,0
Repollo	Hojas	1,7 – 2,3
Lechuga	Hojas	0,7 – 3,6
Zanahoria	Raíz	0,5 – 3,0
Betarraga	Raíz	0,7 – 2
Cebolla	Bulbo	1,1 – 2
Papa	Tubérculo	0,5 – 3,0
Tomate	Fruto	1,0 – 3,0
Manzano	Fruto	0,05 – 0,2
Pastos♠	Hojas	0,01 – 35
Trébol♠♠	Hojas	1,0 – 18,8

♠ Las medias no superan las 4,6 mg kg⁻¹

♠♠ Las medias no superan las 8 mg kg⁻¹

4.2. Fitotoxicidad

El término fitotoxicidad se ha asociado normalmente con la acumulación de una sustancia dañina en el tejido de una planta en niveles que afectan su crecimiento y normal desarrollo. Sin embargo, esta definición muchas veces no es adecuada porque las plantas presentan distintos grados de fitotoxicidad mostrando una gran variedad de síntomas durante su ciclo de crecimiento, existiendo distintos niveles de daño. Además, el crecimiento no sólo se ve afectado por la acumulación de sustancias tóxicas, sino que también por factores medioambientales como deficiencias nutricionales, estrés hídrico, daño en raíces u otros, los cuales producen disminución del rendimiento (Naidu *et al.*, 2003). Chang *et al.* (1992), indican que para confirmar que existe fitotoxicidad por metales se requiere que:

- Las plantas sufran un daño.
- El metal potencialmente tóxico sea acumulado en el tejido de vegetal.
- Las anomalías observadas no correspondan a otros desórdenes del crecimiento de la planta, y
- Se observen los mecanismos bioquímicos que causan la toxicidad del metal en las plantas durante el ciclo de crecimiento.

En general, las plantas son mucho más resistentes a los incrementos en la concentración que a una insuficiencia de un elemento esencial dado. Distinto es el caso de un elemento no esencial, donde el nivel de daño aumenta conforme lo hace el elemento (**Figura 4.1.2**)

En general, se puede establecer que los metales más tóxicos tanto para plantas superiores como para ciertos microorganismos son Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Cd y posiblemente también Ag, Be y Sn (Kabata – Pendias, 2000).

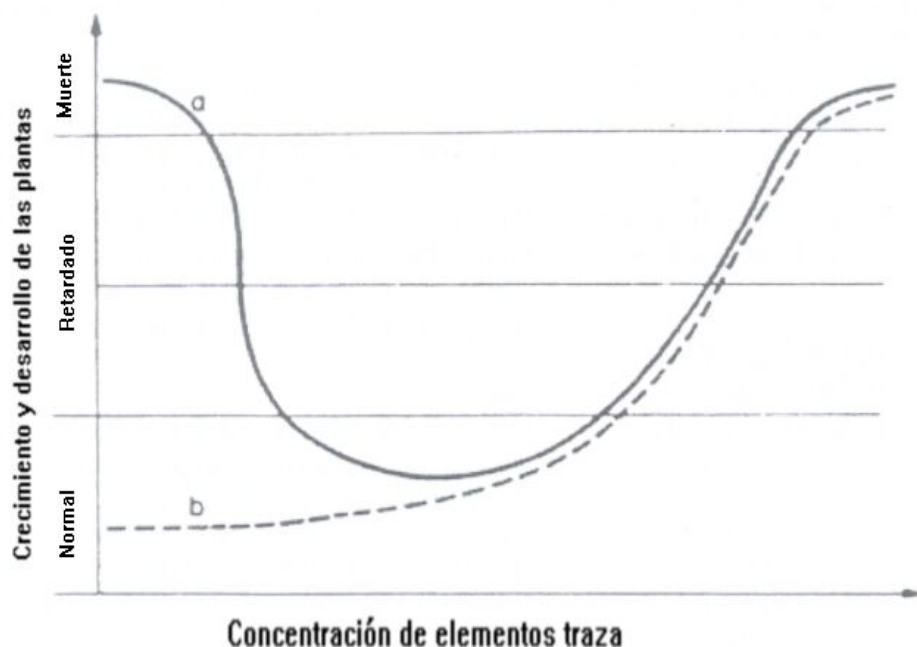


Figura 4.2.1. Respuesta de las plantas al estrés por deficiencia y toxicidad de elementos traza. a) elementos traza esenciales, b) elementos traza no esenciales (Kabata – Pendias, 2000).

El **Cuadro 4.2.1** presenta los rangos de concentraciones para los elementos traza seleccionados en este trabajo, presentes en los tejidos de hojas maduras de varias especies. Aun cuando los rangos mostrados corresponden a aproximaciones generales, es importante notar que los rangos de suficiencia y toxicidad se encuentran muy cercanos haciendo difícil marcar una clara división entre ambos.

4.3. Clasificación de los cultivos con relación al riesgo alimentario.

Se han propuesto tres patrones que relacionan la biodisponibilidad de los nutrientes y su absorción en los cultivos (Figura 5.3.1) (Chen, 2000). En el **patrón tipo 1**, la absorción incrementa con el crecimiento del cultivo para luego caer cuando el cultivo alcanza madurez. Este patrón es observado en la absorción de la mayoría de los macronutrientes como el nitrógeno, fósforo y potasio. El **patrón tipo 2**, es similar al 1 pero presenta un pico más pronunciado y se ha observado que se asocia con la absorción de micronutrientes como cobre y cinc. El **patrón tipo 3**, presenta una absorción elevada en las primeras etapas del desarrollo y cae durante las siguientes etapas. Este patrón se ha observado para metales pesados como arsénico, cadmio, cromo, plomo, níquel y mercurio.

Cuadro 4.2.1. Concentraciones de elementos traza para varias especies en tejidos de hojas maduras (Kabata – Pendias,2000).

Elemento	Concentración (mg kg ⁻¹ , peso seco)		
	Suficiente o normal	Excesiva o tóxica	Tolerable en cultivos agrícolas
Cromo	0,1 –0,5	5 - 30	2
Manganeso	30 - 300	400 - 1000	300
Níquel	0,1 - 5	10 - 100	1 - 10
Cobre	5 - 30	20 - 100	5 - 20
Cinc	27 - 150	100 - 400	50 – 100
Arsénico	1 – 1,7	5 - 20	0,1 – 1,0
Selenio	0,01 - 2♣	5 - 30	1,0 - 5♣♣
Molibdeno	0,2 - 5	10 -50	-
Cadmio	0,05 - 0,2	5 - 30	0,05 – 0,5
Mercurio	-	1 - 3	0,05 – 0,5
Plomo	5 - 10	30 - 300	0,5 - 10

♣ Base húmeda

♣♣2-5 mg kg forraje peso seco causa toxicidad en animales

Los valores no incluyen a especies muy sensibles o tolerantes

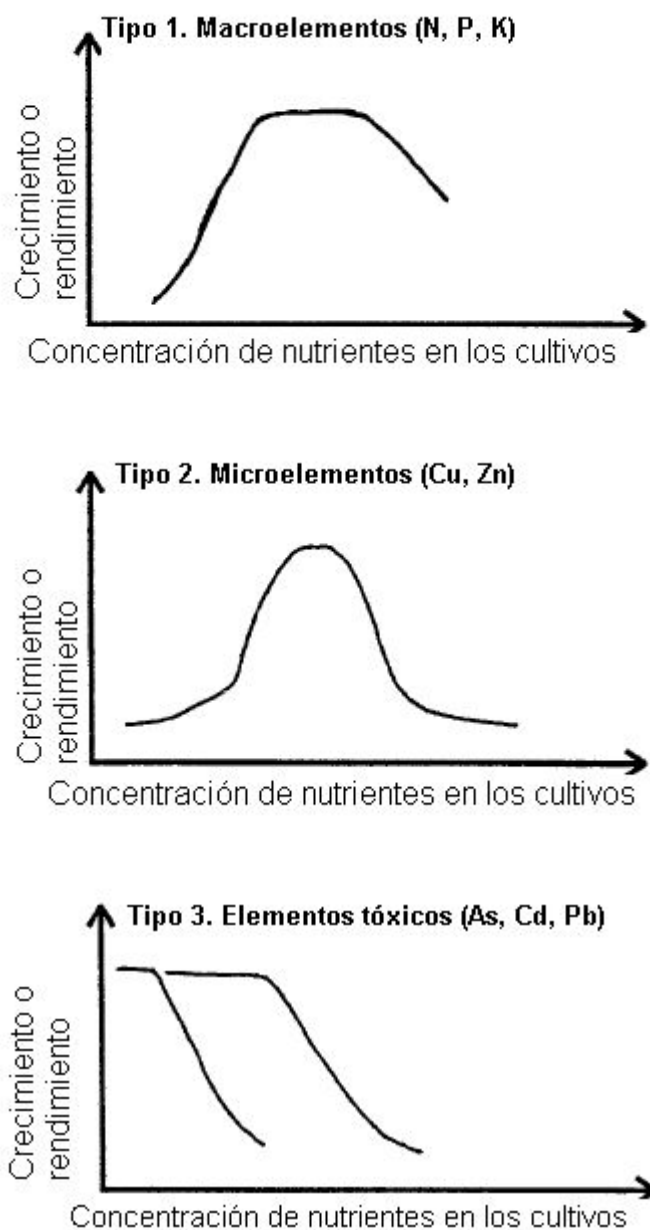


Figura 4.3.1. Patrones de crecimiento o rendimiento en función de la concentración de nutrientes y elementos tóxicos en cultivos.
Fuente, Modificado de Chen (2000).

El **Cuadro 4.3.1** muestra hortalizas según grado de acumulación de metales pesados

Cuadro 4.3.1. Hortalizas acumuladoras de metales. Modificado de Alloway, 1995		
Metal	Acumuladoras	Baja Acumulación
Cd	Lechugas, espinacas, apio, repollo	Papas, maíz, habas
Cu	Betarragas, cebada	Puerros, repollo, cebolla
Pb	Berro, apio	Cebada, papas, maíz
Zn	Betarragas, espinacas	Papas, puerros, tomates, cebolla

El contenido máximo permitido de Pb, Cd y Hg en algunos alimentos, de acuerdo a la Unión Europea, se indica en el Cuadro 6.3.2. El contenido máximo de algunos metales pesados en alimentos en general, permitido en Argentina y en Chile se indican en los **Cuadros 4.3.3 y 4.3.4**, respectivamente.

Cuadro 4.3.2. Contenido máximo de Pb, Cd y Hg en algunos alimentos, según la Unión Europea.	
Pb (mg kg⁻¹)	
Cereales, legumbres y leguminosas	0,2
Vegetales	0,1
Vegetales de hoja, hongos	0,3
Frutas	0,1
Berries	0,2
Cd (mg kg⁻¹)	
Cereales	0,1
Soya	0,2
Vegetales y frutas	0,05
Vegetales de hoja, hongos y hierbas	0,2
Vegetales de raíz, papas	0,1
Hg (mg kg⁻¹)	
Pescados en general	0,5

Cuadro 4.3.3. Contenido máximo de metales pesados en alimentos en general en Argentina.

	Contenido máximo (mg kg ⁻¹)
As	1
B	80
Cu	10
Sn	250
Pb	2
Zn	100

Cuadro 4.3.4. Contenido máximo de metales pesados en alimentos, Chile- INN .

	Contenido máximo (mg kg ⁻¹)
	As
Cereales leguminosas, legumbres	0,1
Otros	1.0
	Cd
Sal	0,5
Agua	0,001
	Cu
Otros	10
	Hg
Cereales	0,05
	Pb
Cereales	0,5
	Zn
Otros	100

Magnicol y Beckett (1985) encontraron valores críticos para producir fitotoxicidad en 20 elementos, algunos de estos valores, expresados en mg kg⁻¹ de peso seco, en el tejido de las plantas son: Cd 8-25, Cr 2-8, Co 10-20, Cu 10-20, Mn 100-400, Hg 1-6, Ni 10-20, V 2-6, Zn 150-300.

Los cultivos se pueden clasificar según el riesgo alimentario en relación a cada metal como inocuo, susceptible y peligroso, dependiendo en primer lugar si se encuentran cultivados en suelos con alta biodisponibilidad del elemento y si son ingeridos directa o indirectamente por el ser humano. Existen tres situaciones:

1. Los cultivos no presentan toxicidad ni son bioacumuladores de elementos traza potencialmente dañinos al ser humano.
2. El cultivo presenta toxicidad por metales pesados, alterando su rendimiento, entonces se debiera restringir el consumo de aquellos alimentos afectados con elementos que no son esenciales al hombre como As, Cd, Hg y Pb.
3. El suelo tiene elevadas cantidades de metal disponible, pero permite el desarrollo y cosecha de un cultivo. En este caso se debe definir el riesgo alimentario del cultivo en relación al destino que pueda tener en la industria alimentaria, considerando qué órgano de la planta será procesado o consumido directamente. Los cultivos cuyos productos son utilizados en la industria, como la madera de las plantaciones forestales y las fibras naturales, no revisten un riesgo directo para la salud humana y pueden considerarse inocuos, independientemente del contenido de metal presente en sus tejidos.

Debido a que el fin último de cualquier normativa o recomendación es la protección de la salud del hombre, se deben tener presente tres factores esenciales en la cadena **suelo – planta – hombre**, éstos son

- Adsorción del elemento en el suelo (grado de disponibilidad)
- Fitotoxicidad
- Riesgo en la cadena alimentaria (bioacumulación)

Basándose en estos factores, Chaney (1980) formó cuatro grupos de metales y metaloides según biodisponibilidad y riesgo potencial (**Cuadro 4.3.5**)

Cuadro 4.3.5. Grupos de metales y metaloides según biodisponibilidad y riesgo para la cadena alimentaria (Chaney 1980)

Grupo	Metal	Adsorción en el suelo	Fitotoxicidad	Riesgo para la cadena alimentaria
1	Ag, Cr, Sn, Ti, Y y Zr	Baja solubilidad y fuerte retención en el suelo	Baja	Bajo riesgo, porque ellos son tomados en menor grado por las plantas
2	As, Hg y Pb	Adsorbidos fuertemente por los coloides del suelo	La plantas pueden absorberlos pero no trastocarlos a los tallos o generalmente no son fitotóxicos excepto a concentraciones muy altas	Causa mínimos riesgos para la cadena alimentaria humana
3	B, Cu, Mn, Mo, Ni y Zn	Menos fuertemente adsorbido al suelo comparado con los grupos 1 y 2	Fácilmente tomados por las plantas, son fitotóxicos a concentraciones que causan bajo riesgo a la salud humana	Conceptualmente la barrera "suelo-planta" protege a la cadena alimentaria de estos elementos
4	Cd, Co, y Se	Menor grado adsorción al suelo en relación a los otros metales	Causan riesgo en la salud humana o animal a concentraciones en el tejido de la planta que generalmente no son fitotóxicas	Existe bioacumulación a través de la cadena alimentaria suelo-planta-animal

Síntesis

Los metales pesados pueden ser absorbidos por las plantas dependiendo de su disponibilidad en el suelo y de los mecanismos de selectividad propios de cada especie, variedad o genotipo.

Algunos metales pesados (Mn, Ni, Cu, Zn, Mo) constituyen elementos esenciales en el metabolismo de las plantas, otros en cambio son fitotóxicos (As, Cd, Hg y Pb)

Los metales pesados se pueden acumular en distintos órganos según su movilidad en la planta. Este proceso es altamente específico para la interacción metal-planta.

El grupo de metales pesados de mayor riesgo lo constituyen aquellos elementos (Cd, Co, y Se) cuya concentración en la planta no es tóxica para ellas, pero sí para el hombre y los animales.

Es necesario regular en los cultivos el contenido de metales pesados potencialmente tóxicos para la salud humana y/o animal.

4.4. Literatura citada

- Alloway, B.J. 1995. Cap. 3: The origin of the heavy metals in soils. *In*: Alloway, B.J. (ed.). Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London, 2da. edition. pp. 38-57.
- Bañuelos GS, Ajwa HA, Mackey M, Wu L, Cook C, Akohoue S, Zambruzuski S. 1997. Evaluation of different plant species used for phytoremediation of high soil selenium. *J. Environ. Qual.* 26:639–46.
- Bell P.F., Parker D.R., and Page A.L. 1992. Contrasting selenate sulfate interactions in selenium-accumulating and on accumulating plant species. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1818–1824.
- Burlo, F., Guijarro, I., Barrachina, A.A.C., and Valero, D.. 1999. Arsenic species: Effects on and accumulation by tomato plants. *J. Agric. Food Chem.* 47:1247-1253.
- Carbonell-Barrachina, A.A., Burlo, F., Burgos-Hernandez, A., Lopez, E., and Mataix, J. 1997. The influence of arsenite concentration on arsenic accumulation in tomato and bean plants. *Sci. Hortic.* 71:167-176.
- Chaney, R. L. 1980. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. *In* G. Bitton, Damro, D. L., Davidson, G. T. and Davidson, J. M. (eds.) *Sludge - Health risks of land application.* pp. 59-83. Ann Arbor Sci.

- Chen Z.S. 2000. Relationship between heavy metal concentrations in soils of Taiwan and uptake by crops. On line in: <http://www.fft.cagnet.org/library/article/tb149.html> Food and fertilizer technology center.
- Cong Tu, Lena Q Ma.2002. Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator ladder brake. *J. Environ Qual.*31: 641-647
- Cunat P.J. 2002 Chromium in Stainless Steel Welding Fumes Issue N° 9. On line in: <http://www.chromium-asoc.com/publications/crfile9apr02.htm>
- Das P. Smantaray, S., and Rout, G.R.. 1998. Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environmental Pollution.* 98: 29-36
- Davies, B.E. 1977. Heavy metal pollution of British agricultural soils with special reference to the role of lead and copper mining. *In: Proc. Int. Semin. On Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture.* Tokyo, 394.
- del Castilho, P., Chardon, W.J. and Salomons, W. 1993. Influence of cattle-manure slurry application on the solubility of cadmium, copper, and zinc in a manured acidic, loamy-sand soil. *J. Environ. Qual.* 22: 689-697.
- FAO/WHO. 1993. Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Codex Alimentarius Commission, 20th Session, Geneva 28 June-7 July 1993.
- García-Gil J.C., Plaza, C., Muñoz F., and Polo. A.. 2000. Evaluation of heavy metals pollution on barley crop by agricultural use of municipal solid waste compost. Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Madrid (Spain). 3rd International Symposium on Geotechnics related to the European Environment. Berlín, Germany. En línea en <http://agrobioenmiendas.iespana.es/agrobioenmiendas/berlin.pdf>
- Godgul G. and Saha K.C. 1995. Chromium contamination from chromite mine. *Environ. Geol.* 25:251-257.
- Halstead, R.L., Finn, B.J., and MacLean, A.J.. 1969. Extractability of nickel added to soils and its concentration in plants. *Can. J. Soil Sci.* 49:335.
- Hettiarachchi, G.M. and G.M. Pierzynski. 2002. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: Influence of plant growth. *J. Environ. Qual.*, 31:564-573
- James B.R. and Bartlett R.J. 1984. Plant-soil interactions of chromium. *J. Environ. Qual.* 13:67-70.
- James B.R. 2002. Chemical transformations of chromium in soils: Relevance to mobility, bio-availability and remediation. On line in: <http://www.chromium-asoc.com/publications/crfile8feb02.htm>

- Jiang, Q.Q., and Singh, B.R.. 1994. Effect of different forms and sources of arsenic on crop yield and arsenic concentration. *Water Air Soil Pollut.* 74:321-343.
- Jarvis, S. C., Jones, L.H.P. and Hopper, M.J.. 1976. Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. *Plant and Soil* 44: 179-191.
- Jorhem, L., and Sundström, B. 1993. Levels of lead, cadmium, zinc, copper, nickel, chromium, manganese, and cobalt in foods on the Swedish market, 1983-1990. *Journal of Food Composition and Analysis* 6, 223-241.
- Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, -Boca Raton, USA. 413 p.
- Laperche, V., Logan T.J., Gaddam P., and Traina, S.J.. 1997. Effect of apatite amendment on plant uptake of Pb from contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.* 31:2745-2753.
- Lasat MM., 2000. The use of plants for the removal of toxic metals from contaminated soil. American Association for the Advancement of Science, Environmental Science and Engineering Fellow. 33 p.
- Liao, M.T., Hedley, M.J., Woolley, D.J., Brooks, R.R. and Nichols, M.A. 2000a. Copper uptake and translocation in chicory (*Cichorium intybus* L. cv. Grasslands Puna) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. Rony) plants grown in NFT system. I. Copper uptake and distribution in plants. *Plant and Soil.* 221: 135-142.
- Liao, M.T., Hedley, M.J., Woolley, D.J., Brooks, R.R. and Nichols, M.A. 2000b. Copper uptake and translocation in chicory (*Cichorium intybus* L. cv Grasslands Puna) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv Rony) plants grown in NFT system. II. The role of nicotianamine and histidine in xylem sap copper transport. *Plant and Soil.* 223: 243-252.
- Magnicol R.D., and Beckett, P.H.T.. 1985. Critical tissue concentration of potentially toxic elements. *Plant and Soil.* 85: 107-129.
- Mahler, R.L. 2003. General overview of nutrition for field and container crops. In: Riley, L. E.; Dumroese, R. K.; Landis, T. D., Tech Coords. National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations. 2003 June 9–12; Coeur d'Alene, ID; and 2003 July 14–17; Springfield, IL. Proc. RMRS-P-33. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- McKenna, I. M., Chaney, R.L. and Williams, F.M.. 1993. The effects of cadmium and zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environmental Pollution.* 79: 113-120.

- Marin, A.R., Masscheleyn, P.H., and Patrick, W.H. Jr. 1992. The influence of chemical form and concentration of arsenic on rice growth and tissue arsenic concentration. *Plant and Soil* 139:175-183.
- Moral, R., Palacios, G., Gómez, I., Navarro-Pedernero, J., and Mataix, J.. 1994. Distribution and accumulation of heavy metals (Cd, Ni and Cr) in tomato plant. *Fresenius Environmental Bulletin*. 3: 395-399.
- O'Neill, P. 1995. Arsenic. *In: Heavy Metals in Soils*; Alloway, B. J., Ed.; Blackie Academic & Professional: London, U.K., 1995; pp 105-121.
- Opazo, J., Fernández, L.y Carrasco, M.A.. 2000. Ensayos biológicos en macetas con trébol subterráneo en suelos del secano costero, VI Región de Chile. II. Exploración de disponibilidad de fósforo, azufre, boro, molibdeno y su relación con la nodulación. *Agric. Téc.*, oct. 2000, vol.60, no.4, p.399-414. ISSN 0365-2807.
- Patra M. and Sharma A. 2000. Mercury Toxicity. *In: Plants. Bot. Rev.* 66:379-422
- Pearson, J.N., Rengel, Z., Jenner, C.F. and Graham, R.D. 1996. Manipulation of xylem transport affects Zn and Mn transport into developing wheat grains of cultured ears. *Physiologia Plantarum*. 98: 229-234.
- Pérez, L., Moreno, A.M. y González, J.. 2004. Índices de acumulación de metales pesados en granos y hojas de trigo. *Schironia*. N° 3: 5-9.
- Terry N., Zayed, A. M., de Souza, M. P., and Tarun, A. S.. 2000. Selenium in higher plants. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 51:401–32.
- Welch, R.M. 1995. Micronutrient nutrition of plants. *Critical Reviews in Plant Science*. 14: 49-82.