

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**MAESTRIA EN CIENCIAS EN AGROECOLOGIA**

**MENCION GESTION AMBIENTAL**



**VALORACIÓN AMBIENTAL DE LA CALIDAD DEL SUELO EN LA MICROCUENCA  
PICUROYACU EN EL DISTRITO DE RUPA RUPA, LEONCIO PRADO, HUÁNUCO**

**TESIS**

**Para optar el Grado de:**

**MAESTRO EN CIENCIAS**

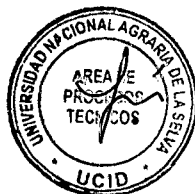
**Presentado por:**

**JOSÉ VICTOR QUIROZ RAMIREZ**

**PROMOCIÓN: 2007 – I**

**Tingo María – Perú**

**2011**



**P35**

**Q9**

**Quiroz Ramírez, José Víctor**

Valoración Ambiental de la Calidad del Suelo en la Microcuenca Picuroyacu en el Distrito de Rupa Rupa, Leoncio Prado, Huánuco. Tingo María, 2012

147 páginas; 52 cuadros; 1 fgrs.; 3 maps.; 195 ref.; 30 cm.

Tesis ( Maestro en Ciencias en Agroecología – Mención Gestión Ambiental )  
Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo María (Perú). Escuela de Posgrado.

**1. EVALUACIÓN AMBIENTAL 2. CALIDAD DE SUELO 3. CONTAMINACIÓN**  
**4. METALES PESADOS 5. TOXICIDAD 6. DISPONIBILIDAD.**



**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA**  
**ESCUELA DE POSGRADO**  
**DIRECCION**



Av. Universitaria s/n .Telefax (062) 561070-Email: [eggunas@hotmail.com](mailto:eggunas@hotmail.com).

"Año del Centenario de Machu Picchu para el Mundo"

**ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS**

En la ciudad universitaria siendo las 6.00 p.m. del día martes 20 del mes de diciembre de 2011, reunidos en el Auditorio de la Escuela de Posgrado de la UNAS, se instaló el Jurado Calificador a fin de proceder a la sustentación de la tesis titulada:

**"VALORACION AMBIENTAL DE LA CALIDAD DEL SUELO EN LA MICROCUENCA PICUROYACU EN EL DISTRITO DE RUPA RUPA, LEONCIO PRADO, HUANUCO"**

A cargo del candidato al Grado de Maestro en Ciencias en Agroecología, Mención Gestión Ambiental, **ING. JOSÉ VÍCTOR QUIROZ RAMÍREZ.**

Luego de la exposición y absueltas las preguntas de rigor, el Jurado Calificador procedió a emitir su fallo declarando **APROBADO** con el calificativo de **MUY BUENO**.

Acto seguido, a horas 7.30 p.m., el Presidente dio por levantado el acto; procediéndose a la Suscripción de la presente Acta por parte de los miembros integrantes del jurado, quienes dejan constancia de su firma en señal de conformidad.

.....  
**M.Sc. LUCIO MANRIQUE DE LARA SUAREZ**  
Presidente del Jurado

.....  
**M.Sc. JOSE LEVANO CRISOSTOMO**  
Miembro del Jurado

.....  
**M.Sc. EDILBERTO CHUQUILIN BUSTAMANTE**  
Miembro del Jurado

.....  
**M.Sc. JOSE W. ZAVALA SOLORIZANO**  
Asesor y Miembro del Jurado

## DEDICATORIA

A Dios por sobre todas las cosas; porque todo lo puedo en Él que me fortalece.

A mis queridos Padres

José y Yolanda por haberme dado la vida, en especial a mi Madre con todo el amor del mundo.

A Juli por ser la madre de mis hermosos hijos

Cristina Juliette y Josvic Nicolas

A mis hermanos

Bettina, Peter y Zoila, por su apoyo y comprensión.

Gracias y muchas bendiciones a Uds. Que son la razón de mi de vivir.

## **AGRADECIMIENTOS**

- A la Universidad Nacional Agraria de la Selva, en especial a la Escuela de Posgrado y a su plana docente, que contribuyeron en mi formación profesional.
- A los técnicos del laboratorio de Análisis de Suelos, por su apoyo en la realización de los análisis respectivos, para el presente estudio.
- Al Ing. M.Sc. José Wilfredo Zavala Solórzano asesor de esta investigación, por sus valiosas orientaciones, técnicas y científicas en la culminación de la presente tesis.
- A los miembros integrantes del jurado: Ing. M.Sc. Lucio Manrique De Lara Suárez, Ing. M.Sc. José Lévano Crisóstomo, Blgo. M.Sc. Edilberto Chuquilín Bustamante, por sus orientaciones y valiosos consejos.
- A todas las personas que han colaborado de alguna u otra forma en la realización de la presente tesis.

## INDICE

	Página
I. INTRODUCCIÓN.....	13
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	15
2.1. El Suelo.....	15
2.2. Metales y contaminación del suelo.....	15
2.2.1. Fondo geoquímico.....	17
2.2.2. Actividad Antrópica su influencia en contaminación por metales pesados.....	19
2.2.3. Biodisponibilidad de metales pesados.....	22
2.2.3.1. Procesos del suelo involucrados en la biodisponibilidad.....	23
2.2.3.1.1. Intercambio catiónico.....	23
2.2.3.1.2. Adsorción específica.....	24
2.2.3.1.3. Precipitación.....	25
2.2.3.1.4. Complejación y quelación.....	26
2.2.3.2. Factores del suelo relacionados con la biodisponibilidad.....	27
2.2.3.2.1. pH.....	27
2.2.3.2.2. Contenido de materia orgánica.....	29
2.2.3.2.3. Contenido y tipo de arcilla.....	30
2.2.3.2.4. Potencial redox.....	31
2.2.3.2.5. Óxidos de hierro, manganeso y aluminio.....	31
2.2.3.2.6. Presencia de cationes y aniones en la solución suelo.....	32
2.2.3.2.7. Otros factores.....	33
2.2.3.3. Formas de medición.....	34
2.3. Calidad del suelo.....	35

2.3.1. Contaminación de suelos y estándares internacionales de calidad para contenidos de metales pesados.....	38
2.3.2. Evaluación de la calidad del suelo.....	50
2.3.2.1. Indicadores de calidad del suelo.....	52
2.3.3. Evaluación de la contaminación por metales pesados.....	55
2.4. Valoración Ambiental.....	60
2.4.1. Valoración de la calidad del Suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados.....	65
2.4.2. Umbrales de Contaminación y/o Valores de Referencia.....	66
2.4.2.1. Umbrales de Contaminación de los metales en estudio.....	69
2.4.2.1.1. Cadmio.....	69
2.4.2.1.2. Plomo.....	71
2.4.2.1.3. Zinc.....	72
2.4.2.1.4. Cobre.....	74
2.4.3. Valoración del Riesgo de Toxicidad.....	77
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	80
3.1. Aspectos Generales de la zona de estudio.....	80
3.2. Materiales.....	82
3.3. Metodología.....	82
3.3.1. Delimitación del área de estudio.....	82
3.3.2. Determinación de indicadores de la calidad del suelo.....	83
3.3.3. Clasificación del suelo según su contaminación.....	84
3.3.4. Valoración ambiental de la calidad del suelo.....	84
3.3.5. Diseño estadístico.....	85

IV. RESULTADOS.....	86
4.1. Mapas del área de estudio.....	86
4.2. Determinación de indicadores de la calidad del suelo.....	86
4.2.1. Propiedades físicas y químicas de los suelos.....	86
4.2.2. Contenido de metales.....	87
4.3. Clasificación del suelo según su contaminación.....	88
4.4. Valoración ambiental de la calidad del suelo.....	91
V. DISCUSION.....	95
5.1. De la determinación de indicadores de la calidad del suelo.....	95
5.2. De la clasificación del suelo según su contaminación.....	102
5.3. De la valoración ambiental de la calidad del suelo.....	110
VI. CONCLUSIONES.....	115
VII. RECOMENDACIONES.....	118
ABSTRACT.....	120
VIII. BIBLIOGRAFÍA.....	122
ANEXOS.....	147



## INDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Fondo geoquímico de un metal según material originario.....	18
2. Principales fuentes antropogénicas de contaminación por metales pesados en suelos europeos.....	20
3. Concentración de metales pesados en guano o estiércol mg/kg <sup>-1</sup> en la década de 1990 en Alemania.....	20
4. Concentración de metales pesados mg/ kg <sup>-1</sup> en fertilizantes.....	21
5. Directivas de Kelley para clasificación de suelos contaminados.....	39
6. Valores estándares holandeses para evaluar la contaminación de suelos, en términos de concentración total de metales pesados.....	40
7. Calculo del valor de referencia de concentración de metales pesados en el suelo.....	42
8. Límite máximo de metales pesados en el suelo, según Ley Federal Alemana.....	44
9. Concentración máxima permitida de metales pesados totales en suelos agrícolas indicativos de evaluación de calidad de suelo.....	45
10. Límites máximos permisibles para contaminantes en suelos.....	46
11. Límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en suelos.....	47
12. Valores naturales del suelo.....	48
13. Valores de restauración de suelo.....	49
14. Límites máximos permisibles para suelos y sedimentos contaminados.....	50

15. Disponibilidad relativa de los metales retenidos en el suelo por las plantas.....	59
16. Umbrales propuestos para el Cd. los valores representan concentraciones totales y están expresados en mg/kg <sup>-1</sup> .....	71
17. Umbrales propuestos para el Pb. los valores representan concentraciones totales y están expresados en mg/kg <sup>-1</sup> .....	72
18. Umbrales propuestos para el Zn. los valores representan concentraciones totales y están expresados en mg/kg <sup>-1</sup> .....	74
19. Umbrales propuestos para el Cu. los valores representan concentraciones totales y están expresados en mg/kg <sup>-1</sup> .....	76
20. Características generales de los suelos analizados.....	86
21. Contenido disponibles de metales Cd, Pb, Cu, Zn, Fe y Mn en suelos (ppm). (n = 36).....	87
22. Contenidos medios de Cd, Pb, Zn y Cu en suelos (ppm). (n = 36).....	88
23. Niveles de referencia calculados para Pb, Zn, Cu y Cd (mg kg <sup>-1</sup> ).....	88
24. Clasificación de suelos según contaminación por contenido disponibles de metales.....	90
25. Valores indicativos de evaluación de calidad de suelo.....	92
26. Valoración cualitativa de los suelos en estudio.....	94

## INDICE DE FIGURA

Figura	Página
1. Influencia del pH sobre la absorción de algunos metales y oxianiones metálicos sobre hidróxidos de Fe amorfo.....	29

## RESUMEN.

La Valoración Ambiental de la calidad del suelo en la Microcuenca Picuroyacu en función de la contaminación por presencia de metales pesados Pb, Zn, Cu y Cd, se realizó enfatizando en su biodisponibilidad en los suelos. Para lo cual se determinó las concentraciones de Pb, Zn, Cu y Cd en los suelos y así determinar si existe peligro de toxicidad. Habiéndose logrado los objetivos planteados, como la determinación de las características físicas y químicas de los suelos, teniéndose valores medios de pH=4,86; M.O=2,3%; Arcilla 26,97%; CaCO<sub>3</sub>=2,74% y CICE=7,1. Se determinaron los niveles de fondo para cada metal pesado considerándose la concentración media de los suelos de las clases 1 y 2, obteniéndose para el Cu=1.48 mg.kg<sup>-1</sup>, Pb=1.94 mg.kg<sup>-1</sup>, Cd=0.69 mg.kg<sup>-1</sup> y Zn=2.2 mg.kg<sup>-1</sup>. También se determinaron los valores de referencia calculados a partir de los valores de fondo más 2 veces la desviación estándar; obteniéndose para el Cu=3.28 mg.kg<sup>-1</sup>, Pb=3.4 mg.kg<sup>-1</sup>, Cd=0.93 mg.kg<sup>-1</sup> y Zn=2.23 mg.kg<sup>-1</sup>.

Se realizó la clasificación del suelo de la Microcuenca Picuroyacu según el grado de contaminación. Obteniéndose que para las 36 muestras de suelos con referencia a los metales Pb, Zn y Cu; se encuentran en rangos de la clase 1. Con respecto al contenido de Cd, se pudo diferenciar que 31 muestras de suelos pertenecen a la clase 2 y solo 5 muestras a la clase 3.

La valoración del riesgo de toxicidad del suelo en función de los contenidos de metales pesados, se realizó determinando los Valores Indicativos de Evaluación de la calidad del suelo, según la metodología establecida por IHOBE (1994), siendo estos valores necesarios para

determinar la toxicidad real y potencial de los metales presentes, los que se obtuvieron haciendo uso de los contenidos biodisponibles en los suelos y los valores litológicos e intervalos de contenidos utilizados por KABATA y PENDÍAS (1992), los que fueron utilizados como valores de referencia.

Finalmente con la Valoración Cualitativa, se determinó que un 100% de estos suelos con respecto a los metales Pb, Zn y Cu pertenecen a la clase 1 según la clasificación con calificativo cualitativo de valor bueno indicando que los contenidos presentes en los suelos no sobrepasan el "Nivel referencia". Llegando a concluir con la valoración de que no existe riesgo de toxicidad real para todas las muestras con referencia a los metales Pb, Zn, Cu. Con respecto al Cd se observa que un 86 % de suelos pertenecen a la clase 2 con calificativo cualitativo de valor medio bajo indicando que los contenidos presentes en los suelos sobrepasan el "Nivel referencia" indicando esto un "Nivel investigación recomendable" y un 14% de suelos pertenecen a la clase 3 con calificativo cualitativo de valor medio alta indicando que los contenidos presentes en los suelos sobrepasan el "Nivel investigación recomendable" indicando esto un "Nivel investigación obligatoria" en concordancia a los niveles de toxicidad establecidos por C.M.A.J.A (1999).

En conclusión únicamente existe peligro real y potencial de toxicidad en los suelos de la clase 2 y 3 con referencia al metal Cd para todas las muestras, siendo más considerable para la clase 3 por su cercanía a los niveles fitotóxicos de la clase 4; siendo estas, 5 zonas de muestreo pertenecientes a áreas de cultivo de palto (muestra 9); pastizal (muestra 19); cacao (muestra 24); cacao (muestra 29); plátano y cacao (muestra 33).

Mostrándose así que los suelos no presentaran inconvenientes para mantener adecuadas las funciones agrícolas y ecológicas con referencia a los contenidos de los metales Pb, Zn y Cu; pero tendrían inconvenientes para mantener adecuadas las funciones agrícolas y ecológicas de los suelos en cuanto al metal Cd.

## I. INTRODUCCION

En la actualidad a nivel nacional aún no se ha considerado en su real dimensión la contaminación del suelo por la presencia y biodisponibilidad de metales pesados, los que ya vienen presentando efectos graves a la salud y la ecología, con mayor implicancia en los suelos agrícolas.

En nuestro país con la reciente creación del Ministerio del Ambiente se hace necesario realizar estudios de suelos, para poder determinar los contenidos biodisponibles de metales presentes en los suelos de las cuencas, micro cuencas y sub cuencas; con fines de valorar la contaminación de suelos por estos metales y así establecer niveles de referencia como base científica e investigativa útil en el ámbito agrícola y ambiental tanto a nivel local, regional y nacional.

En el presente estudio de investigación se realizó la Valoración de la calidad del suelo dentro del contexto ambiental "Valoración Ambiental", en función a la contaminación por presencia de los metales pesados Cu, Pb, Cd y Zn, enfatizando en su biodisponibilidad en los suelos de la Microcuenca Picuroyacu; haciéndose uso de sistemas de estimación de los valores de la contaminación por metales, entre ellos los contenidos medios "background" y sus intervalos establecidos por KABATA y PENDÍAS (1992), niveles de referencia por KLOKE *et al.* (1980), y sistemas de evaluación de la calidad de suelo como los Valores Indicativos de Evaluación "VIE" según metodología

establecida por IHOBE (1994), entre otros estándares internacionales.

El motivo de la investigación fue de determinar la existencia de riesgo de toxicidad; para valorar la calidad del suelo dentro del contexto ambiental; en base a los contenidos biodisponibles de los metales pesados Cu, Pb, Cd y Zn, en los suelos de la Microcuenca Picuroyacu.

Teniéndose como hipótesis, que los contenidos y disponibilidad de metales pesados en los suelos de la Microcuenca Picuroyacu afectan la calidad del suelo.

El objetivo Principal de esta investigación fue evaluar la calidad ambiental del suelo en la Microcuenca Picuroyacu con respecto a los metales pesados Cu, Pb, Cd y Zn.

Los objetivos específicos fueron:

- Determinar las características físicas y químicas del suelo de la Microcuenca Picuroyacu.
- Determinar los niveles de fondo (background), y establecer valores de referencia del suelo en la microcuenca con respecto a los contenidos disponibles de los metales pesados Cu, Pb, Cd y Zn.
- Clasificar el suelo de la Microcuenca Picuroyacu según el grado de contaminación causado por metales pesados Cu, Pb, Cd y Zn.
- Valorar la calidad del suelo dentro del contexto ambiental "Valoración Cualitativa", en función del contenido y disponibilidad de los metales pesados Cu, Pb, Cd y Zn.



## **II. REVISION DE LITERATURA**

### **2.1. El suelo**

Recurso natural que corresponde a la capa superior de la corteza terrestre, contiene agua y elementos nutritivos que los seres vivos utilizan; es vital para el hombre para la producción de alimentos, la crianza de animales, la plantación de árboles, la obtención de agua y de algunos recursos minerales, entre otras (PORTA *et al.*, 1994).

### **2.2. Metales y contaminación del suelo**

Por su origen los metales pesados y elementos traza son de importancia en el ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y, por tanto, de cultivos agrícolas pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural), o antropogénica. Se habla de origen natural cuando los contenidos de metales se atribuyen a la composición de los distintos minerales presentes en el suelo. Los metales son de origen antrópico cuando sus concentraciones son mayores a las correspondientes a su composición geoquímica y son el resultado de las actividades del hombre por actividades industrial, minero y agrícola (USEPA, 1993).

Los elementos traza son elementos que están normalmente presentes en relativamente bajas concentraciones en suelos o plantas. Pueden ser o no esenciales para el crecimiento y desarrollo de plantas, animales y el hombre.

Micronutrientes y metales pesados son dos términos que a veces se usan para describir categorías de elementos traza, y no se deben usar en sustitución de estos últimos porque los micronutrientes implican siempre que los elementos son necesarios para el organismo y muchos elementos traza no son micronutrientes, y respecto a los metales pesados, sólo se consideran aquellos con peso atómico mayor que el hierro (55.8 g/mol), o con una densidad mayor que 5.0 g/cm<sup>3</sup> y esto excluiría a muchos elementos traza (PEIERZYNSKI *et al.*, 1994). Otros términos que se pueden incluir como elementos traza son metales traza, microelementos, elementos menores, trazas inorgánicas, etc. Las altas concentraciones de ciertos elementos, normalmente minoritarios, que se presentan en un suelo pueden ser por causas naturales (por ejemplo, los suelos desarrollados sobre serpentinas, con altos contenidos en elementos como Cr, Ni, Cu y Mn). Los metales pesados son muy estables en el suelo y en el proceso natural de transformación de las rocas para originar a los suelos suelen concentrarse, pero, en general, sin rebasar los umbrales de toxicidad y además los metales pesados presentes en las rocas se encuentran bajo formas muy poco asimilables para los organismos. Sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas en suelos son las derivadas de las acciones antrópicas.

Las rocas ígneas ultrabásicas (como las peridotitas), presentan los más altos contenidos en metales pesados, seguidas de las ígneas básicas (como los gabros y basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas ácidas (como el granito), y en las sedimentarias (areniscas y calizas). Los porcentajes más altos se dan para el Cr, Mn y Ni, mientras que el

Co, Cu, Zn y Pb se presentan en menores cantidades, siendo mínimos los contenidos de As, Cd y Hg. En los suelos, los elementos traza más abundantes son el Cr, Zn, Ni y Pb (1-1.500 mg/kg). En menores concentraciones se encuentran el Co, Cu y As (0,1-250 mg/kg), y con mínimos porcentajes el Cd y Hg (0,01-2 mg/kg), según BOWEN (1979). Normalmente se encuentran en solución como cationes  $Cd_2^+$ ,  $Co_2^+$ ,  $Cr_3^+$ ,  $Cu_2^+$ ,  $Hg_2^+$ ,  $Ni_2^+$ ,  $Pb_2^+$  y  $Zn_2^+$ , o como oxianiones  $AsO_4^{3-}$ ,  $CrO_4^{2-}$ ,  $MoO_4^{2-}$ ,  $HSeO_3^-$  y  $SeO_4^{2-}$ . Los elementos traza podemos dividirlos en dos grupos según su actividad biológica:

i) Oligoelementos o micronutrientes, que son los requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza por plantas y animales, y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. En general, pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.

ii) Elementos sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejadas disfunciones en el funcionamiento de sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Son, principalmente: Ba, Bi, Cd, Hg, Pb, Sb y Tl.

### **2.2.1. Fondo geoquímico**

En la naturaleza cada elemento tiene su ciclo biogeoquímico, que puede ser perturbado por la interacción de otros elementos, de forma natural o de otras aporte derivadas de las acciones antrópicas. La interacción por aportes del mismo elemento puede conllevar que se alcancen concentraciones que supongan un riesgo actual o potencial de contaminación. En los ciclos

biogeoquímicos desempeñan un papel importante los procesos de meteorización, ya que son estos los que liberan progresivamente los distintos elementos contenidos en los minerales constituyentes de las rocas o material originarios del suelo. Algunos de los elementos pasan a ser solubles y son susceptibles de ser translocados (empobrecimiento), mientras que otros permanecerán en el suelo, distribuidos en los distintos horizontes, a veces concentrándose (enriquecimiento absoluto o relativo), sin que se pueda hablar de contaminación en estos casos. Al interés de poder interpretarse la presencia de elementos traza en un medio a llevado a introducir el concepto de Fondo geoquímico de un elemento como *"concentración del elemento en un determinado medio, en ausencia de cualquier aporte externo específico derivado de la actividad humana"* PORTA (1994). El fondo geoquímico (Cuadro 1), de un mismo elemento variara según el material originario (Goldschmidt, 1954; Mitchell, 1964; Fassbender, 1984; Kabata y Pendías, 1992, citados por PORTA, 1999).

Cuadro 1. Fondo geoquímico de un metal según material originario

Mg/kg <sup>-1</sup> metal	Rocas ígneas			Rocas sedimentarias		
	Rocas básicas	Rocas intermedias	Rocas acidas	Rocas arcillosas	Areniscas	Rocas calcáreas
Cd	0.13-0.22	0.13	0.09-0.20	0.22-0.30	0.05	0.035
Co	35-50	1.0-10	1-7	11-20	0.3-1.0	0.1-3.0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg	0	0	0.08	0.18-0.40	0.04-0.10	0.04-0.05
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1.0-1.5	0.6-1.0	1-2	0.7-2.6	0.2-0.8	0.16-0.40
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
V	200-250	30-100	40-90	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	10-30	10-25

Fuente: PORTA (1999).

El estudio de los distintos materiales pone de manifiesto cual puede ser el aporte en elementos al fondo geoquímico. Relacionados de acuerdo con la secuencia de meteorización, se obtiene la información útil para interpretar posibles contaminaciones antrópicas, al poder o no atribuir la presencia y concentración de un determinado elemento a un mineral fuente (Fassbender, 1984; citado por PORTA, 1999).

### **2.2.2. Actividad antrópica influencia en contaminación por metales pesados**

Las actividades humanas han ejercido un efecto considerable en la concentración y movilidad de los metales en suelos; las causas de contaminación por elementos traza en suelos son diversas (C.M.A.J.A, 1999):

- Actividades agrícolas. El riego y la aplicación de fertilizantes inorgánicos, estiércol, enmiendas calizas y, sobre todo, lodos residuales de depuradoras, produce un incremento de la concentración de metales pesados en los suelos; el Cuadro 2, muestra las principales fuentes antropogénicas de metales pesados en suelos europeos; donde se observa que hay un aporte alto de plomo por depositación atmosférica, un aporte moderado de cobre y cinc, proveniente de los plaguicidas y lodos de aguas residuales o servidas.

Los fertilizantes minerales aportaron cantidades altas de cadmio y moderadas de cobre.

Cuadro 2. Principales fuentes antropogénicas de contaminación por metales pesados en suelos europeos

Fuente <sup>1</sup>	Cadmio	Cobre	Plomo	Zinc
Depositación atmosférica	+	+	+++	+
Plaguicidas <sup>2</sup>	-	+ / ++	-	+ / ++
Estiércol y purines	+	++	+	++
Fertilizantes minerales <sup>2</sup> (Principalmente fosfatos)	+++ <sup>3</sup>	+ / ++	+	+
Lodos de aguas residuales	+ / ++	+ / ++	+ / ++	+ / ++

Fuente: Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente de Holanda (1992), citado por EUROPEAN COMMISSION (2003).

<sup>1</sup>Además, existen otras fuentes: lluvia ácida (solubiliza los cationes); incineración de residuos, transporte.

<sup>2</sup>Pueden existir diferencias importantes según la legislación de cada país.

<sup>3</sup>Ligado especialmente a los fosfatos minerales

- Sin aporte; + aporte bajo; ++ aporte moderado; +++ aporte alto

En agricultura es común el uso de guano de cerdo y pollo como abonos orgánicos. Estos abonos contienen altas concentraciones de metales pesados, en especial de cinc y cobre (Cuadro 3).

Cuadro 3. Concentración de metales pesados en guano estiércol mg.kg<sup>-1</sup> en la década de 1990 en Alemania.

Material	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
Guano de bovino	0,43	5,5	44,5	5,2	8,5	225	0,05
Guano de cerdo	0,68	8,4	443	18,6	8,9	1035	0,04
Guano de pollo	0,25	4,4	63	8,1	7,2	430	0,02
Feca de bovino	0,44	5,0	39	10,0	7,0	213	NA
Feca de cerdo	0,43	11,0	740	13,0	NA	1220	NA
Feca de pollo	0,36	12,0	69,75	9,0	NA	406	0,05

Fuente: Diferentes fuentes mencionadas en Eurich-Menden *et al.* (1996); Poultry-dung; Diez-Müller (1997), citados por EUROPEAN COMMISSION (2003).

El superfosfato y otros fertilizantes fosforados tienen alta concentración de cromo, cobre, níquel, plomo y cinc. Los fertilizantes con calcio o cal tienen una mayor concentración de plomo y cinc (Cuadro 4).

Cuadro 4. Concentración de metales pesados mg/ kg<sup>-1</sup> en fertilizantes.

Fertilizante	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Calcio amonio nitrato	0,31	10,5	5,0	4,7	24,6	55,0
Solución NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> -urea	0,03	1,3	6,3	0,30	0,20	2,3
Urea	0,15	0,68	0,38	0,48	0,36	2,4
Otro fertilizante nitrogenado	0,10	6,6	5,2	10,4	1,0	4,0
Superfosfato	20,8	224	21,4	31,3	7,2	380
Otro fertilizante de P	7,5	147	15,4	15,4	1,8	225
Sal potásica	0,06	10,7	2,4	5,4	0,77	1,6
Potasio cloruro	0,10	3,3	3,4	1,3	0,65	4,1
Potasio sulfato	0,09	5,3	3,4	1,9	0,85	2,3
Calcio carbonato	0,50	6,9	8,2	4,6	7,3	58,0
Cal calcinada	0,10	19,20	11,1	6,0	2,8	15,8
Steel work lime	0,10	50,6	4,2	2,5	7,0	8,8
Otro fertilizantes con cal	0,33	17,0	19,5	19,5	12,5	35,0
Fertilizante con NP	10,2	84,8	24,8	17,1	2,6	116
Fertilizante con PK	4,80	389	22,9	21,4	2,7	154
Fertilizante con NPK	2,4	32,0	11,8	8,9	12,0	125

Fuente: Wilcke and Döhler (1995), citados por EUROPEAN COMMISSION (2003).

- Actividades de minería y fundición. El proceso de minería implica la extracción de las menas, el procesado preliminar, la evacuación de los residuos y transporte de los productos semiprocesados. Todas estas operaciones pueden producir una contaminación de metales que repercute en el aire, agua y suelos de la región. El polvo originado puede ser depositado en los suelos a muchos kilómetros de distancia. En áreas mineras, las capas superiores de suelos presentan concentraciones elevadas de cobre, níquel, arsénico, selenio, hierro y cadmio, dependiendo lógicamente del tipo de mineralización explotada.
- Generación de electricidad. La combustión de carbón es una de las principales fuentes de deposición de metales en suelos. Las centrales térmicas de combustión de petróleo pueden ser fuentes de plomo, níquel y vanadio.

- Actividades industriales. Las mayores fuentes industriales de contaminación por metales incluyen fábricas de hierro y acero que emiten metales asociados con las menas de hierro y níquel. Las fábricas de baterías pueden emitir cantidades considerables de plomo. Las áreas altamente industrializadas incluyen arsénico, cadmio, cromo, hierro, níquel, plomo, zinc y mercurio.
- Residuos domésticos. Aproximadamente el 10% de la basura está compuesta por metales. Uno de los problemas más serios de las sociedades modernas es, como deshacerse de este volumen de basuras.

Las dos alternativas usuales son enterrar o incinerar; el enterramiento puede contaminar las aguas subterráneas, mientras que la incineración puede contaminar la atmósfera al liberar algunos de los metales volátiles.

### **2.2.3. Biodisponibilidad de metales pesados**

En el suelo los metales se asocian con distintas fracciones: (1) en solución, como iones de metal libre y complejos metálicos solubles, (2) adsorbida en los sitios de intercambio de los constituyentes inorgánicos del suelo, (3) ligada a la materia orgánica, (4) precipitadas como óxidos, hidróxidos y carbonatos, y (5) residual en las estructuras de los minerales silicatados (RIEUWERTS *et al.*, 1998; LASSAT, 2001; RIECHAMAN, 2002 y BASTA, 2004).

Para que se produzca extracción de los metales por la planta, éstos deben estar biodisponibles.



Se entiende por biodisponibilidad la fracción de metales pesados que está disponible para la absorción por las plantas. La biodisponibilidad depende de la solubilidad y movilidad de los metales en la solución suelo. Sólo los metales asociados con las fracciones 1 y 2 están realmente disponibles para que las plantas los extraigan, por ello, la concentración total de los metales en el suelo no refleja necesariamente los niveles de metales biodisponibles (ELLIOT y SHIELDS, 1988; SIMS y KLINE, 1991; MA y RAO, 1997; RIEUWERTS *et al.*, 1998; LASSAT, 2001; SILVIERA *et al.*, 2003).

### **2.2.3.1. Procesos del suelo involucrados en la biodisponibilidad**

La biodisponibilidad depende de la solubilidad de los metales y de su capacidad de adsorción en la fracción coloidal del suelo. La interacción entre los distintos procesos como intercambio catiónico, adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos, afectan la distribución de los metales entre la solución suelo y la fase sólida, siendo responsables de su movilidad y biodisponibilidad (RIEUWERTS *et al.*, 1998; SILVEIRA *et al.*, 2003; BASTA, 2004).

#### **2.2.3.1.1. Intercambio catiónico**

Todos los suelos presentan cargas negativas en la superficie de sus constituyentes (EVANS, 1989). De acuerdo con el principio de electro-neutralidad, las cargas negativas en la superficie de los coloides son neutralizadas por una cantidad equivalente de cationes en la solución suelo, los que pueden quedar adsorbidos (ALLOWAY, 1995b; SILVA, 2004). Esta adsorción de cationes por el suelo es denominada "adsorción no específica", que se caracteriza porque el ión es atraído electrostáticamente por las

superficies cargadas de la fracción coloidal del suelo, sin que haya una dependencia de configuración electrónica con el grupo funcional de la superficie del suelo, formando complejos llamados de esfera externa (SPOSITO, 1989). La cantidad de iones que pueden ser adsorbidos de forma intercambiable en el suelo se llama capacidad de intercambio catiónico.

En la mayoría de los casos existe selectividad o preferencia de un catión por otro, por lo tanto, es un proceso competitivo y reversible (SILVA, 2004).

En general, la adsorción de los metales a las partículas del suelo reduce la concentración de los metales en la solución del suelo. Así, un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales (SILVEIRA *et al.*, 2003; NAIDU y OLIVER, 2003).

#### **2.2.3.1.2. Adsorción específica**

La adsorción específica es un fenómeno de alta afinidad, involucrando mecanismos de intercambio entre el metal y el ligando de la superficie de los coloides por medio de enlaces covalentes o iónicos. Este término ha sido utilizado para explicar la razón por la cual algunos suelos adsorben determinados cationes en concentraciones superiores a su capacidad de intercambio catiónico (ALLOWAY, 1995b; PHILLIPS, 1999). Los metales pesados que se encuentran como aniones, As, Se, Mo, también pueden presentar adsorción específica en las superficies de los óxidos e hidróxidos

hidratados. Como consecuencia de la adsorción específica, los metales son removidos de la solución suelo y retenidos en la superficie de los coloides formando moléculas estables, llamadas complejos de esfera interna; este mecanismo muchas veces no es reversible (SPARK, 1995; SILVEIRA *et al.*, 2003). La adsorción específica se produce por la afinidad de algunos cationes metálicos por un sitio particular de adsorción, por esta razón los metales son adsorbidos específicamente en cierto orden de preferencia, por ejemplo,  $Cd < Zn < Cu < Pb$ , por lo tanto, los metales no siempre están afectados por la competencia de otros cationes (ALLOWAY, 1995b; RIEUWERTS *et al.*, 1998). La adsorción específica no es fácilmente reversible. La adsorción específica es altamente dependiente del pH e involucra a los coloides orgánicos e inorgánicos (óxidos hidratados de Al, Fe y Mn y la materia orgánica principalmente), y ocurre cuando la concentración de los metales sea baja (JARVIS y JONES, 1980; SPOSITO, 1986; EVANS, 1989; SILVEIRA *et al.*, 2003). Por ejemplo, se ha observado que en suelos con alta concentración de Ca y baja de Cu, la adsorción específica del ión Cu no se ve afectada seriamente (McLAREN *et al.*, 1981).

#### **2.2.3.1.3. Precipitación**

Las reacciones de precipitación y disolución dependen del producto de solubilidad ( $K_{ps}$ ) del sólido en agua. Los iones metálicos en la solución suelo pueden precipitar con un agente químico, generalmente aniones como fosfatos, carbonatos o sulfatos (RIEUWERTS *et al.*, 1998). También pueden precipitar como hidróxidos al reaccionar con los iones de la solución (BASTA y TABATABAI, 1992). La precipitación/disolución son procesos que, además se

ven influenciados por el pH y el potencial redox del suelo (RIEUWERTS *et al.*, 1998; BASTA, 2004).

Las reacciones de precipitación están asociadas normalmente a suelos alcalinos y calcáreos con concentraciones relativamente altas de metales pesados, y además a condiciones que favorezcan una baja solubilidad de estos metales o a la presencia de pocos sitios de adsorción específica (BRÜMMER *et al.*, 1983; SILVA, 2004).

La precipitación es improbable que suceda en condiciones ácidas, excepto cuando hay grandes cantidades de cationes y aniones. BOEKHOLD *et al.* (1993) sostienen que la precipitación de Cd es poco probable que ocurra en suelos neutros y ácidos, excepto cuando hay altas concentraciones de carbonatos, sulfatos o fosfatos.

#### **2.2.3.1.4. Complejación y quelación**

La complejación de metales involucra a un ión metálico en solución que está siendo rodeado por uno o más ligandos orgánicos o inorgánicos (Hill y Colman, 1983; citados por RIEUWERTS *et al.*, 1998). La quelación ocurre cuando un ligando polidentado, generalmente una molécula orgánica grande, ocupa dos o más sitios de coordinación alrededor de un ión metálico central (BOHN *et al.*, 1979). Dentro de los ligandos complejantes orgánicos se encuentran los ácidos cítrico, oxálico y gálico, además de ácidos complejantes más estructurados, como aquellos incluidos en las fracciones húmica y fúlvica solubles (EVANS, 1989). Los hidróxidos y el ión cloruro son considerados como

los ligandos inorgánicos más importantes (GARCIA-MIRAGAYA y PAGE, 1976; SPOSITO, 1989).

### **2.2.3.2. Factores del suelo relacionados con la biodisponibilidad**

Los factores que afectan la concentración de los metales en la solución suelo afectan la biodisponibilidad, por lo tanto, ésta depende de la naturaleza del metal, su interacción con los coloides del suelo, las propiedades del suelo y el tiempo de contacto del suelo con el metal (NAIDU *et al.*, 2003). Los factores del suelo que afectan la biodisponibilidad del metal son pH, potencial redox, textura, contenido y tipo de arcillas, materia orgánica, óxidos de Fe, Mn y Al, y la presencia de cationes y aniones en solución (RIEUWERTS *et al.*, 1998; RIECHAMAN, 2002; SILVEIRA *et al.*, 2003; BASTA, 2004).

#### **2.2.3.2.1. pH**

El pH del suelo tiene un efecto sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales pesados al afectar el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio de iones en el suelo (McBRIDE *et al.*, 1997; KABATA, 2000; RIECHAMAN, 2002). Además, afecta a los procesos de ingreso del metal a las raíces de las plantas (RIEUWERTS *et al.*, 1998; LASSAT, 2001).

Según McBRIDE *et al.* (1997), el pH del suelo sería el factor más importante que afecta la biodisponibilidad de los metales.

En suelos ácidos, se produce una competencia de los iones de H<sup>+</sup> con los cationes metálicos por los sitios de intercambio. A pH bajo se produce desorción de los metales pesados, aumentando su concentración en la

solución suelo y su biodisponibilidad (ALLOWAY, 1995b; LASSAT, 2001). Al aumentar el pH los metales pesados son removidos de la solución suelo y adsorbidos por los coloides del suelo, disminuyendo su biodisponibilidad (BASTA y TABATABAI, 1992; ALLOWAY, 1995b; LASSAT, 2001). El pH del suelo también afecta la carga eléctrica de los componentes de la fracción coloidal del suelo; fracción < 2  $\mu$  constituida por las arcillas, óxidos y materia orgánica humificada; que poseen carga dependiente del pH, la cual se hace más negativa a pH alcalino y más positiva a pH ácido.

Por lo tanto, en suelos con carga variable, la retención de cationes metálicos aumenta en la medida que el pH del suelo sea más alto y se reduce al acidificarse el suelo. Con excepción del Mo, Se y As, la biodisponibilidad de los metales pesados disminuye con el aumento del pH del suelo debido a su precipitación como hidróxidos insolubles, carbonatos y complejos orgánicos (SILVEIRA *et al.*, 2003; JACKSON, 1982). La formación de complejos metálicos también se ve afectada por el pH. ELLIOT *et al.* (1986) encontraron que en condiciones de acidez algunos ligandos orgánicos se complejan con  $H^+$  y no con el  $Fe^{+3}$  quedando más disponible.

Manziona y Merrill (1989), citados por RAMOS-BELLO *et al.* (1999) indican que la adsorción de los metales y por tanto su solubilidad está fuertemente condicionada por el pH del suelo; esta dependencia puede observarse:

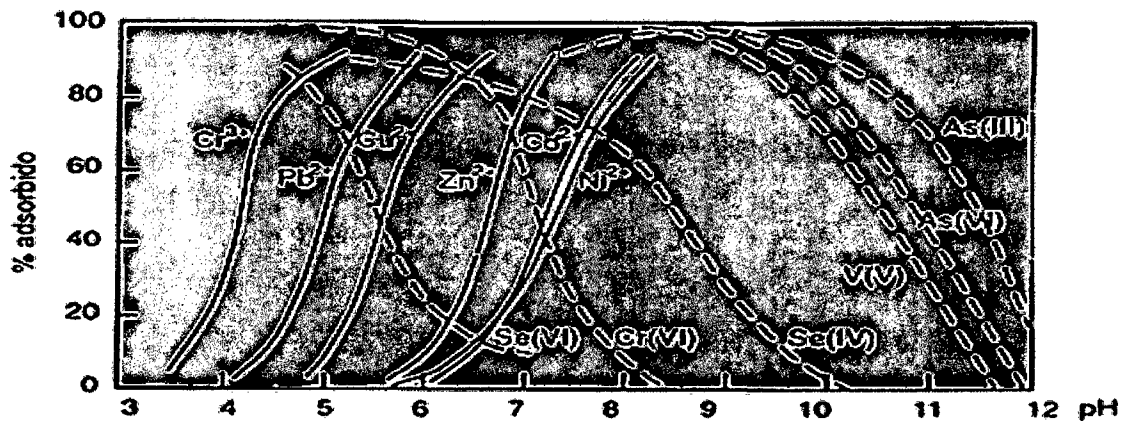


Figura 1. Influencia del pH sobre absorción de algunos metales y oxianiones

metálicos sobre hidróxidos de Fe amorfo

#### 2.2.3.2.2. Contenido de materia orgánica

La materia orgánica del suelo (MOS) se compone de sustancias húmicas y no húmicas, siendo las sustancias húmicas los compuestos más estables del suelo (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas), además, tiene un número relativamente grande de grupos funcionales ( $CO_2$ ,  $OH$ ,  $C=C$ ,  $COOH$ ,  $SH$ ,  $CO_2H$ ) que tienen una alta afinidad por los iones metálicos, pudiendo formar complejos órgano-metálicos (KABATA, 2000).

La relación entre la materia orgánica y los metales es importante en la biodisponibilidad de éstos debido a su alta capacidad de formar complejos (RIECHAMAN, 2002). Los grupos carboxilatos ( $COO^-$ ) de la materia orgánica forman complejos estables con los metales, especialmente en ambientes alcalinos, donde la afinidad es mayor (GONZÁLEZ, 1993,1995; BAKER y SENEFT, 1995; YIN *et al.*, 1996). De esta forma los metales pesados quedan adsorbidos en la materia orgánica del suelo y en otras formas de materia orgánica humificada (RIEUWERTS *et al.*, 1998; SILVEIRA *et al.*, 2003; BASTA,

2004). Por lo tanto, al aumentar la cantidad de materia orgánica en el suelo también aumenta la formación de complejos órgano-metálicos.

En general, las plantas no absorben complejos metálicos grandes por lo que su biodisponibilidad disminuye, sin embargo, también existen compuestos orgánicos solubles asociados a los metales pesados (ALLOWAY, 1995b).

#### **2.2.3.2.3. Contenido y tipo de arcilla**

La mayor parte de las arcillas se caracterizan por tener cargas eléctricas principalmente negativas en su superficie. Estas cargas son responsables de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) del suelo, constituyen un freno al movimiento de los cationes metálicos en la solución del suelo, hacen que los metales permanezcan por más tiempo en el suelo y disminuyen su solubilidad y biodisponibilidad (KABATA, 2000). Tanto el contenido como el tipo de arcillas son importantes en la capacidad de retención de los iones. El tipo de arcilla tiene que ver con su estructura y se tienen arcillas con carga permanente, es decir, carga generada por sustitución isomórfica, y arcillas con carga variable o dependiente del pH, la cual es generada por la adsorción o remoción de iones hidrógeno en la superficie de los coloides (RIEUWERTS *et al.*, 1998). Por lo tanto, el tipo de arcilla afecta la CIC y el grado de retención de los cationes metálicos en el suelo. Como ejemplo, las arcillas montmorrilloníticas tienen la mayor capacidad de retención para Cu y Cd y las kandíticas presentan la menor capacidad de retención (GONZÁLEZ, 1995).



#### **2.2.3.2.4. Potencial redox**

Las condiciones de oxidación/reducción (redox) de un suelo pueden influenciar la biodisponibilidad de los metales. La condición redox afecta el tipo de especies de metales en la solución suelo alterando su solubilidad (PATRICK y JUGSUJINDA, 1992; KABATA, 2000). El potencial redox tiene un gran efecto sobre la especiación y solubilidad del Mn en la solución suelo, el cual puede existir como Mn (II), Mn (III) y Mn (IV). Sólo la forma reducida Mn (II) es más estable y soluble en la solución suelo (SAJWAN y LINDSAY, 1986). En los suelos compactados e inundados, que tienen poca aireación, se ven favorecidas las condiciones de reducción, incrementando la biodisponibilidad de algunos metales como el Mn, Cd, Cu, Cr y Zn; y aumentando su toxicidad (KABATA, 2000; RIECHAMAN, 2002).

#### **2.2.3.2.5. Óxidos de hierro, manganeso y aluminio**

Los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al adsorben metales pesados en forma específica y determinan su biodisponibilidad (MILLER *et al.*, 1987). También actúan en el intercambio catiónico (BASTA y TABATABAI, 1992), ya que dependiendo del pH pueden tener carga negativa en su superficie.

Los óxidos también pueden co-precipitar a los iones metálicos (MARTÍNEZ y McBRIDE, 1998). Al aumentar el contenido de óxidos hidratados en el suelo aumentan los sitios de adsorción para los metales y se reduce directamente su biodisponibilidad (GHANEM y MIKKELSEN, 1988).

La importancia de los óxidos hidratados en la retención de los metales depende aparentemente de las condiciones de oxidación-reducción del

suelo, ya que en condiciones reductoras hay mayor disolución de los óxidos (RIEUWERTS *et al.*, 1998). Recientemente se ha demostrado que los óxidos de Fe y Mn tiene mayor capacidad de adsorción de metales pesados que los óxidos de Al y otros minerales de arcilla (Brown y Parks, 2001; citados por BASTA, 2004).

Los óxidos hidratados de Fe y Mn influyen la solubilidad de Pb, Zn, Cd, y Cu; los óxidos de Mn en particular presentan una fuerte afinidad por la adsorción de Pb y probablemente en menor grado por la adsorción de Cd (RIEUWERTS *et al.*, 1998). A menor grado de cristalinidad, los óxidos de Fe, Mn y Al tienen mayor adsorción de metales pesados en el suelo (BASTA, 2004).

#### **2.2.3.2.6. Presencia de cationes y aniones en la solución suelo**

La adsorción de los cationes metálicos es un proceso selectivo que depende principalmente de la carga y radio iónico de los cationes, existiendo una competencia por los sitios de adsorción (RIEUWERTS *et al.*, 1998). Por ejemplo, el  $\text{Ca}^{+2}$  compite efectivamente con los cationes de metales pesados por sitios de adsorción, y esta competencia puede ser mayor para Zn y Cd que para Cu y Pb (PIERANGELI *et al.*, 2001, 2003). Esto ocurre porque el Zn y el Cd están retenidos en el suelo básicamente por reacciones de intercambio, mientras que el Cu y el Pb forman complejos con la materia orgánica y con los óxidos de Fe, Mn, y Al (SILVEIRA *et al.*, 2003).

La concentración de aniones también puede tener efecto sobre la solubilidad de los metales; los aniones tanto inorgánicos como orgánicos

pueden formar complejos con los cationes metálicos y tal reacción puede afectar la biodisponibilidad de los metales (RIEUWERTS *et al.*, 1998).

#### **2.2.3.2.7. Otros factores**

Hay otros factores que afectan la solubilidad de los metales en el suelo y su biodisponibilidad para las plantas. Entre ellos la actividad microbiana del suelo, por ejemplo, puede inmovilizar metales favoreciendo la precipitación de sulfatos y óxidos de Fe hidratados (ERNST, 1996).

Las bacterias del suelo afectan la biodisponibilidad al adsorber metales a través de grupos orgánicos funcionales de su pared celular (FEIN *et al.*, 1997), o al acidificar el suelo (ERNST, 1996).

Las propiedades físicas del suelo también pueden afectar la biodisponibilidad, por ejemplo el anegamiento y la compactación bajan el potencial redox del suelo (RIECHAMAN, 2002). La temperatura es otro factor, así la absorción de Cd y Pb por la planta al igual que de otros iones es función de la temperatura (HOODA y ALLOWAY, 1993; MILLER y FRIEDLAND, 1994). Además, a bajas temperaturas, la tasa de descomposición de la materia orgánica es menor (C.M.A.J.A, 1999). La actividad de las raíces afecta la biodisponibilidad al bajar el pH de la rizósfera. Al exudar ácidos orgánicos se solubilizan los metales y su absorción por las plantas aumenta (KRISHNAMURTI *et al.*, 1997; ESTEBAN, *et al.*, 2003).

Los exudados orgánicos de las raíces también pueden actuar como agentes complejantes de los metales y pueden movilizar los metales adsorbidos a la solución suelo (KRISHNAMURTI *et al.*, 1997).

### 2.2.3.3. Formas de medición

La biodisponibilidad puede ser medida por método químico utilizando agentes quelantes como el EDTA y el DTPA, los cuales quelan o captan todo ión metálico que se encuentre en la solución del suelo (KABATA, 2000; RIECHAMAN, 2002). EDTA, propuesto por VIRO (1995) para medir el contenido "disponible" de Ca, Cu y Zn en suelos forestales ácidos, y el DTPA, propuesto por LINDSAY y NORVELL (1978), para determinar contenidos "disponibles" de Zn, Fe, Mn y Ca. Han sido los extractantes más usados como indicadores de la disponibilidad de micronutrientes en los suelos. Sin embargo, es importante destacar que estas metodologías fueron definidas para determinar deficiencias de micronutrientes en suelos y no hay razones para pensar que puedan predecir, también, la absorción en situaciones de exceso (DAVIES, 1992).

Otra forma de medir la biodisponibilidad de los metales pesados es determinando la absorción de cada metal. Si bien este método sería el ideal, tiene algunos inconvenientes. Los ensayos de campo tienen una variabilidad alta debido en parte a que las condiciones de humedad y temperatura no son controlables y se tiene que contar con repeticiones al menos durante tres años. Los ensayos de invernadero ofrecen una buena alternativa, son de corta duración y permiten controlar las variables de temperatura y humedad (C.M.A.J.A, 1999).

### 2.3. Calidad del suelo

El término "calidad del suelo" se originó en USA en la década de 1990, apareció por primera vez en el informe "Calidad del suelo y Agua: Una Agenda para la Agricultura" del National Research Council Committee (NRCC). Para el NRCC la protección de la calidad del suelo constituye una meta básica de la política medioambiental. Este Comité enfatizó la relación existente entre la calidad del suelo y del agua. El NRCC estableció cuatro estrategias para prevenir la degradación del suelo y la contaminación de las aguas (LETEY *et al.*, 2003):

1. Conservar y mejorar la calidad del suelo como primera medida para mejorar el ambiente.
2. Hacer un uso eficiente de los pesticidas, del riego y de los fertilizantes en los sistemas agrícolas.
3. Aumentar la resistencia de los sistemas agrícolas a la erosión y escurrimiento superficial.
4. Hacer un mejor uso de los campos y de las zonas de protección del paisaje (landscape buffer zones).

Actualmente se reconoce internacionalmente la importancia del suelo como un recurso natural esencial planteando la necesidad de establecer indicadores de calidad del suelo para conservar o mejorar su productividad, protegiendo al mismo tiempo la calidad ambiental, la salud humana y animal y la calidad de los alimentos.

El Plan Nacional de evaluación de la calidad del suelo de USA se inició con un inventario de los suelos, incluyendo información acerca del uso, clasificación, propiedades edáficas, factores de erosión y otros. Luego se introdujo la calidad del suelo dentro de la política medioambiental y se seleccionaron indicadores de acuerdo a condiciones agro-ecológicas para establecer planes de monitoreo de su calidad.

La UE ha desarrollado indicadores agroambientales los cuales incluyen indicadores y monitoreo de la calidad del suelo. El enfoque en este caso ha sido hacia el impacto medioambiental de la calidad del agua, uso de pesticidas y exceso de nutrientes, antes que hacia la producción agrícola. Otro énfasis de la UE es la conservación de la biodiversidad en los suelos agrícolas y hábitats silvestres.

En Alemania los estándares de calidad del suelo están definidos en la Ley Federal de Protección de Suelos y la Ordenanza de Protección de Suelo. El objetivo de esta ley es proteger o restaurar las funciones del suelo con una base sustentable. Los valores de calidad del suelo se han definido manteniendo la multifuncionalidad del suelo, es decir, en todos los tipos de uso. La diferenciación entre suelos se realiza según sus propiedades físicas y químicas. Los valores de los contaminantes químicos orgánicos se diferencian de acuerdo al contenido húmico del suelo.

En el Reino Unido los indicadores de calidad del suelo propiamente tal son contenido de materia orgánica, pH y concentración de metales pesados.

Con referencia a la calidad del suelo agrícola; el Comité de la Sociedad de la Ciencia del Suelo Americana define la calidad del suelo (CS) como “la capacidad funcional de un tipo específico de suelo, para sustentar la productividad animal o vegetal, mantener o mejorar la calidad del agua y el aire; y sostener el asentamiento y salud humana, con límites ecosistémicos naturales o determinados por el manejo” (KARLEN *et al.*, 1997).

La calidad del suelo incluye los conceptos de capacidad productiva del suelo y la protección ambiental. Las funciones específicas representadas por la calidad del suelo según BREJEDA y MOORMAN (2001) incluyen:

1. Captar, mantener y liberar nutrientes y otros compuestos químicos.
2. Captar, mantener y liberar agua a las plantas y recargar las napas subterráneas.
3. Mantener un hábitat edáfico adecuado para la actividad biológica del suelo.

La CS es dinámica y puede cambiar en el corto plazo de acuerdo al uso y a las prácticas de manejo; para conservarla es necesario implementar prácticas sustentables en el tiempo (NATIONAL RESOURCE CONSERVATION SOIL – NRCS, 2004).

La mantención o mejora de la CS puede generar beneficios económicos en forma de aumentos la productividad, mayor eficiencia en el uso de nutrientes y pesticidas, mejor calidad del aire y del agua, y reducción de los gases de efecto invernadero (BREJEDA y MOORMAN, 2001). La calidad del suelo es uno de los factores más importantes en el desarrollo de prácticas

agrícolas sustentables (WANG y GONG, 1998). El uso de los suelos y las prácticas de manejo marcan principalmente el grado y la dirección de los cambios en su calidad en tiempo y espacio (QUIROGA y FUNARO, 2004).

### **2.3.1. Contaminación de suelos y estándares internacionales de calidad para contenidos de metales pesados**

MACÍAS (1993) define un suelo contaminado como "aquel que ha superado su capacidad de amortiguación para una o varias sustancias y, como consecuencia, pasa de actuar como un sistema protector a ser causa de problemas para el agua, la atmósfera y/o los organismos. Al mismo tiempo se modifican sus equilibrios biogeoquímicos y aparecen cantidades anómalas de determinados componentes que causan cambios en sus propiedades físicas, químicas y/o biológicas." La contaminación de suelo es un aspecto de su calidad. Entre los sistemas existentes y mayormente usados para la estimación de la contaminación por metales para suelos del mundo figuran muchos entre ellos los contenidos medios "background" y sus intervalos (KABATA y PENDÍAS, 1992).

La Unión Europea propuso directivas de Kelley (Cuadro 5), para la clasificación de suelos contaminados y establece cinco categorías de suelo: no contaminado, contaminación ligera, contaminación, contaminación alta y contaminación inusualmente alta.



Cuadro 5. Directivas de Kelley para clasificación de suelos contaminados

Parámetro	suelos no contaminados	Contaminación			
		Ligera	media	alta	muy alta
-----mg/kg suelo seco -----					
pH (ácido)	6.0 - 7.0	5.0 - 6.0	4.0 - 5.0	2.0 - 4.0	<2
pH alcalino	7.0 - 8.0	8.0 - 9.0	9.0 - 10.0	10.0 - 12.0	>12
Arsénico	0 - 30	30 - 50	50 - 100	100 - 500	> 500
Cadmio	0 - 1	1 - 3	3 - 10	10 - 50	> 50
Cromo	0 - 100	100 - 200	200 - 500	500 - 25000	> 2500
Cobre(dis)	0 - 100	100 - 200	200 - 500	500 - 25000	> 2500
Plomo	0 - 500	500 - 1000	1000 - 2000	2000 - 1,0%	> 1%
Plomo(dis)	0 - 200	200 - 500	500 - 1000	1000 - 5000	> 5000
Manganeso	0 - 500	500 - 1000	1000 - 2000	2000 - 1,0%	> 1,0%
Níquel(dis)	0 - 20	20 - 50	50 - 200	200 - 1000	> 1000
Cinc(dis.)	0 - 250	250 - 500	500 - 1000	1000 - 5000	> 5000

Fuente: c:\ukqaa\steering committee info\environment agency and waste\code of practice & risk assessment \environmental testing and emerging uk and eu legislation November, 2002.doc Page 11 of 11  
 Dato impreso: 22/02/11 10:05

En Polonia se ha evaluado la contaminación estableciendo cinco clases de polución en suelos: 1) Ligera 2) Moderada 3) Considerable 4) Muy contaminados 5) Extremadamente contaminados. En cada una de estas clases se diferencian tres grupos de suelos según su textura y pH (PÉREZ, 2000).

Holanda elaboró estándares para estimar el grado de contaminación del suelo, publicados con la Ley Holandesa Provisional para el Saneamiento de Suelos (BRION y ROSSO, 1998). Se han propuesto valores C basados en criterios toxicológicos (niveles TDI o Ingestión Diaria Tolerable). La Ingestión Diaria Tolerable o TDI, está en relación con la toma de vegetales bioacumuladores de metales (MARTÍN, 2000). Con esta ley se intento de establecer categorías y límites basados tanto en la naturaleza y concentración de los contaminantes como también en las condiciones específicas del sitio, las que afectan la migración y destino de los contaminantes.

Las que señalan procedimientos y estándares para el saneamiento a corto plazo de suelos contaminados. Se propuso el uso de tres estándares: valor de referencia (A), valor máximo permitido (B) y valor de saneamiento o intervención al cual se necesitan medidas de saneamiento o descontaminación. En el Cuadro 6, se muestran los valores de referencia y de intervención (A y C) propuestos para la evaluación de la contaminación del suelo, en términos de la concentración total de metales pesados en el suelo.

Cuadro 6. Valores estándares holandeses para evaluar la contaminación de suelos en términos de concentración total de metales pesados.

Elemento	Suelo estándar	
	Valor (A) de referencia	Valor (C) de intervención <sup>1</sup>
	mg kg <sup>-1</sup>	
Arsénico	29	55
Cadmio	0,8	12
Cromo	100	380
Cobalto	20	240
Cobre	36	190
Mercurio	0,3	10
Plomo	85	530
Molibdeno	10	200
Níquel	35	210
Cinc	140	720

<sup>1</sup>Valor de intervención: indica contaminación severa de los suelos donde es necesario remediar. Para metales pesados, los valores de referencia e intervención son dependientes de la relación arcilla/limo y contenido de materia orgánica de los suelos. Los valores estándares deben ser modificados según la fórmula:

$$VIS = VISE (A + B \% \text{ arcilla/limo} + C \% \text{ materia orgánica}) / (A + 25 B + 10 C);$$
 Donde: VIS = valores de intervención para un suelo particular.

VISE = valores de intervención para un suelo estándar (10% materia orgánica y 25% arcilla)

Valores de A, B y C usados para el cálculo del VIS de los elementos

Elemento	A	B	C
Arsénico	0,	0,	0,
Cadmio	0,4	0,007	0,021
Cromo	50	0	0
Cobalto	2	0,28	0
Cobre	15	0,6	0,6
Mercurio	0,2	0,0034	0,0017
Plomo	50	1	1
Molibdeno	1	0	0
Níquel	10	1	0
Cinc	50	3	1,5

Fuente ref.: Adaptado de: c:\ukqaalsteering committee info\environment agency and wastel\code of practice & risk assessment \environmental testing and emerging uk and eu legislation November 2002.doc  
Page 1 of 1 Dato impreso: 22/02/11 11:32.

El valor de referencia (A) no es el mismo para un metal en todos los suelos, sino que proviene de una fórmula que considera el contenido de materia orgánica y de arcilla (Cuadro 7). Distintos países han adaptado este sistema a sus realidades, es el caso de Taiwán, Corea, Canadá y Los Países Bajos.

En España, está en revisión el Real Decreto que señala las actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados (PÉREZ, 2000). Las líneas prioritarias se incluyen en diversas áreas temáticas que se agrupan en tres bloques:

1. Caracterización y procesos que ocurren en suelos contaminados (interacciones en el sistema suelo-agua-contaminantes), y bio-disponibilidad.
2. Evaluación de riesgo para la salud humana, riesgo ecológico y desarrollo de modelos de evaluación.

3. Recuperación y gestión de suelos contaminados, evaluación de la recuperación y desarrollo de tecnologías.

Cuadro 7. Calculo del valor de referencia de concentración de metales pesados en el suelo (BRION y ROSSO, 1998)

Metal	Valor A
Cd	0,4 + 0,007 (Arc*+ 3 MO**)
Co	20
Cr	50 +2 Arc
Cu	15 + 0,6 ( Arc + MO)
Ni	10 + Arc
Pb	50 + Arc + MO
Zn	50 +1,5 (2 Arc + MO)

\*Arcilla menor a 0,002 mm (%) \*\*Materia orgánica (%)

España cuenta con un Inventario Nacional de Suelos Contaminados y un Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados con objetivos de:

- La caracterización ambiental de los terrenos sospechosos de albergar suelos contaminados.
- La recuperación ambiental de los terrenos que se consideren prioritarios.
- La elaboración de estándares de calidad de suelos.
- La elaboración de normas técnicas de muestreo, métodos de análisis y procedimientos de investigación.

La legislación existente en España sobre umbrales mínimos de metales pesados que se consideran contaminantes sólo contempla la adición de lodos de depuradoras como enmienda orgánica a los suelos. Como niveles de contaminación se han establecido también índices de Geoacumulación de Müller (Igeo), comparando las concentraciones de metal existentes con 1,5 veces el valor "background" (MARTÍN, 2000).

Entre los sistemas de evaluación rápida de la calidad del suelo (Cuadro 35 del anexo), se encuentra existente la metodología de los Valores Indicativos de Evaluación (VIE), definidos en función de los riesgos potenciales, estableciéndose tres niveles (IHOBE, 1994):

- Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable.
- Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo.
- Nivel VIE C: significa el máximo riesgo tolerable, o límite superior de aceptabilidad del riesgo, sobrepasarlo significa peligro grave para la salud (PÉREZ, 2000; Ley 1/2005).

En Alemania la contaminación con metales pesados está considerada en leyes relacionadas a la calidad del suelo como la Ley Federal de Desechos y la Ordenanza de Desechos Orgánicos, y la Ley Federal de Fertilizantes. En relación a estos metales se consideran los tipos de suelos y valores de pH (EUROPEAN COMMISSION, 2003). Para evitar el deterioro del suelo al aplicar biosólidos se establecieron valores máximos de metales pesados en el suelo según el tipo de suelo (Cuadro 8), a través de la Ordenanza de aplicación de biosólidos a tierras agrícolas. Estos valores se revisan continuamente a la luz de nuevos antecedentes generados en investigaciones sobre metales en el suelo y sobre la transferencia de éstos a las plantas.

Así se establecen nuevos valores bases recomendados por El Grupo de Trabajo de Protección del Suelo, Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz - LABO (BANNICK *et al.*, 1998).

Cuadro 8. Límite máximo de metales pesados en el suelo, según Ley Federal Alemana (EUROPEAN COMMISSION, 2001)

Tipo de ley	Tipo de suelo	-----mg kg <sup>-1</sup> -----							
		As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Protección de suelo <sup>1</sup>	Arcilloso (I)	20	100	1,5	100	60	70	1	200
	Limoso (II)	15	1	70	60	30	50	0,5	150
	Arenoso (I)	10	0,4	40	30	100	15	0,1	60
Ordenanza Lodos <sup>2</sup>	Suelos pH 5,5-7,0	-	100	1,5(1)*	100	60	50	1	100 (150)*
LABO <sup>3</sup>	Arenoso	3	15	0,3	20	3	3	0,03	15
	Limoso	10	0,3	50	50	30	50	0,06	90
	Arcilloso	10	1	75	100	60	75	0,14	120

<sup>1</sup>Ordenanza BBoSchG/1999 (U.E, 2004); <sup>2</sup>Ordenanza AbfKlärV/1992; <sup>3</sup>Valores de referencia para reciclar compost; \*Valores más bajo para suelos arenosos debido a su vulnerabilidad

En Canadá, las nuevas directivas de calidad del suelo se han desarrollado en relación a los usos específicos del suelo y del agua: agrícola, residencial/parques, comercial e industrial (AHN y KIM, 2004).

Las concentraciones de metales para suelos agrícolas deben ser las correspondientes a los valores de referencia con el fin de obtener vegetales no contaminados (PÉREZ, 2000). El Cuadro 9, muestra las concentraciones máximas permitidas de metales pesados en suelos agrícolas de diferentes países.

En Japón, la Ley de Prevención de Contaminación de Suelos Agrícolas ha establecido un límite máximo en suelos agrícolas de Cd de 1 mg kg<sup>-1</sup> (para el cultivo del arroz), de Cu de 125 mg kg<sup>-1</sup> (extracción con HCl 0,1 N), y de As de 15 mg kg<sup>-1</sup> (extracción con HCl 0,1 N), (AHN y KIM, 2004).

Cuadro 9. Concentración máxima permitida de metales pesados totales en suelos agrícolas ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

País		As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Cr
Chile <sup>1</sup> Macro zonas	Norte pH >6,5	20	2	150	1,5	112	75	4	175	n.n.
	Norte pH < 6,5	12,5	1,25	100	1	50	50	3	120	n.n.
	sur pH > 5	10	2	75	1	30	50	4	175	n.n.
U E <sup>2</sup>		n.n.	1-3	50- 140	1- 1,5	30- 75	50- 300	n.n	150- 300	100- 150
	Francia	n.n.	2	100	1	50	100	n.n	300	150
	Italia	n.n.	1,5	100	1	75	200	n.n	300	-
	España	n.n.	0,4	40	0,3	30	40	n.n	100- 150	60
	Holanda <sup>3</sup> valor A	20	1	50	0,5	50	50	n.n	200	100
	Holanda valor B	30	5	100	2	100	150	n.n	500	250
	Holanda valor C	50	20	500	10	500	600	n.n	3000	800
Turquía <sup>4</sup>	Suelos pH > 5	n.n.	3	100	2	50	100	n.n	300	100
Australia <sup>5</sup>	Suelos pH < 5	20	1	100	1	60	150	5	200	100
US <sup>6</sup>		n.n	20	750	8	210	150	n.n	1400	1500
Canada <sup>7</sup>	Suelos pH > 6	14	1,6	100	0,5	32	60	1,6	220	20

<sup>1</sup> Norma Iodos NCh2952c-2004 (INN, 2004); <sup>2</sup> Directiva 86/278/EEC (Marmo, 2003); <sup>3</sup> Ley ambiental 2878-1983; <sup>4</sup> Norma Australian Standard AS 4454-1999 (ARMCANZ/ANZECC, 2000); <sup>5</sup> McGrath *et al.* (1994); <sup>6</sup> Lovell *et al.* (1998).

En México la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, que establece los Límites Máximos Permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (Cuadro 10).

Cuadro 10. Límites Máximos Permisibles para contaminantes en suelos

Parámetros (*) (mg/litro)	SUELO	
	Uso en riego agrícola (A)	
	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4
Cadmio	0.5	0.1
Cianuro	2.0	3.0
Cobre	4.0	6.0
Cromo	0.5	1.0
Mercurio	0.005	0.01
Níquel	2	4
Plomo	5	10
Zinc	10	20

Fuente: Modificado de NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996 (\*) Medidos de manera total.

P.D. = Promedio Diario P.M. = Promedio Mensual N.A. = No es aplicable

(A): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos al responsable de la descarga de aguas residuales

La Norma Oficial Mexicana con el PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio, con los límites máximos permisibles de diferentes contaminantes en el suelo (Cuadro 11), tanto para uso agrícola, residencial e industrial.

La normativa Peruana establece "valores naturales" y "valores de restauración" de calidad del suelo, en concordancia con la "Guía Ambiental para la Restauración de Suelos en Instalaciones de Refinación y Producción Petrolera", elaborado por el Ministerio de Energía y Minas".



Cuadro 11. Límites Máximos Permisibles de diferentes contaminantes en  
suelos

<b>Contaminante</b>	<b>Uso agrícola / residencial (mg/kg)</b>	<b>Uso industrial (mg/kg)</b>
Arsénico	22	260
Berilio	150	1900
Cadmio	37	450
Cromo Hexavalente	280	510
Mercurio	23	310
Níquel	1600	20000
Plomo	400	750
Selenio	390	5100
Talio	5.2	67
Vanadio	550	7200

Fuente: PROY-NOM-147 SEMARNAT/SSA1-2004.

El Cuadro 12 indica los “valores naturales” del suelo, y el Cuadro 13 indica los “valores de restauración” para suelos.

Los “valores naturales” del suelo servirán de referencia para evaluar la calidad del mismo en el área de influencia del proyecto.

De otro lado, en el país no hay una cobertura en cuanto a los límites establecidos por la ley para todos los elementos químicos, por ello en el presente estudio también se recurre a normas internacionales, como las Guías de Calidad Ambiental Canadiense - CEQG (Canadian Environmental Quality Guidelines, 2003).

Cuadro 12. Valores Naturales del Suelo

<b>Parámetros Inorgánicos</b>	<b>Valores Límite(mg/kg)</b>
Arsénico (As)	5
Bario (Ba)	200
Berilio (Be)	4
Cadmio (Cd)	0.5
Cobalto (Co)	10
Cromo (Cr)	20
Cobre (Cu)	30
Molibdeno (Mo)	2
Níquel (Ni)	20
Plomo (Pb)	25
Selenio (Se)	1
Estaño (Sn)	5
Talio (Tl)	0.5
Vanadio (V)	25
Zinc (Zn)	60
Boro (B)	1
Mercurio (Hg)	0.1

Fuente: MINEN (2000)

Cuadro 13. Valores de Restauración de Suelo

<b>Parámetros Inorgánicos</b>	<b>Valores Límite(mg/kg)</b>
Arsénico (As)	30
Bario (Ba)	500
Berilio (Be)	4
Cadmio (Cd)	5
Cobalto (Co)	10
Cromo (Cr)	250
Cobre (Cu)	100
Molibdeno (Mo)	10
Níquel (Ni)	100
Plomo (Pb)	500
Selenio (Se)	3
Estaño (Sn)	50
Talio (Tl)	-
Vanadio (V)	200
Zinc (Zn)	500
Boro (B)	-
Mercurio (Hg)	2

Fuente: MINEN (2000)

A la actualidad el Vice Ministerio de Gestión Ambiental, en su guía evaluación de riesgos ambientales toman como referencia los límites máximos permisibles para suelos y sedimentos contaminados (Cuadro 14), del Ministerio Holandés.

## Cuadro 14. Límites máximos permisibles para suelos y sedimentos

contaminados (Tabla Holandesa, Ministerie VROM 1983)

Elemento / Sustancia	LMP (ppm)
Cu	500
Pb	600
Zn	3000
Cd	20
Ag	50
Hg	10
Mn (1)	3000
Fe (1)	10%

*(1) Límite de referencia*

Fuente: MINAN (2009)

**2.3.2. Evaluación de calidad de suelo**

La evaluación de la calidad permite mejorar la respuesta de los recursos, como son: pérdida de suelo por erosión, depósitos de sedimento por viento o inundación, reducción de la infiltración e incrementos de lluvia, endurecimiento de la capa superficial, pérdida de nutrientes, transporte de pesticidas, cambios en el pH, aumento de la disponibilidad de metales pesados, pérdida de materia orgánica, reducción de la actividad biológica, infestación de organismos patógenos y reducción de calidad de agua (NRCS, 2004).

La calidad del suelo y del agua de riego se puede ver afectada por el manejo del suelo como uso de maquinaria, utilización de fertilizantes, agroquímicos y enmiendas orgánicas, tipo de cultivo.

Debido al carácter dinámico de la CS, ésta puede cambiar en el corto o largo plazo de acuerdo al uso y a las prácticas de manejo, por lo tanto, es necesario monitorear los cambios del suelo y determinar qué prácticas son sustentables (NRCS, 2004).

La selección de un conjunto de indicadores de CS y el desarrollo de su aplicación dentro de un sistema de monitoreo son claves para la evaluación de la CS. El mejoramiento de la calidad de un suelo se percibe, en general, por aumento o disminución en el valor de algunas características (NRCS, 2004).

Un paso fundamental para poder cuantificar el costo ambiental de las unidades de producción, es la utilización de indicadores de la calidad del suelo. Dentro de estos indicadores están incluidos aquellos que miden el estado de la condición física (ROLLÁN *et al.*, 2004).

La materia orgánica (MO) es un indicador de la calidad del suelo, ya que incide directamente sobre propiedades edáficas, como estructura y disponibilidad de carbono y nitrógeno (GREGORICH *et al.*, 1984).

Numerosos estudios coinciden en que la MO, es el principal indicador e indudablemente el que posee una influencia más significativa sobre la calidad del suelo y su productividad (QUIROGA y FUNARO, 2004).

### 2.3.2.1. Indicadores de calidad del suelo

La CS se puede evaluar empleando indicadores que reflejen los cambios en la capacidad del suelo y en su función (DALURZO *et al.*, 2002). Los indicadores dependen del ecosistema considerado, debiendo determinarse características que sirvan como indicadores de su sustentabilidad. Los indicadores directos comúnmente utilizados corresponden a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

La capacidad productiva del suelo puede ser evaluada indirectamente con el rendimiento de los sistemas (agrícolas, forestales, ganaderos). Según la NRCS (2004), los indicadores de CS deben cumplir con las siguientes condiciones:

- Ser fáciles de medir.
- Medir los cambios en las funciones del suelo.
- Abarcar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.
- Ser accesibles a los evaluadores y aplicables en condiciones de campo.
- Ser sensibles a las variaciones climáticas y de manejo.

Los indicadores de CS permiten analizar la situación actual e identificar puntos críticos con respecto a la sustentabilidad del suelo como medio productivo o bien como recurso natural importante para la calidad de la vida y mantención de la biodiversidad; permiten analizar los posibles impactos antes de una intervención; monitorear el impacto de la intervención y ayudar a determinar si el uso del recurso es sustentable (HÜNNEMEYER *et al.*, 1997).

Los indicadores pueden ser variables cualitativas (afloramiento del subsuelo, aparición de canaliculos de erosión, aparición de encharcamiento, etc.), variables cuantitativas (tasa de infiltración, capacidad de intercambio catiónico, pH, contenido de metales, cantidad de nemátodos u otros), o bien índices compuestos por la relación entre diferentes variables (ASTIER *et al.*, 2002). La evolución de la calidad del suelo puede determinarse de manera comparativa o relativa.

Para esto puede compararse la evolución de un sistema a través del tiempo (comparación longitudinal), u observar simultáneamente uno o más sistemas de manejo alternativo con una referencia (comparación transversal) (Masera *et al.*, 1999, citado por ACEVEDO, 2005).

- a. Indicadores físicos del suelo. Existe una variedad de indicadores físicos de la CS, éstos varían de acuerdo a las características predominantes del lugar en estudio. DORAN y PARKIN (1994) seleccionaron como indicadores la textura, profundidad, tasa de infiltración de agua del suelo, densidad aparente, y capacidad de retención agua.
- b. Indicadores químicos del suelo. Los indicadores químicos de CS incluyen propiedades que afectan las relaciones suelo-planta, la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo y la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos. DORAN y PARKIN (1994) propusieron como indicadores el contenido de materia orgánica (MO), o carbono y nitrógeno orgánico, el pH, la conductividad eléctrica (CE), y el N, P y K disponible. Los indicadores que reflejan estándares de fertilidad (pH, MO, N, P y K), son factores importantes en términos de producción de

cultivos. Cuando se evalúa la CS en sistemas polucionados, sin embargo, otros indicadores toman mayor importancia, como es el caso de los elementos trazas disponibles, Cu, Zn, Cd y Pb seleccionados en Taiwán como indicador químico (Chen, 2000, citado por SILVA, 2004).

- c. Indicadores biológicos del suelo. Los indicadores biológicos integran los diferentes factores que afectan la calidad del suelo. Generalmente se refieren a la abundancia y subproductos de los organismos, incluidos bacterias, hongos, nemátodos, lombrices, anélidos y artrópodos (Bautista *et al.*, 2004, citados por SILVA, 2004).

También se considera como indicador biológico el rendimiento de los cultivos (Chen, 2000, citado por SILVA, 2004). Las propiedades biológicas del suelo son muy dinámicas por lo que tienen la ventaja de servir de señales tempranas de degradación o de mejoría de los suelos. DORAN y PARKIN (1994) seleccionaron como indicadores biológicos el carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana, el nitrógeno potencialmente mineralizable y la respiración edáfica. También se consideran como indicadores biológicos la población de lombrices de tierra y el rendimiento de los cultivos (Chen, 2000, citado por SILVA, 2004).

Las propiedades biológicas y bioquímicas (respiración edáfica, biomasa microbiana, actividades enzimáticas, microorganismos, y otros), son más sensibles y son valiosas en la interpretación de la dinámica de la materia orgánica y en los procesos de transformación de los residuos orgánicos; además, dan rápida respuesta a los cambios en el manejo del suelo, son sensibles al estrés ambiental y fáciles de medir (BANDICK y DICK, 1999).



### 2.3.3. Evaluación de la contaminación por metales pesados.

Las cantidades totales presentes en un suelo constituyen una medida poco representativa de la posible toxicidad de un metal. Resulta fundamental conocer la forma química bajo la que se presenta, es decir la especiación, pues la toxicidad de un elemento es muy distinta dependiendo de su presentación, que va a regular no sólo su disponibilidad (según se encuentre disuelto, adsorbido, ligado o precipitado), sino que también el grado de toxicidad.

No obstante, por su facilidad de medida y reproductibilidad, en los estudios de contaminación se utilizan, muy frecuentemente, los valores totales para definir los umbrales de contaminación. Pero, para mayor complejidad, la toxicidad de un agente contaminante no sólo va a depender de sí mismo sino que las características del suelo donde se encuentre van a ser decisivas (C.M.A.J.A, 1999).

La sensibilidad de los suelos a la agresión de los agentes contaminantes va a ser muy distinta dependiendo de una serie de características edáficas ya mencionadas más explícitamente en los acápites 2.2-2.3.

- a.) pH. Es un factor esencial. La adsorción de los metales pesados está fuertemente condicionada por el pH del suelo.
- b.) Textura. La arcilla tiende a adsorber a los metales pesados, que pueden quedar retenidos en la superficie o en posiciones de cambio. Por el contrario los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los

metales pesados, los cuales pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos.

c.) Mineralogía de las arcillas. Cada especie mineral tiene unos determinados valores de superficie específica y descompensación eléctrica. Ambas características son las responsables del poder sorcitivo de estos minerales. La capacidad de cambio de cationes es mínima para los minerales del grupo de la caolinita, baja para las micas, alta para las esmectitas y máxima para las vermiculitas.

d.) Materia Orgánica. Reacciona con los metales formando complejos de cambio y quelatos. Los metales una vez que forman complejos pueden migrar con mayor facilidad a lo largo del perfil. La materia orgánica puede adsorber tan fuertemente a algunos metales, como el Cu, que pueden quedar en posición no disponible para las plantas. Por eso algunas plantas en los suelos ricos en materia orgánica presentan carencia de ciertos elementos (como el Cu). El Pb y el Zn forman quelatos solubles muy estables.

La complejación por la materia orgánica del suelo es una de los procesos que gobierna la solubilidad y la bioasimilación de metales pesados. La toxicidad de los metales pesados se potencia en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos, lo que facilita su solubilidad, disponibilidad y dispersión. La estabilidad de muchos de estos complejos frente a la degradación por los organismos del suelo es una causa muy importante de la persistencia de la toxicidad.

Pero también la presencia de abundantes quelatos puede reducir la concentración de otros iones tóxicos en la solución del suelo. La estabilidad de los complejos tiende a seguir la siguiente secuencia:



- e.) Capacidad de cambio. Es función del contenido de arcilla y, sobre todo, de la materia orgánica. En general cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo para fijar metales. El poder sorcitivo para los distintos metales pesados depende de su valencia y del radio iónico hidratado; a mayor tamaño y menor valencia, menos fuertemente quedan retenidos.
- f.) Condiciones redox. El potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Los diagramas Eh-pH se utilizan para mostrar la estabilidad de compuestos metálicos y proporciona un método fácil para predecir el comportamiento de los metales pesados frente a un de cambio en las condiciones ambientales
- g.) Óxidos e hidróxidos de Fe y Mn. Juegan un importante papel en la retención de los metales pesados. Tienen una alta capacidad de fijar a los metales e inmovilizarlos. Además, estos compuestos se presentan finamente diseminados en la masa del suelo por lo que son muy activos. Los suelos con altos contenidos de Fe y Mn tienen una gran capacidad para adsorber metales divalentes, especialmente Cu, Pb y en menor extensión Zn, Co, Cr, Mo y Ni.

- h.) Carbonatos. La presencia de carbonatos garantiza el mantenimiento de altos valores de pH, y en estas condiciones tienden a precipitar los metales pesados. El Cd y otros metales presentan una marcada tendencia a quedar adsorbido por los carbonatos.
- i.) Salinidad. El aumento en salinidad puede incrementar la movilización de metales pesados y su retención por dos mecanismos. Primeramente, los cationes asociados con las sales (Na y K), pueden reemplazar a metales pesados en lugares de intercambio catiónico. En segundo lugar, los aniones cloruro pueden formar complejos solubles estables con metales pesados tales como Cd, Zn y Hg. Por otra parte, normalmente, las sales tienden a dar pH alcalinos.

C.M.A.J.A. (1999) menciona que según la forma en la que se encuentre el metal retenido en el suelo, así será la disponibilidad relativa por las plantas y por tanto la incorporación en los organismos como se observa en el Cuadro 15.

Cuadro 15. Disponibilidad relativa de los metales retenidos en el suelo por las Plantas.

Forma de retención en el suelo	Disponibilidad relativa
Iones en solución del suelo	Fácilmente disponible
Ión en complejo de cambio	Relativamente disponibles, pues estos metales, por su pequeño tamaño y altas cargas, quedan fuertemente adsorbidos
Metales quelados por compuestos orgánicos	Menos disponibles
Metal precipitado o coprecipitado	Disponible sólo si ocurre alguna alteración química
Incorporado a la matriz biológica	Disponible después de la descomposición
Metal en la estructura mineral	Disponible sólo después de la meteorización

Fuente: C.M.A.J.A. (1999)

En general se considera que la movilidad de los metales pesados es muy baja, quedando acumulados en los primeros centímetros del suelo, siendo lixiviados a los horizontes sub superficiales en muy pequeñas cantidades. Es por ello que la presencia de altas concentraciones en el horizonte superficial seguida de un drástico decrecimiento a los pocos centímetros de profundidad es un buen criterio de diagnóstico de contaminación antrópica. Otro aspecto importante para evaluar la posible peligrosidad es la capacidad de las plantas para absorber determinadas cantidades de metales pesados y otros elementos asociados. KLOKE *et al.* (1994) definen el coeficiente de transferencia como la concentración de un determinado metal en el tejido de las plantas frente a la concentración de este metal en el suelo.

Este índice es máximo para el Cd, Tl, Zn, Se y Cu; al Ni le corresponde un valor medio mientras que los mínimos son para el Co, Cr, Hg, Pb, As, Se y Sn (C.M.A.J.A, 1999).

#### **2.4. Valoración ambiental**

El medio ambiente puede tener diferentes tipos de valores para diferentes personas y colectivos. Un cambio en el medio ambiente puede afectar el bienestar de las personas, ya que para ellas el bien ambiental tiene un valor; ya que es generador de bienestar (AZQUETA, 1994).

Según AZQUETA (1994), lo que le da valor al medio ambiente son dos líneas de pensamiento:

- La naturaleza tiene un valor intrínseco, per-se (no se necesita nada y de nadie que se le otorgue).
- Lo que da valor al medio ambiente es su relación con el ser humano, y tiene valor en la medida en que se lo dan las personas

RIDEOUT y HESSELN (1997) proponen este tipo de clasificación, como antropocéntrica la cual parte de la suposición de que la naturaleza es valiosa en tanto sea útil para el ser humano y egocéntrica por que se apoya en el principio de que el valor de la naturaleza es ajeno a los intereses del ser humano. La primera gran distinción que puede establecerse es aquella que separa los valores de uso (cuando una persona utiliza un bien y se ve afectada por cualquier cambio que ocurra respecto al mismo), y de no uso (valor que un individuo asocia a un activo ambiental que no está utilizando).

La valoración ambiental puede definirse formalmente como un conjunto de técnicas y métodos que permiten medir las expectativas de beneficios y costes derivados de algunas de las siguientes acciones: a) uso de un activo ambiental; b) realización de una mejora ambiental y c) generación de un daño ambiental según ROMERO (1997).

Debido a las características de estos servicios, las personas que se benefician de ellos muchas veces no son las mismas que los brindan (BUSTAMANTE y STURZINGER, 1999). A nivel internacional se han generado muchas discusiones sobre la valoración de los servicios ambientales y la concientización de la sociedad para retribuir económicamente y compensar a los propietarios de los ecosistemas que aporta servicios ambientales (Gregerson *et al.*, 1992, citado por AVILA, 2000).

Al darle un valor monetario a los servicios ambientales, que el que "contamine pague y el que conserve gane", se establecen los castigos e incentivos para conservar el entorno natural. La internalización de estos beneficios está basada en el principio de "El que contamina paga" expresado en otra forma sería, "El que se beneficia paga". Con base a este principio se está implementando en algunos países últimamente mecanismos de pagos por servicios ambientales" de tal forma que se garantice la sostenibilidad de la generación de los mismos en el tiempo (HERRADOR, 1999).

El principal problema que surge a la hora de diseñar métodos que permitan valorar mejoras y daños ambientales reside en la no existencia de mercados para dichas mejoras o daños. Los problemas derivados de la ausencia de mercado reales para los daños o beneficios ambientales pueden

resolverse siguiendo dos caminos alternativos: el primero consiste en construir artificialmente un mercado que subrogue al inexistente mercado para el bien o el mal ambiental; el otro camino sería de un enfoque de tipo indirecto el cual pretende estimar el valor del activo ambiental a través de comportamientos que se revelan en mercado reales (ROMERO, 1997).

Muchos de los aspectos del ambiente no tienen precios de mercados establecidos. Aspectos tales como aire limpio, suelo limpio, vistas panorámicas y alrededores agradables son bienes públicos sin embargo raramente se disponen para ellos precios directos de mercado. En muchos casos es posible estimar un valor implícito para un bien o servicio ambiental por medio del precio pagado por otro bien que está en el mercado. A pesar que hay limitaciones a estas técnicas ellas pueden en ciertos casos ser muy útiles para valorar una gama amplia de cualidades ambientales. Los métodos de valoración directa utilizan precios de mercado y/o sombra, algunos de estos son: cambios de productividad, costos de reemplazo, costos de sustitución, pérdida de ingresos, costo efectividad, costos de oportunidad y costos preventivos (DIXON *et al.*, 1994).

El método costo de oportunidad, se basa en el concepto de que el costo de utilizar un recurso para otros propósitos, usualmente sin precio o fuera del mercado (ejemplo, preservación de la tierra (suelo) de un parque nacional en vez de cosechar sus árboles para aprovechar la madera), puede aproximarse utilizando el ingreso dejado de percibir por otros usos del recurso. Más que tratar de medir directamente los beneficios logrados por la



preservación de estos recursos lo que se trata de hacer es cuantificar cuanto ingreso debe sacrificarse para satisfacer los propósitos de preservación.

El enfoque de costo de oportunidad es, pues, una manera de medir el costo de preservación (DIXON *et al.*, 1994).

Actualmente los gobiernos, empresas y ciudadanos reconocen cada vez más el valor de la amplia gama de servicios que proporcionan los ecosistemas forestales. Ésta toma de conciencia, ha ido muy de la mano a diversos siniestros naturales que significan una carga para la sociedad, representando grandes costos en términos de vidas y dinero. Inundaciones, incendios, sequías, deslaves y tormentas extremas, convergen en los costos de la deforestación (Pagiola *et al.*, 2003, citado por COLOMBO, 2004). Compatibilizar los intereses de los dueños de los recursos naturales, como proveedores de servicios ambientales, con los de la sociedad en su conjunto, como usuarios de dichos servicios, no es fácil. A lo largo de los años se han llevado a cabo algunas acciones para frenar la pérdida de recursos naturales, tales como regular legalmente el tipo de uso al que se pueden destinar las tierras, o llevar a cabo medidas correctoras (tales como reparar los daños causados por las inundaciones, o construir obras públicas para proteger a la población de las tierras bajas frente a inundaciones). Estos métodos no han probado ser efectivos ya que las medidas correctoras suelen ser imperfectas y más costosas que las medidas preventivas, y las regulaciones legales a menudo es difícil conseguir que se cumplan. Dado el fracaso de los enfoques aplicados, un nuevo enfoque está siendo probado: los Sistemas de Pago por Servicios ambientales (Pagiola y Platais, 2002, citados por COLOMBO *et al.*,

2004). Los programas de pagos por servicios ambientales (PSA) solo alcanzarán sus objetivos si logran influenciar el modo en que los dueños de tierras usan las mismas de acuerdo a Pagiola y Platais (2002), citado por COLOMBO *et al.* (2004).

De acuerdo con Bishop *et al.* (2003), citado por COLOMBO *et al.* (2004), hay muy pocos estudios detallados que respaldan la información acerca de los beneficios de los bosques, y éstos revelan que los impactos de los bosques en la cantidad y calidad del agua, erosión, sedimentación, niveles freáticos y productividad acuática, dependen de muchas características específicas del sitio, incluyendo el terreno, la composición del suelo, las especies arbóreas, la mezcla de vegetación, el clima y los regímenes administrativos. Tradicionalmente la degradación de los ecosistemas y de los recursos naturales se ha calificado mediante indicadores físicos cualitativos que manifiestan estados de pérdida y/o afectación (incipiente, ligero, moderado, fuerte, severo, otros), pero que no cuantifican el valor de los beneficios y costos ambientales, es decir, solo señalan niveles de deterioro, pero no ofrecen la posibilidad de valorarlos económicamente, en tanto que los daños pueden ser resultado del aprovechamiento y extracción de recursos. (LGEEPA, 2000). Para el caso del estudio se puede decir que solo se ha calificado la degradación del suelo (ecosistemas y de los recursos naturales), mediante los indicadores físicos cualitativos de calidad del suelo (metales pesados en estudio), que manifiestan estados de pérdida y/o afectación. Entendiéndose y recalando así la valoración cualitativa que se realizó en el

presente estudio, más no la valoración económica propiamente dicha esto en base al enfoque de la investigación.

#### **2.4.1. Valoración de la calidad del Suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados**

La valorización del suelo producida en los últimos años se debe principalmente a que nos empezamos a dar cuenta que juega un papel muy importante en nuestras vidas. No solo es la mayor fuente de materias primas para las diversas industrias (agrícolas, madereras, metalúrgicas, constructoras, etc.), sino que además nos proporciona un ambiente saludable donde desarrollar actividades sociales (vivienda, jardines, deportes, turismo, etc.) (FRUTOS, 2009).

El establecimiento de niveles estándar de metales pesados para la valoración de la contaminación del suelo, constituye el principal requisito de calidad y protección de las funciones agrícolas y ecológicas (KABATA, 1995).

El suelo es un magnífico indicador del impacto causado por actividades antropogénicas en cuanto a los cambios de uso, la deforestación, el manejo del recurso forestal maderable y no maderable, y tiene la bondad de poder revelar la interrelación entre los recursos naturales de interés económico, por lo cual la degradación o el deterioro del ecosistema forestal puede ser evaluado técnica y económicamente, en términos de las repercusiones ambientales del aprovechamiento de sus elementos (mediante el fenómeno de la erosión), dado que bajas tasas de pérdidas de suelos equivalen por lo común a una erosión natural, en tanto que incrementos en el volumen de suelo perdido

son una clara manifestación del daño o la alteración del ecosistema, reflejándose en mermas de su fertilidad (DIXON y PAGIOLA, 1998).

#### **2.4.2. Umbrales de Contaminación y/o Valores de Referencia**

Para definir los umbrales de toxicidad para los distintos contaminantes, un primer paso, muy útil, es calcular los valores normales que presentan los suelos naturales, no contaminados.

A partir de este fondo geoquímico (Cuadro 1), se puede establecer los umbrales mínimos que pueden representar contaminación y definir los niveles de toxicidad. Estos niveles han de ser contrastados con estudios sobre las repercusiones en vegetales y animales.

Para el reconocimiento de la contaminación se utilizan los "niveles de referencia" que conllevan sistemas de alerta, vigilancia y control. Por encima de estas guías se encuentran los "niveles de intervención" que obligan ya a tomar medidas correctoras (C.M.A.J.A, 1999).

La toxicidad de un suelo debida a los metales pesados y elementos asociados es una consecuencia directa de sus concentraciones en las fases bioasimilables; es decir, la solución del suelo y las formas adsorbidas. Esta fracción asimilable se equipara a la extraída por DTPA o por EDTA y a ella se deberían referir los diferentes niveles de toxicidad. Debido a las dificultades de extracción, las normativas del País prefieren evaluar la cantidad total de elemento tóxico presente (C.M.A.J.A, 1999). Se supone que existe un equilibrio entre la fase soluble y la cantidad total presente. LINDSAY (1979) calcula que al menos el 10% del total se encuentra en fase soluble. Pero en esta

correspondencia intervienen numerosos factores tanto del elemento tóxico en sí como de las características del propio suelo (conceptos ya expuestos anteriormente). Por ejemplo, para una misma concentración de elementos tóxicos en un suelo, la concentración de la fase asimilable será mucho más elevada para un suelo ácido que para uno neutro o alcalino (C.M.A.J.A, 1999).

Sería correcto indicar que la concentración en la fase asimilable es una medida directa de la peligrosidad real o presente, mientras que la concentración total es válida para evaluar la peligrosidad potencial o futura y solo representa de una manera indirecta y aproximada de la toxicidad actual de un suelo. Por tanto teniendo en cuenta todo lo mencionado; como también la gran variedad de suelos presentes en una zona de estudio o Comunidad, se deduce que para cada agente contaminante un sólo valor no puede representar el nivel de toxicidad válido para todos los tipos de suelos, para todos los cultivos y para todos los diferentes usos según la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía - España del 1999. Reconoce estas dificultades y establece una normativa como una primera aproximación para control de la contaminación del suelo en Andalucía. En esta normativa se han considerado tres tipos básicos de usos del suelo: agricultura, parques y zonas forestales, y áreas industriales (C.M.A.J.A, 1999). Para los suelos de uso agrícola se establecen tres niveles y se diferencian los suelos ácidos de los neutros/alcalinos:

#### **1. Nivel de referencia**

Representa el máximo valor admisible para los suelos no contaminados.

Normalmente se calcula por el percentil de 90 de los valores

correspondientes a los suelos naturales, no contaminados. Indica que el 90% de los suelos presentan valores inferiores a él.

Para este umbral se debe conocer el pH del suelo y el contenido total de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Tl y Zn.

## **2. Nivel de investigación**

En este nivel los suelos se encuentran contaminados y se proponen una serie de determinaciones para evaluar la posible toxicidad de la contaminación. Se establecen dos niveles de peligrosidad.

### **2.1. Nivel de investigación recomendable**

Es el nivel de alerta a partir del cual se sospecha que puede existir una contaminación peligrosa. A este nivel se recomienda realizar una serie de determinaciones para precisar la posible toxicidad de la contaminación (además de las determinaciones reguladas en el nivel anterior):

- Parámetros del suelo: textura, contenidos en materia orgánica, carbonatos y óxi-hidróxidos de Fe libre.
- Elementos traza. Se recomienda determinar el contenido de metales solubles en agua y extraíbles por EDTA.

### **2.2. Nivel de Investigación obligatoria**

Se supone que a partir de este umbral el suelo se encuentra contaminado y se establece la obligatoriedad de investigar adecuadamente esta contaminación.

Se han de realizar con carácter obligatorio todas las determinaciones referidas en el umbral anterior. Además se recomienda la extracción secuencial propuesta por Tessier *et al.* (1979), citado por C.M.A.J.A (1999).

### **3. Nivel de intervención**

Se admite que el suelo se encuentra contaminado a niveles peligrosos y es procedimiento urgente su remediación. Para los suelos de los parques y zonas forestales y para las áreas industriales se establece un sólo umbral, el nivel de intervención, con valores únicos, sin tener en cuenta el pH (C.M.A.J.A, 1999).

#### **2.4.2.1. Umbrales de Contaminación de los metales en estudio**

##### **2.4.2.1.1. Cadmio**

Se trata de un metal pesado de muy alta peligrosidad, dada su elevada capacidad de acumulación en los organismos y su fuerte toxicidad. Por otra parte no es un elemento necesario para los organismos.

El pH afecta sensiblemente a la solubilidad del Cd (ALLOWAY, 1995); su retención, por la fase sólida, aumenta fuertemente al incrementarse el pH. Tiende a ser más móvil que la mayoría de los metales pesados. Su comportamiento es similar al  $\text{Ca}^{2+}$  (BOHN *et al.*, 1985), y está ligado al Zn (ALLOWAY, 1995).

Los suelos con  $\text{CaCO}_3$  adsorben el Cd y reducen sensiblemente su biodisponibilidad. Al aumentar la materia orgánica y la capacidad de cambio del suelo se incrementa la adsorción del Cd.

Con la materia orgánica forma complejos menos estables que los de otros metales pesados, como el Pb o Cu. Los óxidos de Fe también adsorben al Cd (GARCÍA-MIRAGUA y PAGE, 1978). Son varios los autores que han encontrado una relación inversa entre la capacidad de cambio de los suelos y el contenido en Cd de las plantas (ALLOWAY, 1995).

La forma más usual de presentarse el Cd disuelto en la solución del suelo es como  $\text{Cd}^{2+}$ , pero también puede encontrarse formando iones complejos:  $\text{CdCl}^+$ ,  $\text{CdOH}^+$ ,  $\text{CdHCO}_3^+$ ,  $\text{CdCl}_3$ ,  $\text{CdCl}_4^{2-}$ ,  $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$  y  $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$ , junto a complejos orgánicos. La forma más frecuente de precipitación es como octavita ( $\text{CdCO}_3$ ).

El origen más frecuente de Cd son los sulfuros de cinc, concretamente la esfalerita y la greenockita. Como fuente de contaminación son las actividades mineras tipo Zn-Cu-Pb y las fundiciones de Pb y Zn. Se presenta en pequeñas cantidades en la corteza terrestre y en los materiales originales que dan origen a los suelos 0,03-0,2 mg/kg (Cuadro 36).

Los suelos presentan normalmente una media de alrededor de 0,05-0,3 mg/kg. Los niveles de referencia se sitúan sobre los 0,5-3,0 mg/kg y los niveles de intervención para zonas agrícolas entre 2-12 mg/kg.

Los valores propuestos por C.M.A.J.A (1999), para este contaminante se indican en el Cuadro 16.



Cuadro 16. Umbrales propuestos para el Cd. Los valores representan concentraciones totales y están expresados en  $\text{mg}/\text{kg}^{-1}$

Suelos agrícolas		
	pH<7	pH>7
1.Nivel de referencia	<2	<3
2.Nivel de investigación recomendable	2 - 3	3 - 5
3.Nivel de investigación obligatoria	3 - 7	5 - 10
4.Nivel intervención	>7	>10
Nivel de intervención en suelos de parques naturales	>15	
Nivel de intervención en suelos de áreas industriales	>30	

Fuente: C.M.A.J.A (1999)

#### 2.4.2.1.2. Plomo

Se presenta en suelos bajo las formas de  $\text{Pb}^{2+}$  y  $\text{Pb}^{4+}$ , especialmente el primero. Su biodisponibilidad está fuertemente condicionada por el pH del suelo. Su movilidad se va volviendo cada vez más alta conforme va disminuyendo el valor del pH, siendo especialmente móvil para pHs extremadamente ácidos según Prueb (1997), citado por C.M.A.J.A (1999). Los compuestos de Fe, Mn y Al presentan una fuerte afinidad para adsorber Pb con la materia orgánica forma complejos más estables a pH altos.

Los quelatos de Pb solubles representan un alto porcentaje entre las especies solubles de Pb tiene una fuerte tendencia a unirse a los fosfatos para formar compuestos insolubles como el  $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ,  $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$  y  $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$  (ALLOWAY, 1995). Se trata de un metal pesado carente de acciones benéficas para los organismos. Es un elemento escaso en las rocas (1-20  $\text{mg}/\text{kg}$ ) con un promedio de 14  $\text{mg}/\text{kg}$ .

En suelos se encuentran amplios rangos, de 2-16000  $\text{mg}/\text{kg}$ , siendo de 10 y 50  $\text{mg}/\text{kg}$  unos valores normales (Cuadro 37). Los niveles de referencia, en las distintas normativas, se sitúan entre 40 y 550  $\text{mg}/\text{kg}$ , mientras

que los de intervención van de 60 a 2500 mg/kg, de 60-200 mg/kg para la actividad agrícola. Existe pues una fuerte disparidad de criterios para definir los umbrales tóxicos de este elemento.

Los valores propuestos por C.M.A.J.A (1999), para este contaminante se indican en el Cuadro 17.

Cuadro 17. Umbrales propuestos para el Pb. Los valores representan concentraciones totales y están expresados en  $\text{mg/kg}^{-1}$

Suelos agrícolas		
	pH<7	pH>7
1. Nivel de referencia	<100	<200
2. Nivel de investigación recomendable	100 - 250	200 - 400
3. Nivel de investigación obligatoria	250 - 350	400 - 500
4. Nivel intervención	>350	>500
Nivel de intervención en suelos de parques naturales	>1000	
Nivel de intervención en suelos de áreas industriales	>2000	

Fuente: C.M.A.J.A (1999)

#### 2.4.2.1.3. Zinc

La forma soluble del Zn en soluciones de suelos es el  $\text{Zn}^{2+}$ . Parte de él puede ser adsorbido por las arcillas, la materia orgánica y los hidróxidos de Fe y Al. Comparado con su concentración total en los suelos (50 mg/kg), su solubilidad en la solución del suelo es muy baja ( $3 \times 10^{-8}$  a  $3 \times 10^{-6}$  M), según Hodgson *et al.* (1966), citado por C.M.A.J.A. (1999).

La solubilidad de los distintos compuestos de Zn es muy diferente y depende de las concentraciones de  $\text{SO}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_4\text{SiO}_4$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y fosfatos. Cuando la solución se satura precipita con los hidróxidos, carbonatos, fosfatos, sulfuros, molibdatos y con otros aniones, como los humatos, pero en general la unión al

complejo de cambio es más estable que cualquier compuesto mineral. Su comportamiento geoquímico está ligado al Cd.

Su biodisponibilidad está fuertemente influenciada por el valor del pH del suelo. Es mucho más móvil en los suelos ácidos que en los neutros y alcalinos según Prueb (1997), citado por C.M.A.J.A (1999). Su adsorción aumenta con la capacidad de cambio, con la arcilla y con la materia orgánica. Los fulvatos de Zn juegan un importante papel en la solubilidad del Zn en el suelo.

Es considerado como un elemento esencial para los organismos. Es poco tóxico, pero en cantidades >350 mg/Kg puede ocasionar retrasos en el crecimiento de la planta.

En la corteza terrestre se presenta con unos contenidos medios de 80 mg/kg (Cuadro 38). Para las rocas ígneas presentan valores medios de 50-100 mg/kg, para las arcillas de 120 mg/kg y para las areniscas y calizas de 20-30 mg/kg.

Valores normales para suelos son de 10-100 mg/kg. Los niveles referenciales entre 60-300 mg/kg y los de intervención de 120-3000 para todos los usos y de 120-700 para los agrícolas.

Los valores propuestos por C.M.A.J.A (1999), para este contaminante se indican en el Cuadro 18.

Cuadro 18. Umbrales propuestos para el Zn. Los valores representan concentraciones totales y están expresados en  $\text{mg/kg}^{-1}$

Suelos agrícolas		
	pH<7	pH>7
1. Nivel de referencia	<200	<300
2. Nivel de investigación recomendable	200 - 300	300 - 500
3. Nivel de investigación obligatoria	300 - 600	500 - 1000
4. Nivel intervención	>600	>1000
Nivel de intervención en suelos de parques naturales	>1000	
Nivel de intervención en suelos de áreas industriales	>3000	

Fuente: C.M.A.J.A (1999)

#### 2.4.2.1.4. Cobre

El cobre es uno de los más importantes elementos para las plantas y los animales. El exceso de Cu puede producir deficiencia de Zn y viceversa. Las formas asimilables por las plantas son el  $[\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$  para los suelos ácidos y como  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  en los neutros y alcalinos.

El Cu es fuertemente fijado en los suelos y por tanto es un metal muy poco móvil (BAKER y SENEFT, 1995), y muy poco sensible a los cambios de pH según Prueb (1997), citado por C.M.A.J.A (1999). La materia orgánica y los óxidos de Fe y Mn son los parámetros más importantes para la adsorción del Cu, jugando las arcillas y la capacidad de cambio acciones mucho menos decisivas. Los ácidos húmicos y fúlvicos se unen fuertemente al  $\text{Cu}^{2+}$  formando quelatos solubles. Son muy numerosos los minerales que por alteración liberan Cu, como son los sulfuros, sulfatos, sulfosales y carbonatos; principalmente: calcopirita  $\text{CuFeS}_2$ , cuprita  $\text{Cu}_2\text{O}$ , malaquita  $\text{Cu}_2(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$  y azurita  $\text{Cu}_2(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$ .

En los suelos podemos encontrar el Cu como: iones solubles, complejos inorgánicos solubles, complejos orgánicos solubles, formando complejos orgánicos estables, adsorbido por los óxidos de Mn, Fe y Al, adsorbido por la materia orgánica y por las arcillas, y formando parte de las estructuras de los minerales. En general el Cu se encuentra unido al complejo de cambio más que formando minerales. Los suelos con altos contenidos en materia orgánica toleran altas concentraciones de Cu.

En la corteza terrestre se presenta con una concentración media de 45-50 mg/kg (ALLOWAY, 1995; BAIZE, 1997). En cuanto a las rocas, como ocurre con muchos de los metales pesados, los contenidos más bajos se presentan en las rocas ígneas ácidas y en las sedimentarias tipo calizas y areniscas, con valores desde los 5,5 mg/kg de las calizas, hasta los 30 mg/kg. Los contenidos de las rocas ígneas básicas, como los basaltos, los valores se suben hasta los 90 mg/kg de media (BAKER y SENEFT, 1995).

En los suelos naturales los valores más frecuentes son de 10-30 mg/kg (Cuadro 39). Los niveles de referencia se sitúan entre 17-100 mg/kg y los de intervención oscilan entre 100-800, quedando los umbrales para los suelos agrícolas reducidos a 100-200.

Los valores propuestos por C.M.A.J.A (1999), para este contaminante se indican en el Cuadro 19.

Cuadro 19. Umbrales propuestos para el Cu. Los valores representan concentraciones totales y están expresados en  $\text{mg/kg}^{-1}$

Suelos agrícolas		
	pH<7	pH>7
1. Nivel de referencia	<50	<100
2. Nivel de investigación recomendable	50 - 150	100 - 300
3. Nivel de investigación obligatoria	150 - 300	300 - 500
4. Nivel intervención	>300	>500
Nivel de intervención en suelos de parques naturales	>500	
Nivel de intervención en suelos de áreas industriales	>1000	

Fuente: C.M.A.J.A (1999)

La valoración de la contaminación del suelo y adopción de valores estándar para niveles de metales pesados son fundamentales para mantener las funciones agrícolas y ecológicas de los suelos (PEREZ, 2000)

En tanto; los valores de referencia para suelos a nivel internacional están dados en base a los contenidos biodisponibles para cada metal, presentes en los suelos (PÉREZ, 2000). De acuerdo con KLOKE (1980) y CHUMBLEY (1991), los límites máximos permitidos siguen siendo utilizados en muchos países, como Holanda, Austria, Canadá, Japón y Estados Unidos de América.

La concentración máxima de un metal en el suelo sin que perjudique a la población y al ecosistema puede ser calculada dependiendo de factores locales, del uso de la tierra y de criterios adoptados por investigadores y organismos de reglamentación. Además de los efectos ecológicos generales, se deben considerar los posibles daños a la salud de los animales y, particularmente, al hombre. Las reglamentaciones de los diferentes países no siempre son equivalentes; en un diferente país los valores de concentración máxima o límite para diferentes actividades están tomados de la literatura,

algunas veces faltando ensayos ecotoxicológicos que demuestren que son apropiados para su realidad (RATTO *et al.*, 2004). Una alternativa, para cuando se desconocen los valores de metales de base del sitio es utilizar los valores promedio de los elementos en la litosfera para calcular el grado de "enriquecimiento" de cada elemento según FRINK (1996), que puede ser producto del proceso pedogenético, del material parental o de aportes humanos, como ya se menciona también en cuanto al fondo geoquímico Cuadro 1; también en el Cuadro 31 se muestra algunos valores litológicos e intervalos de contenidos determinados según KABATA (1992).

Una idea más precisa del comportamiento del elemento en el medio la brinda el conocimiento de la relación entre la fracción activa y la inactiva, porque nos permite calcular el flujo. Si este último aumenta su velocidad como consecuencia de aportes humanos, se alteran los ciclos biogeoquímicos y los tiempos de residencia del metal en cada compartimento del ecosistema (FERGUSSON, 1990).

#### **2.4.3. Valoración del riesgo de toxicidad**

Uno de los puntos más críticos en la evaluación de la calidad de los suelos, es el de valorar cuándo un suelo está contaminado o no, y en su caso, establecer las etapas a desarrollar para valorar el riesgo. Para dar un sentido práctico a esta valoración es necesario establecer valores indicativos de calidad, lo que permitirá sistematizar y realizar la toma de decisiones. Se trataría de una guía de valores homogéneos a tener presente en los trabajos de evaluación, que permitan tener una idea rápida sobre el estado de contaminación.

El contenido en metales pesados del suelo es un parámetro utilizado cada vez de forma más frecuente como índice de calidad ambiental del mismo (RECATALÁ y SÁNCHEZ, 1993; AÑÓ *et al.*, 1998; PÉREZ *et al.*, 2000; RECATALÁ *et al.*, 2002), puesto que permite poner de manifiesto riesgos de toxicidad ligados a dichos metales para organismos o el medio ambiente en función de los usos del suelo (HERNÁNDEZ *et al.*, 2010).

El efecto de los metales pesados en la vida de los organismos del suelo y en los principales procesos biológicos (degradación de la materia orgánica, fijación de nitrógeno, respiración), es de consideración. Los microorganismos son más sensibles al estrés por metales pesados que los animales del suelo o plantas (GILLER *et al.*, 1998). La mayor parte del riesgo ecológico se asocia con los metales pesados que están biológicamente disponibles para la absorción (BASTA, 2004). La lombriz de tierra (*Eisenia foetida*), es sensible a suelos contaminados con Zn, Cd y Pb (CONDOR *et al.*, 2001), pero al aplicar enmiendas que inmovilizan los metales pesados, se observó una reducción de la toxicidad, mostrando una relación de los metales pesados biodisponibles con la ecotoxicidad.

Los metales pesados no son degradados en los suelos y muchos son considerados como toxinas bioacumulativas persistentes (PBTs). El riesgo para la salud humana y los ecosistemas depende de la solubilidad y biodisponibilidad del metales pesados en el suelo, por ende, la inmovilización química de estos contaminantes reduciría el riesgo ecológico (BASTA, 2004).



Para elucidar el comportamiento de los metales pesados en los suelos y prevenir riesgos tóxicos potenciales se requiere la evaluación de la disponibilidad y movilidad de los mismos según Banat *et al.* (2005), citado por SIERRA (2005). La toxicidad de los metales depende no sólo de su concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema según Abollino *et al.* (2002), citado por SIERRA (2005).

PÉREZ (2000) determinó el valor del riesgo potencial, calculando con el mayor porcentaje de metal biodisponible en cada clase y el máximo contenido de metal

IHOBE (1994) menciona que con los contenidos biodisponibles se establecen los valores indicativos; de la toxicidad real y potencial de los suelos. A partir de los contenidos (máximos asimilables) se procede a valorar en base a si existe peligro real de toxicidad en los suelos; para cada metal analizado según KABATA (1992). También el peligro potencial se evalúa si se presentase en los suelos más contaminados para cada elemento (PÉREZ, 2000). Siendo necesario conocer los umbrales de contaminación.

### **III. MATERIALES Y METODOS**

#### **3.1. Aspectos Generales de la zona de estudio**

##### **3.1.1. Ubicación política y geográfica**

La Microcuenca Picuroyacu; se encuentra ubicado políticamente en el distrito de Rupa Rupa, provincia de Leoncio Prado, región Huánuco, que comprende los centros poblados de Castillo Grande y Laureles; y los caseríos de Picuroyacu (bajo, medio y alto), cuya microcuenca abarca un área de 2,241.04 ha. Geográficamente se ubica entre los paralelos: 8972000 a 8977400 de Latitud Sur, 389400 a 389600 de Longitud Oeste, del Meridiano central con el Ecuador.

##### **3.1.2. Fisiografía**

De manera general esta Microcuenca, presenta un paisaje de montaña, observándose áreas con pendientes pronunciadas, así mismo zonas formadas por laderas, terrazas, depresiones, hondonadas y cerros con numerosos afloramientos rocosos. La pendiente varía desde ligeramente inclinada, hasta extremadamente empinada con rangos de 2% a más de 75%.

##### **3.1.3. Clima**

El clima, es tropical y húmedo caracterizado de acuerdo a su orografía y expresión regional de Selva alta ó Rupa Rupa, ubicado entre los 650 y 1200 m.s.n.m., con precipitaciones promedio anual que sobrepasan los 3,400 mm. La temperatura media anual es de 22°C y 25°C; las temperaturas

máximas y absolutas 33° y 36° C, y la mínima entre 15°C y 18°C y con una humedad de relativa de 75 – 80 %.

#### **3.1.4. Ecología**

De acuerdo al mapa ecológico, basado en el Sistema Holdridge, la zona de estudio está constituido por un bosque muy húmedo Sub tropical (Bmh – St).

#### **3.1.5. Hidrología**

Dentro de la Microcuenca Picuroyacu se presenta como río principal al río Picuroyacu formado por sus tributarios principales como son la quebrada río azul y la quebrada aurí las mismas que se desembocan a la altura de la Asociación de vivienda el Naranjal, siguiendo el cauce del curso principal del río Picuroyacu para desembocar al Río Huallaga a la altura de la zona denominada aserradero.

#### **3.1.6. Vegetación y uso de suelos**

La flora en la Microcuenca Picuroyacu es variada con características de un bosque secundario prevaleciente por la intervención antrópica; existen diversas especies forestales algunas de valor económico considerable, como también especies agrícolas introducidas como plátano, cacao, cítricos, yuca, coca entre otros, por lo cual a la actualidad el uso de suelo es inadecuado en esta Microcuenca habiendo conflictos de uso del suelo.

#### **3.1.7. Accesibilidad**

Es por vía terrestre, Tingo María - Castillo Grande distancia de 700m; siguiendo la trayectoria a unos 1.2 km en el tramo asfaltado de la Av.

Iquitos, luego se toma la margen izquierda Jr. Grau avanzando unos 500 m llegando así al caserío Picuroyacu, pero el tramo de acceso de toda la microcuenca abarca una distancia mayor a los 15 Km, desde Tingo María hasta las partes altas.

### **3.1.8. Ubicación geográfica de zonas de muestreo de suelos**

La toma de muestras de suelos se realizó en 36 puntos de muestreo establecidos específicamente al azar, teniendo en cuenta el grupo fisiográfico establecido (mapa de ubicación de puntos de muestreo del anexo).

## **3.2. Materiales**

### **3.2.1. Materiales de Campo**

- Machete, Pala recta y Pico
- Bolsas de plástico
- Wincha
- Cámara digital

### **3.2.2. Materiales de gabinete**

- Computadora e Impresora
- Carta Nacional digital, Mapa general de la Provincia de Leoncio
- Software: Arc Gis 9.2, AutoCad 2010.
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica

## **3.3. Metodología**

### **3.3.1. Delimitación del área de estudio**

Previo a esta labor se llevo a cabo la identificación de los límites de la microcuenca, mediante el análisis del material cartográfico (Carta Nacional, mapa topográfico, imagen de satélite y el mapa general de la provincia de Leoncio Prado en formato digital), se realizó la visita a la zona de estudio para

hacer las coordinaciones con las autoridades locales y dueños de las propiedades para el posterior ingreso a las zonas de muestreo, teniendo en cuenta las características fisiográficas.

### **3.3.2. Determinación de indicadores de la calidad del suelo**

1. Se realizó el muestreo de suelos en puntos específicos, teniendo un número de muestras de  $n=36$  siendo estas tomadas al azar (suelos agrícolas); las muestras fueron tomadas de horizontes superiores del suelo con profundidades de toma de 0 a 30cm.
2. Se llevo las muestras al laboratorio de Analisis de Suelos de la Universidad Nacional Agraria de la Selva para la determinación de los indicadores de calidad, donde se realizó las siguientes pruebas de: Análisis mecánico textural por el método del hidrómetro de Bouyoucos, pH método del potenciómetro relación suelo y agua (1:1 método internacional), carbono orgánico (Walkley y Black), nitrógeno total (método Kjeldahl), materia orgánica (Walkley y Black),  $\text{CaCO}_3$  (método gaso-volumétrico), y CIC (acetato amónico a pH 7 para suelos con pH > 5.5), fósforo disponible (Método de Olsen Modificado), potasio disponible (Método de ácido sulfúrico 6 N) (CANO *et al.*, 1984; CHAPMAN y PRATT, 1979).
3. Determinación de metales pesados en suelos, se realizó por Espectrofotometría de Absorción Atómica (E.A.A). haciendo uso de estándares patrón, y siguiendo la metodología de preparación de soluciones de extracción establecidas por CANO *et al.* (1984).

Cu	:	Absorción Atómica
Zn	:	Absorción Atómica
Cd	:	Absorción Atómica
Pb	:	Absorción Atómica

### 3.3.3. Clasificación del suelo según su contaminación

1. Se realizó la caracterización de la calidad del suelo en base a su concentración de metales pesados (Cd, Pb, Zn y Cu), y se clasificó de acuerdo a su grado de contaminación. Teniéndose que determinar los niveles "background" o niveles de fondo y valores de referencia según KABATA y PENDIAS (1992). El valor de referencia se obtendrá mediante dos métodos según PÉREZ (2000):

a) Estableciendo las correlaciones entre arcilla y/o materia orgánica del suelo estándar (no contaminado) y los contenidos en metales.

b) Sumando a la media de valores o nivel de fondo, dos veces la desviación típica (S):  $VR = x \text{ (valor medio)} + 2S$

Este criterio se adoptara cuando no hubiese correlación o esta no sea significativa.

2. Se distribuyó los suelos estudiados en cuatro clases, atendiendo al contenido en Cd, Pb, Zn y Cu (KABATA, 1992).

Las clases se establecieron según la acumulación edáfica (cuadro 34 del anexo; contenido en suelo/ valor litológico).

### 3.3.4. Valoración ambiental de la calidad del suelo

Teniendo como objetivo final la valoración de la calidad del suelo en base a si existe toxicidad real y potencial; haciéndose entender que esta

valoración es estrictamente cualitativa, ya que se realizará en función de los contenidos disponibles de los metales pesados Cd, Pb, Zn y Cu presentes en los suelos del área en estudio. Comprendiendo esta etapa del estudio como sigue:

1. Se determinó los Valores Indicativos de Evaluación de la toxicidad real y potencial de los suelos, en base a la metodología establecida por IHOBE (1994), haciendo uso de los contenidos biodisponibles y utilizando como valores de referencia; los valores litológicos utilizados por KABATA y PENDÍAS (1992).
2. Para la determinación de los valores cualitativos; tomando como referencia los niveles de toxicidad para el control de la contaminación del suelo establecidos según C.M.A.J.A (1999), se realizó el contraste de los resultados de la clasificación de suelos según los contenidos disponibles de metales en base a la acumulación edáfica, con los valores indicativos de evaluación de la calidad del suelo.

### **3.3.5. Diseño estadístico**

El muestreo de suelos se realizó con la metodología del muestreo al azar. Para el análisis estadístico de las 36 muestras obtenidas, se utilizó el Diseño descriptivo de correlación, con ajuste estadístico; los resultados obtenidos fueron susceptibles de ajuste matemático con las pruebas estadísticas de correlación de Pearson con el estudio comparativo de medias según Duncan y de regresión Lineal esto se realizó haciendo uso del software estadístico SPSS 17.

## IV. RESULTADOS

### 3.1. Mapas del área de estudio

Después de realizar la delimitación del área de estudio mediante el análisis del material cartográfico (Carta Nacional, imagen de satélite y el mapa general de la Provincia de Leoncio en formato digital); y posterior visita a la zona de estudio y puntos de muestreo, teniendo en cuenta las características fisiográficas de la Microcuenca (ver anexo: mapa fisiográfico). Se tiene la ubicación de los puntos de muestreo (ver anexo: mapa de ubicación de puntos de muestreo).

### 3.2. Determinación de indicadores de la calidad del suelo

#### 3.2.1. Propiedades físicas y químicas de los suelos

Cuadro 20. Características generales de los suelos analizados

N = 36	pH	M.O%	%Arcilla	%CaCO <sub>3</sub>	CICe
Valor medio	4,86	2,3	26,97	2,744	7.1
Rangos	(3,4-6,96)	(0,25-5,42)	(9-53)	(0,078-43,66)	(4.38-9,9)

En el Cuadro 20, se expresan las características generales de las muestras de suelos estudiados (valor medio é intervalos). ver cuadros 28 y 29 del anexo; contenidos de minerales Ca, Mg, K, Na y P.

En el Cuadro 21, se muestran los contenidos disponibles de metales presentes en los suelos en estudio.



### 3.2.2. Contenido de metales

Cuadro 21. Contenido disponibles de metales Cd, Pb, Cu, Zn, Fe y Mn en suelos (ppm). (n = 36)

Nº. Muestra	Cd	Pb	Zn	Cu	Fe	Mn
1	0.62	2.21	1.33	1.03	90.47	9.35
2	0.91	2.48	4.19	1.57	88.09	46.86
3	0.57	1.55	1.02	0.69	72.17	19.03
4	0.63	1.57	2.96	0.41	89.09	3.02
5	0.75	1.25	1.52	0.71	61.71	70.55
6	0.91	1.73	2.03	1.63	88.63	67.95
7	0.64	1.65	1.32	0.47	74.37	4.13
8	0.79	2.51	1.83	2.18	80.69	68.24
9	1.09	1.20	3.83	1.42	89.07	20.18
10	0.55	1.65	1.07	0.55	91.85	4.95
11	0.61	1.55	1.97	1.37	89.34	34.71
12	0.85	3.25	3.65	1.39	44.74	63.85
13	0.61	2.45	1.21	3.57	85.26	26.49
14	0.81	1.39	1.84	3.53	81.47	44.98
15	0.83	3.17	2.28	2.12	23.47	71.99
16	0.62	1.52	2.13	0.43	74.16	11.61
17	0.57	2.19	1.43	2.99	87.38	36.19
18	0.65	2.32	3.80	2.38	89.74	35.85
19	1.91	1.79	4.29	0.74	88.97	37.46
20	0.57	1.28	0.98	0.74	72.17	19.95
21	0.59	0.72	1.03	0.79	72.41	20.93
22	0.59	3.25	1.11	0.74	86.43	2.27
23	0.87	1.47	2.87	1.54	62.03	72.59
24	1.82	1.79	4.31	1.91	61.12	71.86
25	0.59	2.88	0.85	0.89	84.23	2.06
26	0.64	3.28	2.07	0.61	89.82	5.28
27	0.65	2.72	0.91	1.01	86.43	7.40
28	0.88	2.51	2.22	1.99	75.98	59.25
29	1.59	2.05	2.61	0.81	87.06	31.27
30	0.77	1.55	1.73	1.71	11.45	32.82
31	0.75	1.87	6.21	1.74	79.29	62.46
32	0.63	2.51	1.11	0.98	84.43	2.35
33	1.55	1.01	2.50	0.95	29.12	73.30
34	0.81	0.67	3.07	1.69	74.54	56.98
35	0.66	1.23	1.23	2.91	85.81	30.76
36	0.58	1.60	1.90	3.19	88.22	36.78

### 3.3. Clasificación del suelo según su contaminación

Para lograr la clasificación de los suelos según su contaminación, se determino los "contenidos medios" de metales como se muestra a continuación.

Cuadro 22. Contenidos medios de Cd, Pb, Zn y Cu en suelos (ppm). (n=36)

	Cd	Pb	Zn	Cu
Media Suelo	0.82	1.94	2.2	1.48
Intervalo	(0.57-1.91)	(0.67-3.28)	(0.85-6.21)	(0.61-3.19)
Media Roca*	0.2	19.6	28.6	8.7
Suelo/Roca	4.10	0.09	0.08	0.16

\*Valores litológicos Kabata Pendías y Pendías *et al.* (1992); Cano *et al.* (1997)

También se determino los "Niveles de Referencia" de los metales en estudio, como se muestra a continuación en el cuadro siguiente.

Cuadro 23. Niveles de referencia calculados para Pb, Zn, Cu y Cd (mg kg<sup>-1</sup>)

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Pb n° de muestras	36	0	0	0
Pb valor medio (x)	1.94			
Pb intervalo	(0.67-3.28)			
Pb desviación (S)	0.71			
Pb x + 2S	3.40			
Zn n° de muestras	36	0	0	0
Zn valor medio (x)	2.2			
Zn intervalo	(0.85-6.21)			
Zn desviación (S)	1.25			
Zn x + 2S	4.70			
Cu n° de muestras	36	0	0	0
Cu valor medio (x)	1.48			
Cu intervalo	(0.61-3.57)			
Cu desviación (S)	0.9			
Cu x + 2S	3.28			
Cd n° de muestras	0	31	5	0
Cd valor medio (x)		0.69	1.59	
Cd intervalo		(0.55-0.91)	(1.09-1.91)	
Cd desviación (S)		0.12	0.32	
Cd x + 2S		0.93	2.23	

Los niveles de referencia se determinaron sumando la media de valores o nivel de fondo más dos veces la desviación típica (S):

$$VR = x (\text{valor medio}) + 2S$$

Este criterio se adoptó al no haber correlación entre arcilla y/o materia orgánica del suelo estándar (no contaminado), y los contenidos en metales no es significativa. Se muestra una correlación significativa al nivel 0,05 (bilateral), la cual es negativa para el caso %Arcilla–Cu. Como se puede observar en el cuadro 51.

Tomando como referencia los valores litológicos e intervalos de contenidos, según las clases establecidas por KABATA y PENDÍAS (1992). Se muestra a continuación la clasificación (Cuadro 24), correspondiente de los suelos según los contenidos de metales pesados encontrados en los suelos estudiados (agrícolas), evaluados, atendiendo al contenido en Cd, Pb, Zn y Cu.

Se diferenció 4 clases de contaminación: Clase 1, Suelos no contaminados (SNC); Clase 2, Suelos ligeramente contaminados (SLC); Clase 3, Suelos moderadamente contaminados (SMd.C); y Clase 4, Suelos muy contaminados (SMu.C).

En el Cuadro 24, se observa que las concentraciones de metales pesados en los suelos, siguen la secuencia: Cd>>>Pb>Zn>Cu; con valores de suelos desde ligera a moderadamente contaminados para el caso del Cd; y para Pb, Zn y Cu; con valores de suelos no contaminados. En el Cuadro 21, se muestra las concentraciones de los metales; teniéndose una secuencia de concentraciones en los suelos como sigue: Fe>Mn>Cd>Pb>Zn>Cu.

Cuadro 24. Clasificación de suelos según contaminación por contenido  
disponibles de metales

Nº. Muestra	Cd	Pb	Zn	Cu	Clasificación
					Cd, Pb, Zn, Cu
1	0.62	2.21	1.33	1.03	2, 1, 1, 1
2	0.91	2.48	4.19	1.57	2, 1, 1, 1
3	0.57	1.55	1.02	0.69	2, 1, 1, 1
4	0.63	1.57	2.96	0.41	2, 1, 1, 1
5	0.75	1.25	1.52	0.71	2, 1, 1, 1
6	0.91	1.73	2.03	1.63	2, 1, 1, 1
7	0.64	1.65	1.32	0.47	2, 1, 1, 1
8	0.79	2.51	1.83	2.18	2, 1, 1, 1
9	1.09	1.20	3.83	1.42	3, 1, 1, 1
10	0.55	1.65	1.07	0.55	2, 1, 1, 1
11	0.61	1.55	1.97	1.37	2, 1, 1, 1
12	0.85	3.25	3.65	1.39	2, 1, 1, 1
13	0.61	2.45	1.21	3.57	2, 1, 1, 1
14	0.81	1.39	1.84	3.53	2, 1, 1, 1
15	0.83	3.17	2.28	2.12	2, 1, 1, 1
16	0.62	1.52	2.13	0.43	2, 1, 1, 1
17	0.57	2.19	1.43	2.99	2, 1, 1, 1
18	0.65	2.32	3.80	2.38	2, 1, 1, 1
19	1.91	1.79	4.29	0.74	3, 1, 1, 1
20	0.57	1.28	0.98	0.74	2, 1, 1, 1
21	0.59	0.72	1.03	0.79	2, 1, 1, 1
22	0.59	3.25	1.11	0.74	2, 1, 1, 1
23	0.87	1.47	2.87	1.54	2, 1, 1, 1
24	1.82	1.79	4.31	1.91	3, 1, 1, 1
25	0.59	2.88	0.85	0.89	2, 1, 1, 1
26	0.64	3.28	2.07	0.61	2, 1, 1, 1
27	0.65	2.72	0.91	1.01	2, 1, 1, 1
28	0.88	2.51	2.22	1.99	2, 1, 1, 1
29	1.59	2.05	2.61	0.81	3, 1, 1, 1
30	0.77	1.55	1.73	1.71	2, 1, 1, 1
31	0.75	1.87	6.21	1.74	2, 1, 1, 1
32	0.63	2.51	1.11	0.98	2, 1, 1, 1
33	1.55	1.01	2.50	0.95	3, 1, 1, 1
34	0.81	0.67	3.07	1.69	2, 1, 1, 1
35	0.66	1.23	1.23	2.91	2, 1, 1, 1
36	0.58	1.60	1.90	3.19	2, 1, 1, 1

### 3.4. Valoración ambiental de la calidad del suelo

El Cuadro 25, muestra los Valores Indicativos de Evaluación de calidad de suelo en base a la metodología establecida por IHOBE (1994), que sirven para determinar la toxicidad real y potencial de los metales presentes, los cuales se obtuvieron haciendo uso de los contenidos biodisponibles en los suelos en estudio y los valores litológicos utilizados por KABATA y PENDÍAS (1992), los que fueron utilizados como valores de referencia.

Al realizar la valoración, se determino si existe o no peligro real de toxicidad y/o peligro potencial, para cada suelo según la contaminación determinada, teniéndose lo siguiente:

- Para los contenidos de Pb extraíble que existen en estos suelos no hay peligro real de toxicidad. En tanto estos suelos son aptos para uso agrícola encontrándose entre los rangos de niveles de referencia admisibles.
- Para los contenidos de Zn extraíble que existen en estos suelos no hay peligro real de toxicidad, En tanto estos suelos son aptos para uso agrícola encontrándose entre los rangos de niveles de referencia admisibles.
- El contenido en Cu disponible en estos suelos no supone peligro real por ser inferior al umbral de fitotoxicidad dados por algunos autores. En tanto estos suelos son aptos para uso agrícola encontrándose entre los rangos de niveles de referencia admisibles.

Cuadro 25. Valores Indicativos de Evaluación de calidad de suelo (V.I.E)

Nº Muestra	V.I.E. (A, B, C)				V.I.E. (A, B, C)			
	Cd VR=0.4	Pb VR=39.2	Zn VR=57.2	Cu VR=17.4	Cd	Pb	Zn	Cu
1	0,62	2,21	1,33	1,03	B	A	A	A
2	0,91	2,48	4,19	1,57	B	A	A	A
3	0,57	1,55	1,02	0,69	B	A	A	A
4	0,63	1,57	2,96	0,41	B	A	A	A
5	0,75	1,25	1,52	0,71	B	A	A	A
6	0,91	1,73	2,03	1,63	B	A	A	A
7	0,64	1,65	1,32	0,47	B	A	A	A
8	0,79	2,51	1,23	2,18	B	A	A	A
9	1,09	1,20	3,83	1,42	B	A	A	A
10	0,55	1,65	1,07	0,55	B	A	A	A
11	0,61	1,55	1,97	1,37	B	A	A	A
12	0,85	3,25	3,65	1,39	B	A	A	A
13	0,61	2,45	1,21	3,57	B	A	A	A
14	0,81	1,39	1,84	3,53	B	A	A	A
15	0,83	3,17	2,28	2,12	B	A	A	A
16	0,62	1,52	2,13	0,43	B	A	A	A
17	0,57	2,19	1,43	2,99	B	A	A	A
18	0,65	2,32	3,80	2,38	B	A	A	A
19	1,91	1,79	4,29	0,74	B	A	A	A
20	0,57	1,28	0,89	0,74	B	A	A	A
21	0,59	0,72	1,03	0,79	B	A	A	A
22	0,59	3,25	1,11	0,74	B	A	A	A
23	0,87	1,47	2,87	1,54	B	A	A	A
24	1,82	1,79	4,31	1,91	B	A	A	A
25	0,59	2,88	0,85	0,89	B	A	A	A
26	0,64	3,28	2,07	0,61	B	A	A	A
27	0,65	2,72	0,91	1,01	B	A	A	A
28	0,88	2,51	2,22	1,99	B	A	A	A
29	1,59	2,02	2,61	0,81	B	A	A	A
30	0,77	1,55	1,73	1,71	B	A	A	A
31	0,75	1,87	6,21	1,74	B	A	A	A
32	0,63	2,51	1,11	0,98	B	A	A	A
33	1,55	1,01	2,50	0,91	B	A	A	A
34	0,81	0,67	3,07	1,69	B	A	A	A
35	0,66	1,23	1,23	2,91	B	A	A	A
36	0,58	1,60	1,90	3,19	B	A	A	A

VR=Valor de Referencia

Nivel VIE A: Valor de referencia, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable.

El valor A normalmente es igual al límite de detección o al contenido natural en promedio.

Nivel VIE B: representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo Aceptable.

Nivel VIE C: significa el máximo riesgo tolerable, o límite superior de aceptabilidad del riesgo, sobrepasarlo significa peligro grave para la salud.

- Para los contenidos de Cd extraíble que existen en estos suelos. El contenido medio de las muestras es más elevado en la clase 2 y 3, afirmándose que para la clase 2 existe peligro real y para la clase 3 existiría peligro potencial de toxicidad, esto ya se daría en función de la capacidad acumuladora vegetal. En tanto para este metal los suelos se encuentran contaminados.
- Teniéndose como resultado final la valoración cualitativa de los suelos en función de la clasificación según sus contenidos disponibles en base a la acumulación edáfica y los valores indicativos de evaluación, como se muestra en el Cuadro 26.

Cuadro 26. Valoración cualitativa de los suelos en estudio

Nº Muestra	Cd	Pb	Zn	Cu
1	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
2	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
3	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
4	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
5	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
6	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
7	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
8	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
9	3B <sup>2</sup>	1A	1A	1A
10	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
11	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
12	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
13	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
14	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
15	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
16	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
17	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
18	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
19	3B <sup>2</sup>	1A	1A	1A
20	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
21	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
22	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
23	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
24	3B <sup>2</sup>	1A	1A	1A
25	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
26	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
27	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
28	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
29	3B <sup>2</sup>	1A	1A	1A
30	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
31	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
32	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
33	3B <sup>2</sup>	1A	1A	1A
34	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
35	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A
36	2B <sup>1</sup>	1A	1A	1A

1=clase 1, A=valor bueno "Nivel referencia"; 2=clase 2, B<sup>1</sup>=valor medio bajo "Nivel investigación recomendable"; 3=clase 3, B<sup>2</sup>=valor medio alta "Nivel investigación obligatoria"; 4=clase 4, C=valor bajo "Nivel de intervención"



## V. DISCUSIÓN

### 5.1. De la determinación de indicadores de la calidad del suelo

Para obtener estos resultados se realizaron evaluaciones por unidad muestreada según su ubicación fisiográfica determinada, siguiendo la metodología para evaluación de suelos, encontrándose que el pH oscila entre valores de extremadamente ácidos a ligeramente ácidos (pH= 3.4 - 6.96), los valores extremos debido, posiblemente al sobre uso de los suelos y tipo de material originario de los suelos de esta zona y sus alrededores (Rocas Sedimentarias: arcillosas, areniscas y calcáreas). La acidificación del suelo puede también ser un indicador de un exceso de aplicaciones de fertilizante de N, y pérdida de N por lixiviación (USDA, 1999).

Según lo mencionado; esto tendría relación con las muestras analizadas ya que estas fueron tomadas en su mayoría de áreas de cultivo agrícola. Según USDA (1999), la mayor parte de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, ya que al producirse un descenso del mismo se mejora tanto la solubilidad de los metales como su absorción por las raíces de las plantas.

El pH mostró un coeficiente positivo relevante significativo entre los pares pH-Cu, pH-Zn y pH-Mn; y un coeficiente negativo relevante aunque significativo entre el par pH-Fe. GAVIOLA (1985) y GOUGH *et al.* (1980) describieron una correlación de signo negativo para el par pH-FeDTPA;

MELLUM *et al.* (1998), para el par pH-MnDTPA. SHUMAN y ANDERSON (1978) establecieron que el DTPA y el acetato de amonio son los únicos extractantes de Mn sensibles a los cambios de pH del suelo. Las correlaciones entre los pares pH-Cd y pH-Pb, presentan un coeficiente no significativo.

Según lo mencionado por PINOCHET *et al.* (2001), la retención del Cd es mayor en estratos de entre 15 – 30 cm de profundidad del suelo, como también a pH mayores. En este caso se podría decir que el Cd se encontrara disponible a profundidades menores a 15 cm, en la solución suelo teniendo relación a lo mencionado por (USDA, 1999).

CALA (2003) determino que el elevado contenido de Pb en la fracción soluble y/o intercambiable del suelo más contaminado, fue superior al valor límite establecido en legislación española para suelos con  $\text{pH} < 7$ . BOE (1990), lo que pone de manifiesto la elevada disponibilidad del Pb, debido a que el pH que en la mayoría de suelos muestreados es bajo  $\text{pH} < 7$ .

MÉNDEZ (2003) menciona que el Pb es adsorbido por los óxidos de Fe y Mn del suelo, más aún favorecido si el pH del suelo es alcalino. En este caso se podría decir que el Pb no se encontrara disponible en la solución suelo considerándose los altos contenidos de Fe y Mn; lo cual hace suponer la existencia de óxidos de Fe y Mn, en relación a lo mencionado por (USDA, 1999), entre otros.

El contenido de carbonatos, es bajo para la mayoría de las muestras en estudio, con 2,74% en promedio, en tanto no estarían actuando como agentes de adsorción de los metales pesados, en cuanto a lo mencionado por Allison *et al.* (1985), citado por RAMOS-BELLO *et al.* (1999),

que las altas concentraciones de carbonatos actúan como agentes de adsorción; y según lo mencionado por PETROVIC *et al.* (1999), que las altas concentraciones de carbonatos forman complejos de hidróxidos y carbonatos.

Se podría suponer que se estarían dando estos procesos en solo tres muestras de suelos analizadas en el estudio (15 con 43,7%; 17 con 11,071 % y 30 con 30,752%). El contenido de carbonatos mostró una correlación de signo negativo relevante significativo entre los pares  $\text{CO}_3\text{Ca} - \text{Fe}$  ( $r=-0.714$  y  $p=0.000$ ), este resultado permite rechazar la hipótesis nula e indica que existe significancia entre estas dos variables.

Los coeficientes de correlación entre carbonatos y Cd, Pb, Cu, Zn y Mn, nos permite aceptar la hipótesis nula, y nos indica que no existe correlación entre los metales con respecto al contenido de carbonatos.

Los coeficientes de correlación entre materia orgánica y metales Cd, Pb, Cu, Zn, Mn y Fe; nos permite aceptar la hipótesis nula, y nos indica que no existe correlación entre los metales con respecto al contenido de materia orgánica.

Los contenidos de materia orgánica encontrados en los suelos en estudio presentan contenidos con valores desde bajos a altos, con rangos entre 0,25-5,42%. Según lo mencionado por Allison *et al.* (1985), citado por RAMOS-BELLO *et al.* (1999), se pueden estar formando complejos de cambio, quelatos, complejos organometálicos en los suelos con contenidos altos de materia orgánica; potenciándose así la toxicidad de los metales pesados; debido a que la complejación de la materia orgánica genera procesos que gobiernan la solubilidad y la bioasimilación de metales pesados, los cuales conllevan a una

alta toxicidad en los suelos, estos complejos pasan a mayores profundidades, constituyéndose una mayor contaminación de las napas freáticas según JACKSON (1982).

Los suelos evaluados presentan mayormente una textura franco-arcilloso-arenosa, siendo el contenido medio de arcillas un 26,97%; lo que según criterios de USDA a partir de 20% de arcilla, la denominación de clase textural incluye ya la calificación de arcilloso, citado por PORTA (1999), debido a esto, los metales pesados pueden quedar retenidos en la superficie ó en posiciones de cambio, como también no; por lo que estarían contaminando las napas freáticas, como lo menciona PÉREZ (2000). Por lo tanto, la textura tiene una función fundamental en la dinámica de los metales pesados en los suelos y su importancia es fundamental para determinar y correlacionar los efectos contaminantes que se producen debido a esta dinámica para todos los metales.

En cuanto a la CICE indican valores bajos, que fueron determinadas al pH del suelo con una solución no tamponada, por presentarse en su mayoría suelos con pH extremadamente ácidos y cuya carga es predominantemente variable.

El coeficiente de correlación entre Cu y arcilla es  $r=-0.351$  y  $p=0.036$ , este resultado permite rechazar la hipótesis nula e indica que existe significancia entre estas dos variables. El coeficiente de correlación entre Mn y arcilla es  $r=-0.338$  y  $p=0.044$ , este resultado permite rechazar la hipótesis nula e indica que existe significancia entre estas dos variables.

La concentración total media de Mn, de  $35,16 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; es normal, según KABATA y PENDÍAS (1992) señalan una concentración media estimada de los suelos del mundo de  $545 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , y según LINZON (1978), KNEZEK y ELLIS (1980) consideran como normal un rango de 20 a  $3000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Al presentar correlación significativa con la fracción arcilla del suelo el Mn puede manifestar una reactividad muy similar a la señalada en el caso del Fe (KABATA y PENDÍAS, 1992).

Los coeficientes de correlación entre Cd, Pb, Zn y Fe con respecto a arcilla, nos permite aceptar la hipótesis nula y nos indica que no existe correlación entre los metales con respecto al contenido de arcilla

El Zn está fuertemente relacionado con las fracciones orgánicas (ácidos fúlvicos y húmicos), y mineral (arcilla) del suelo (SCHNITZER y SKINNER, 1966; UDO *et al.*, 1970; SHUMAN, 1976, 1977). Comparando lo citado anteriormente en el caso del estudio y según lo observado, no se estaría dando relación entre la arcilla y Zn, debido a que la concentración media del Zn; es baja según KNEZEK y ELLIS (1980), KABATA y PENDÍAS (1992).

Observándose que el coeficiente de correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral); positiva entre el par Cd y Zn es  $r=0.532$  y  $p=0.001$ , este resultado permite rechazar la hipótesis nula y indica que existe significancia entre estas dos variables, significación superior al 95%.

El coeficiente de correlación entre el par Cd y Mn es  $r=0.447$  y  $p=0.006$ , este resultado permite rechazar la hipótesis nula, y nos indica que existe significancia entre estas dos variables.

El coeficiente de correlación es significativo al nivel 0,05 (bilateral); entre el par Cu y Mn es  $r=0.386$  y  $p=0.020$ , este resultado permite rechazar la hipótesis nula e indica que existe significancia entre estas dos variables.

El coeficiente de correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral); positiva entre el par Zn y Mn es  $r=0.469$  y  $p=0.004$ , este resultado permite rechazar la hipótesis nula, y nos indica que existe significancia entre estas dos variables.

El coeficiente de correlación es significativo al nivel 0,05 (bilateral); con signo negativo entre el par Mn y Fe es  $r=-0.407$  y  $p=0.014$ , este resultado permite rechazar la hipótesis nula, y nos indica que existe significancia entre estas dos variables.

Conocida la facilidad o tendencia que posee el Cu para formar complejos con la materia orgánica presente en el suelo (McBRIDE, 1989; STUMM y MORGAN, 1996), y de acuerdo a lo encontrado en el análisis estadístico, esta correlación no se manifestó en este estudio debido muy probablemente a que existe una mayor afinidad del Cu en estas condiciones para formar complejos con la arcilla y los óxidos e oxihidróxidos de Fe y Mn, con lo que presentó correlación significativa con el Mn; y como señalan McKENZIE (1979), SLOAN *et al.* (1997) e ILLERA *et al.* (2000).

El Cu con una concentración por debajo de los límites de  $40\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $100\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  y el rango de 10 a  $80\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  señalados como fitotóxicos e indicados respectivamente por PURVES (1979), EL-BASSAM y TIETJEAN (1979), KNEZEK y ELLIS (1980), KABATA y PENDÍAS (1992).

También se observa, que el Pb no muestra correlación significativa con el resto de metales en estudio. MÉNDEZ (2003) determina, que el Pb presentó correlación significativa con el Fe y el Mn, lo que según Padamanabhm (1983), citado por MÉNDEZ (2003), esto tiene su explicación en que el  $Pb^{2+}$  seguido del  $Cu^{2+}$  son preferentemente adsorbidos por los óxidos de Fe y Mn del suelo, más aún favorecido si el pH del suelo es alcalino.

Tanto los óxidos de Mn como los de Fe pueden incorporar una diversidad de elementos de transición, ya sea por adsorción en la superficie de los óxidos o por incorporación en la estructura cristalina según KNEZEK y ELLIS (1980). En tanto a lo expuesto anteriormente no se estaría adsorbiendo por los óxidos de Fe y Mn, esto va a depender de las cantidades presentes que pudieran existir en estos suelos en estudio, mas aun sabiendo que estos presentan pH acido.

El Pb, al tener un gran tamaño de radio iónico, es capaz de ocupar espacios de adsorción de bajas energías de enlace; así la adsorción del Pb por los óxidos de Fe y Mn es considerada por McKENZIE (1979), SHEPPARD y THIBault (1992), como el principal proceso de retención de este metal en el suelo; con la fracción orgánica y arcilla del suelo se presentan correlaciones significativas, con la primera, el Pb también puede formar complejos estables y con la fracción arcilla éste metal puede ocupar posiciones de cambio según KABATA y PENDÍAS (1992). El Pb con una concentración total media de  $65,40mg \cdot kg^{-1}$  se manifiesta como un elemento fitotóxico de acuerdo a los límites de 50, 60 y  $45mg \cdot kg^{-1}$  indicados respectivamente por FINNECY y PEARCE (1986), PAGE *et al.* (1988) y PURVES (1979).

Según los resultados del estudio el Pb con una concentración total media de  $1,94 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; no se manifiesta como un elemento fitotóxico de acuerdo a los límites indicados por FINNECY y PEARCE (1986), PAGE *et al.* (1988) y PURVES (1979).

## **5.2. De la clasificación del suelo según su contaminación**

Las concentraciones medias de metales pesados en los suelos en estudio (Cuadro 22), siguen la misma secuencia:  $\text{Cd} < \text{Cu} < \text{Pb} < \text{Zn}$ , similares encontradas por PÉREZ (2000), pero con valores diferentes de contenidos. El índice de enriquecimiento o acumulación edáfica (suelo/roca), medio en suelos; es diferente algo superior para Cd, y siendo bajo inferior para Pb, Zn y Cu.

No obstante, esta secuencia de extracción está muy asociada a las propiedades de cada suelo en particular, pudiendo variar de unos suelos a otros, como también dependiendo de los métodos de extracción empleados para ello según los mencionado por CALA y RODRÍGUEZ (1989).

Se han distribuido los suelos estudiados en cuatro clases (Cuadro 24), en función a los contenidos de los metales en estudio en Pb, Zn, Cu y Cd (PÉREZ, 2000; MARTIN, 2000).

Las clases se han establecido según la acumulación edáfica (contenido en suelo/ valor litológico). Clase 1: acumulación edáfica  $< 2$ , corresponde a suelos no contaminados; Clase 2: acumulación edáfica entre 2 y 5, incluye suelos ligeramente contaminados; Clase 3: acumulación edáfica entre 5 y 10, corresponde a suelos moderadamente contaminados; Clase 4: acumulación edáfica  $> 10$ , está integrada por suelos muy contaminados.



Para el Cd se determinó que hay 2 grupos de suelos pertenecientes a las clases 2 y 3, según su acumulación edáfica (Cuadro 34). Para los metales Pb, Zn y Cu; según su acumulación edáfica pertenecen a la clase 1.

El valor medio de los contenidos de Pb en suelos de la Clase 1 es  $1.94 \text{ mg kg}^{-1}$  (Cuadro 23), el cual es considerado "nivel de fondo" (NF).

El valor de referencia calculado ( $VR=NF+2S$ ), es  $3.4 \text{ mg kg}^{-1}$ , siendo inferior al propuesto para suelos que se establecen en las Normativas Europeas oscila ampliamente entre un valor mínimo de  $40 \text{ mg kg}^{-1}$  en Bélgica (BVRHABTGG, 1995), hasta  $85 \text{ mg kg}^{-1}$  en Holanda (NMHPPE, 1991), y de 85 y  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  en Alemania (BARTH y HERMITE, 1987), de  $45 \text{ mg kg}^{-1}$  los obtenidos para la zona norte de la Comunidad de Madrid (VÁZQUEZ, 1999), citados por C.M.A.J.A (1999), y los propuestos por PÉREZ (2000), de  $88 \text{ mg kg}^{-1}$  y VEGTER (1995), de  $85 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Para suelos agrícolas, de Chile con rangos desde  $50-75 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma lodos NCh2952c-2004 (INN, 2004); según Normativa de Unión Europea de la Directiva 86/278/EEC (MARMO, 2003), se tiene para Francia  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ , Italia  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  y España  $40 \text{ mg kg}^{-1}$ ; según C.M.A.J.A (1999), entre  $<100 \text{ mg/kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH}<7$  y  $<200 \text{ mg/kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH}>7$ , para Holanda valores de 50, 150 y  $600 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente para valores de A, B y C según su normativa Ambiental, para Turquía suelos con  $\text{pH}>5$  con  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  según Ley ambiental 2878- 1983, para Australia suelos con  $\text{pH}<5$  con  $150 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma Australian Standard AS 4454-1999 (ARMCANZ/ANZECC, 2000), con mismo valor para U.S. según McGRATH *et*

al. (1994), para Canadá suelos con  $\text{pH} > 6$  con  $60 \text{ mg kg}^{-1}$ , para México con  $400 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma Mexicana (PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).

En el Perú solo se cuenta con valor límite para suelos naturales  $25 \text{ mg kg}^{-1}$  y Valores de restauración  $500 \text{ mg kg}^{-1}$ , según Guía Ambiental para la Restauración de Suelos en Instalaciones de Refinación y Producción Petrolera elaborado por el Ministerio de Energía y Minas.

El VICEMINISTERIO de Gestión Ambiental, en su guía evaluación de riesgos ambientales toman como referencia los límites máximos permisibles para suelos y sedimentos contaminados del Ministerio Holandés (VROM, 1983), con un LMP de  $600 \text{ mg kg}^{-1}$ . ADRIANO (1986) menciona que contenidos de Pb en suelos superiores a  $400 \text{ ppm}$  producen efectos tóxicos en plantas.

Por tratarse de suelos de cultivo agrícola sometidos a aportes de agroquímicos y abonos, como se sabe son prácticas que elevan los contenidos en metales respecto a suelos naturales, como se puede observar en los cuadros 2, 3 y 4 de los aportes por actividades antropogénicas en general.

Como Gestor Ambiental según el contenido disponible determinado y el valor de referencia calculado en la zona de estudio; considerando los estándares internacionales y nacionales sobre contenidos de este metal como valor de referencia para el Pb se propone  $7 \text{ mg kg}^{-1}$ .

El valor medio "nivel de fondo" de los contenidos de Zn en suelos de la Clase 1 es  $2.2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Cuadro 23).

El valor de referencia ( $\text{VR} = \text{NF} + 2\text{S}$ ), es  $4.7 \text{ mg kg}^{-1}$ , inferior a los que se establecen en las Normativas Europeas van desde un valor mínimo de  $62 \text{ mg kg}^{-1}$  en Bélgica (BVRHABTGG, 1995), y hasta un máximo de  $300 \text{ mg kg}^{-1}$

<sup>1</sup> en Alemania (BARTH y HERMITE, 1987), el valor medio de los suelos de Alemania de  $67 \text{ mg kg}^{-1}$  según Crossman y Wustermann (1992), citado por C.M.A.J.A (1999),  $72 \text{ mg kg}^{-1}$  es el valor medio fijado para los suelos de Francia (BAIZE, 1997) y  $97 \text{ mg kg}^{-1}$  es la media de los suelos del Reino Unido (McGrath y Loveland, 1992), citados por C.M.A.J.A (1999), también valor de referencia inferior a lo determinado por BOLUDA (1988), PÉREZ *et al.* (1995), KNEZEK y ELLIS (1980), KABATA PENDÍAS y PENDÍAS (1992), TUREKIAN y WEDEPHOL (1961), KOVDA *et al.* (1968). Con valores medios de  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  en la litosfera; PURVES (1979), EL-BASSAM y TIETJEAN (1979), y a los del País Vasco y zona norte de la Comunidad de Madrid; etc.

Para suelos agrícolas, de Chile con rangos desde  $120\text{-}175 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma lodos NCh2952c-2004 (INN, 2004); según Normativa de Union Europea de la Directiva 86/278/EEC (MARMO, 2003), para Francia  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ , Italia  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  y España entre  $100\text{-}150 \text{ mg kg}^{-1}$ ; según C.M.A.J.A (1999), entre  $<200 \text{ mg/kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH}<7$  y  $<300 \text{ mg kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH}>7$ , para Holanda valores de 200, 500 y  $3000 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente para valores de A, B y C según su normativa Ambiental, para Turquía suelos con  $\text{pH}>5$  con  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  según Ley ambiental 2878-1983, para Australia suelos con  $\text{pH}<5$  con  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma Australian Standard AS 4454-1999 (ARMCANZ/ANZECC, 2000), para U.S.  $1400 \text{ mg kg}^{-1}$  según McGRATH *et al.* (1994), para Canadá suelos con  $\text{pH}>6$  con  $220 \text{ mg kg}^{-1}$ .

En el Perú solo se cuenta con valor límite para suelos naturales  $60 \text{ mg kg}^{-1}$  y Valores de restauración  $500 \text{ mg kg}^{-1}$ , según Guía Ambiental para la Restauración de Suelos en Instalaciones de Refinación y Producción Petrolera

elaborado por el Ministerio de Energía y Minas.

El VICEMINISTERIO de Gestión Ambiental, en su guía evaluación de riesgos ambientales toman como referencia los límites máximos permisibles para suelos y sedimentos contaminados del Ministerio Holandés (VROM, 1983), con LMP de  $3000 \text{ mg kg}^{-1}$

Considerando los estándares internacionales y nacionales sobre contenidos de este metal como valor de referencia para el Zn, en la zona de estudio se propone  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ .

El valor medio "nivel de fondo" de los contenidos de Cu en suelos de la Clase 1 es  $1.48 \text{ mg kg}^{-1}$  (Cuadro 24).

El valor de referencia ( $VR=NF+2S$ ), es  $3.28 \text{ mg kg}^{-1}$ , siendo inferior a los que se establecen en las Normativas Europeas, oscila ampliamente entre el valor mínimo de  $17 \text{ mg kg}^{-1}$  para Bélgica (BVRHABTGG, 1995), y con valor de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  para Francia (Norma AFNOR, 1985), y Alemania (BARTH y HERMITE, 1987),  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  es el valor medio para los suelos naturales, no contaminados según ALLOWAY (1968),  $23 \text{ mg kg}^{-1}$  es el valor medio de los suelos de Inglaterra y Gales según McGrath y Loveland (1992), citados por C.M.A.J.A (1999),  $30 \text{ mg kg}^{-1}$  es el valor medio representativo para los suelos agrícolas de USA (HOLMGREN *et al.*, 1992), para KLOKE (1980), el rango normal es de 1 a  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ , también para los suelos en general según Azcue (1993), citado por C.M.A.J.A (1999).

Para suelos agrícolas; de Chile con rangos desde  $75\text{-}150 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma lodos NCh2952c-2004 (INN, 2004); según Normativa de Union Europea de la Directiva 86/278/EEC (MARMO, 2003), se tiene para Francia

100 mg kg<sup>-1</sup>, Italia 100 mg kg<sup>-1</sup> y España 40 mg kg<sup>-1</sup>; según C.M.A.J.A (1999), entre <50 mg/kg<sup>-1</sup> para suelos con pH<7 y <100 mg/kg<sup>-1</sup> para suelos con pH>7, para Holanda valores de 50, 100 y 500 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente para valores de A, B y C según su Normativa Ambiental, para Turquía suelos con pH>5 con 100 mg kg<sup>-1</sup> según Ley ambiental 2878-1983, para Australia suelos con pH<5 con 100 mg kg<sup>-1</sup> según Norma Australian Standard AS 4454-1999 (ARMCANZ/ANZECC, 2000), para US 750 mg kg<sup>-1</sup> según McGRATH *et al.* (1994), para Canadá suelos con pH>6 con 100 mg kg<sup>-1</sup>, para México con 6 mg kg<sup>-1</sup> según Norma Oficial Mexicana (PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).

En el Perú solo se cuenta con valor límite para suelos naturales 30 mg/kg y Valores de restauración 100 mg/kg, según Guía Ambiental para la Restauración de Suelos en Instalaciones de Refinación y Producción Petrolera elaborado por el Ministerio de Energía y Minas.

El VICEMINISTERIO de Gestión Ambiental, en su guía evaluación de riesgos ambientales toman como referencia los límites máximos permisibles para suelos y sedimentos contaminados del Ministerio Holandés (VROM, 1983), con un LMP de 500 mg/kg. Considerando los estándares internacionales y nacionales sobre contenidos de este metal como valor de referencia para el Cu, en la zona de estudio se propone 6.0 mg kg<sup>-1</sup>.

El valor medio "nivel de fondo" de los contenidos de Cd en suelos de la Clase 2 es 0.69 mg kg<sup>-1</sup> y Clase 3 es 1.59 mg kg<sup>-1</sup> (cuadro 23).

El valor de referencia calculado (VR=NF+2S), es 0.93 y 2.23 respectivamente.

Las Normativas Europeas dan, para este nivel, desde un valor mínimo de  $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$  para Francia (Norma ASPITET citado por C.M.A.J.A (1999), hasta  $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$  para el Reino Unido (BARTH y HERMITE, 1987), y para KLOKE (1980), hasta  $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$ . C.M.A.J.A (1999) propusieron el valor de  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  como límite para este umbral para los suelos ácidos y  $3 \text{ mg kg}^{-1}$  para los neutros y básicos.

Para suelos agrícolas; de Chile con rangos desde  $1,25\text{-}2,0 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma Iodos NCh2952c-2004 (INN, 2004); según Normativa de Union Europea de la Directiva 86/278/EEC (MARMO, 2003), se tiene para Francia  $2 \text{ mg kg}^{-1}$ , Italia  $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$  y España  $0,40 \text{ mg kg}^{-1}$ ; según C.M.A.J.A (1999), entre  $<2 \text{ mg/kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH}<7$  y  $<3 \text{ mg/kg}^{-1}$  para suelos con  $\text{pH}>7$ , para Holanda valores de 1, 5 y  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente para valores de A, B y C según su normativa Ambiental, para Turquía suelos con  $\text{pH}>5$  con  $3 \text{ mg kg}^{-1}$  según Ley ambiental 2878-1983, para Australia suelos con  $\text{pH}<5$  con  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma Australian Standard AS 4454-1999 (ARMCANZ/ANZECC ,2000), para U.S.  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  según McGRATH *et al.* (1994), para Canadá suelos con  $\text{pH}>6$  con  $1,6 \text{ mg kg}^{-1}$ , México con  $37 \text{ mg kg}^{-1}$  según Norma Oficial Mexicana (PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004).

En el Perú solo se cuenta con Valor límite para suelos naturales  $0,5 \text{ mg/kg}$  y Valores de restauración  $5 \text{ mg kg}^{-1}$ , según Guía Ambiental para la Restauración de Suelos en Instalaciones de Refinación y Producción Petrolera elaborado por el Ministerio de Energía y Minas.

El VICEMINISTERIO de Gestión Ambiental, en su guía evaluación de riesgos ambientales toman como referencia los límites máximos permisibles

para suelos y sedimentos contaminados del Ministerio Holandés VROM (1983), con un LMP de  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Considerando los estándares internacionales y nacionales sobre contenidos de este metal como valor de referencia para el Cd el valor de referencia propuesto de la Clase 2 sería  $1.0 \text{ mg kg}^{-1}$  y para la Clase 3 sería  $2.0 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Para la clase 2; tanto el valor de referencia calculado; como el propuesto, estarían entre rangos semejantes a los valores establecidos por KABATA y PENDIAS (1992).

Sin embargo, para los suelos de la clase 3 el valor de referencia calculado es mayor al límite máximo, según intervalos propuestos por KABATA y PENDIAS (1992), pero entre rangos considerables para el Reino Unido (BARTH y HERMITE, 1987), para US según McGRATH *et al.* (1994), y México según Norma Oficial Mexicana, pudiéndose afirmar que estos suelos estarían situándose potencialmente en los rangos de la clase 4 con referencia a este metal.

Las concentraciones medias de metales pesados Fe y Mn (Cuadro 21), siguen la misma secuencia:  $\text{Fe} > \text{Mn}$ , similares encontradas por MÉNDEZ (2003), pero con valores diferentes de contenidos.

La concentración media de Fe de todos los suelos en estudio es de  $76,42 \text{ mg kg}^{-1}$  (Cuadro 47). LARCHER (1995) establece la concentración media entre  $40 \text{ mg kg}^{-1}$ . FERTILIZAR (1995) y SILLAMPAÁ (1982), con rangos de 30 a  $67 \text{ mg kg}^{-1}$ , KNEZEK y ELLIS (1980) manifiestan el rango de concentración normal de 10 a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Para las muestras analizadas se puede afirmar entonces que los contenidos de Fe encontrados, están entre intervalos que van desde 11.45 a 91.85 mg kg<sup>-1</sup>; se encuentran dentro de los rangos aceptables y/o normales establecidos por muchos investigadores.

Los contenidos medios de Mn, con una concentración media de todos los suelos en estudio es 35,16 mg kg<sup>-1</sup> (Cuadro 47). LARCHER (1995) establece la concentración media entre 1.0 mg kg<sup>-1</sup>; SILLAMPAÁ (1982), con rangos de 50 a 155 mg kg<sup>-1</sup>; KABATA y PENDÍAS (1992) señalan una concentración media estimada de los suelos del mundo de 545 mg·kg<sup>-1</sup>, y según LINZON (1978), KNEZEK y ELLIS (1980) consideran como normal un rango de 20 a 3000mg·kg<sup>-1</sup>.

Para las muestras analizadas se puede afirmar entonces que los contenidos de Mn encontrados entre intervalos que van desde 2.06 a 73.30 mg kg<sup>-1</sup>; se encuentran dentro de los rangos aceptables y/o normales establecidos por muchos investigadores.

### **5.3. De la valoración ambiental de la calidad del suelo**

Debido a que los metales pesados no son química ni biológicamente degradables y una vez emitidos pueden permanecer en el ambiente durante cientos de años. Los metales pueden acumularse en tejidos vivos (bioacumularse), y luego ser transmitidos de una especie animal a otra a través de la cadena alimenticia.

La toxicidad de los metales en la plantas pueden causar reducción en las raíces, quemaduras en las hojas, deficiencia en los nutrimentos e incrementa su vulnerabilidad al ataque de enfermedades e insectos



(McELDOWNEY *et al.*, 1993; ROANE *et al.*, 1994; KUMAR *et al.*, 1995; ANGLE *et al.*, 1997; LICSKO *et al.*, 1999; CHANEY *et al.*, 2001).

Es fundamental al determinar el grado de contaminación por metales pesados de un ambiente, conocer su biodisponibilidad, es decir la concentración de metal libre presente en la muestra según LLOYD y LOVLEY (2000).

Para ello se determino los contenidos disponibles de los metales en cada clase; para luego a partir de estos contenidos, valorar el riesgo de toxicidad en base a la existencia de toxicidad real o potencial para cada metal en estudio, que puede presentarse aún en suelos con baja contaminación (concentraciones presentes en suelos).

Como se pudo observar en el Cuadro 21, que para los contenidos de Pb determinados en estos suelos, no existe riesgo de toxicidad, ya que los rangos normales se encuentran entre 0.1 - 20 ppm; y el límite de concentración máximo para considerar fitotoxicidad es de 100 ppm, según lo mencionado por PURVES (1979), KLOKE (1980), FINNECY y PEARCE (1986), PAGE *et al.* (1988), KABATA y PENDÍAS (1992), y los diversos estándares de Normativas internacionales existentes para suelos agrícolas con referencia a este metal.

En base a esto se confirma que no existe peligro de toxicidad real y potencial que se puedan dar en estos suelos debido a los bajos contenidos biodisponibles en un 100% de la totalidad de los suelos estudiados; ya que según la valoración realizada en función a los valores indicativos de evaluación de calidad de suelo determinados (Cuadro 25), con la metodología establecida por IHOBE (1994), nos indican que las concentraciones de Pb en estos suelos

se encuentran en el nivel A.

Según el Cuadro 21, para los contenidos de Zn determinados en estos suelos, no existe riesgo de toxicidad, ya que los rangos normales se encuentran entre 3.0 - 50 ppm; y el límite de concentración máximo para considerar fitotoxicidad es de 300 ppm, según lo mencionado por TUREKIAN y WEDEPHOL (1961), KOVDA *et al.* (1968), PURVES (1979), EL-BASSAM y TIETJEAN (1979), KLOKE (1980), KNEZEK y ELLIS (1980), BARTH y HERMITE (1987), BOLUDA (1988), McGRATH y LOVELAND (1992), (BVRHABTGG, 1995), PÉREZ *et al.* (1995), BAIZE (1997), KABATA (2000), y los diversos Estándares de Normativas internacionales existentes para suelos agrícolas con referencia a este metal.

Confirmándose que no existe peligro de toxicidad real y potencial que se puedan dar en estos suelos debido a los bajos contenidos biodisponibles en un 100% de la totalidad de los suelos estudiados; ya que según la valoración realizada en función a los valores indicativos de evaluación de calidad de suelo determinados (Cuadro 25), con la metodología establecida por IHOBE (1994), nos indican que las concentraciones de Zn en estos suelos se encuentran en el nivel A.

Según el Cuadro 21, para los contenidos de Cu determinados en estos suelos, no existe riesgo de toxicidad, ya que los rangos normales se encuentran entre 1.0 - 20 ppm; y el límite de concentración máximo para considerar fitotoxicidad es de 100 ppm, según lo mencionado por ALLOWAY (1968), KLOKE (1980), (Norma AFNOR, 1985), BARTH y HERMITE (1987), McGRATH y LOVELAND (1992), HOLMGREN *et al.* (1993), (BVRHABTGG,

1995), KABATA PENDÍAS y PENDÍAS (1992), y los diversos Estándares de Normativas internacionales existentes para suelos agrícolas con referencia a este metal.

Confirmándose que no existe peligro de toxicidad real y potencial que se puedan dar en estos suelos debido a los bajos contenidos biodisponibles en un 100% de la totalidad de los suelos estudiados; ya que según la valoración realizada en función a los valores indicativos de evaluación de calidad de suelo determinados (Cuadro 25), con la metodología establecida por IHOBE (1994), nos indican que las concentraciones de Cu en estos suelos se encuentran en el nivel A.

Según el Cuadro 24, para los contenidos de Cd se encontraron dos clases de suelos según su acumulación edáfica clase 2 y 3; los contenidos extraíbles que existen en estos suelos; para su mayoría existe riesgo de toxicidad; ya que los rangos normales se encuentran entre 0.1 – 0.4 ppm y el límite de concentración máximo para considerar fitotoxicidad es de 3 ppm; según lo mencionado por KLOKE (1980), BARTH y HERMITE (1987), (Norma ASPITET; BAIZE, 1997), KABATA (2000), y los diversos estándares de Normativas internacionales existentes para suelos agrícolas.

Se confirma que existe peligro de toxicidad real y potencial que se puedan dar en estos suelos debido a los considerables contenidos biodisponibles de Cd en un 100% de la totalidad de los suelos estudiados; ya que según la valoración realizada en función a los valores indicativos de evaluación de calidad de suelo determinados (Cuadro 25), con la metodología establecida por IHOBE (1994), nos indican que las concentraciones de Cd en

estos suelos se encuentran en el nivel B; pudiendo existir peligro potencial de toxicidad debido a que algunas muestras de suelos se encuentran en el límite superior del nivel B, esto dependerá de la capacidad acumuladora de la especie vegetal presente en el ámbito de estos suelos.

## VI. CONCLUSIONES

1. Se concluye que para las 36 muestras de suelos analizadas en sus características físicas y químicas presentan los siguientes contenidos medios por cada característica estudiada: pH=4.86; M.O=2.3; Arcilla=26.97; CaCO<sub>3</sub> =2.74; ClCe= 7.1; y para los contenidos de metales pesados con rangos de Pb (0.67-3.28ppm), Zn (0.85-6.21ppm), Cu (0.41-3.57ppm), Cd (0.55-1.91ppm), Fe (11.45-91.85ppm) y Mn (2.06-73.30ppm), indicando que estos suelos se encuentran en rangos de calidad baja a media con respecto a los estándares internacionales establecidos.
2. Se concluye que de acuerdo a los niveles de fondo y valores de referencia "calculados" de acuerdo al obtenido para el conjunto de suelos de las clases 1 y 2, representa el valor "background" mas 2 veces la desviación estándar son: Pb (3.4 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (4.7 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (3.28 mg kg<sup>-1</sup>) y Cd (0.93 mg kg<sup>-1</sup>). En tanto los valores de referencia propuestos por tratarse de suelos agrícolas son: Pb (7.0 mg kg<sup>-1</sup>), Zn (10.0 mg kg<sup>-1</sup>), Cu (6.0 mg kg<sup>-1</sup>) y Cd (1.0 mg kg<sup>-1</sup>), los cuales según la bibliografía citada; estos valores se encuentran entre los rangos normales y límites máximos conocidos.

3. Al realizar la clasificación de los suelos según el grado de contaminación por metales pesados (Pb, Zn, Cu y Cd), en los suelos agrícolas de la Microcuenca Picuroyacu; se concluye que los suelos en su mayoría se encuentran en la clase 1, con respecto a los contenidos de Pb, Zn, Cu; para este caso los contenidos en cada metal son inferiores a 2 veces el nivel litológico. En el caso de Cd, se encontraron dos clases según su contenido; clase 2 y 3. Para la Clase 2 (suelos ligeramente contaminados, los contenidos son 2-5 veces el litológico); el 86% de los suelos de la zona pertenecen a esta clase. Para la Clase 3 (suelos moderadamente contaminados, presentan contenidos comprendidos entre 5-10 veces el del material litológico); el 14% de los suelos de la zona pertenecen a esta clase.
4. Se concluye que para valorar el riesgo de toxicidad real ó calidad del suelo en función de los contenidos de metales pesados en base a la metodología establecida por IHOBE (1994), se deben determinar los Valores Indicativos de Evaluación de calidad del suelo los que son necesarios para determinar la toxicidad real y potencial de los metales.
5. Se concluye que no existe riesgo de toxicidad real para todas las muestras con referencia a los metales Pb, Zn, Cu; únicamente existe peligro real y potencial de toxicidad en los suelos de la Clase 2 y 3 con referencia al metal Cd para todas las muestras, siendo más considerable para la clase 3 por su cercanía a los niveles fitotóxicos de la clase 4; siendo estas, 5 zonas de muestreo pertenecientes a áreas de cultivo de Palto (muestra 9); pastizal (muestra 19); cacao (muestra 24); cacao

(muestra 29); plátano y cacao (muestra 33).

6. Al realizar la Valoración Cualitativa de los suelos estudiados, en función a la clasificación realizada y los niveles de toxicidad utilizados, se concluye que estos suelos en su mayoría con respecto a los metales Pb, Zn y Cu pertenecen a la clase 1 según su clasificación con calificativo cualitativo de valor bueno indicando que los contenidos presentes en los suelos no sobrepasan el "Nivel referencia". Con respecto al Cd se observa que un 86 % de suelos pertenecen a la clase 2 con calificativo cualitativo de valor medio bajo indicando que los contenidos presentes en los suelos sobrepasan el "Nivel referencia" encontrándose estos en un "Nivel investigación recomendable"; y un 14% de suelos pertenecen a la clase 3 con calificativo cualitativo de valor medio alta indicando que los contenidos presentes en los suelos sobrepasan el "Nivel investigación recomendable" encontrándose estos en un "Nivel investigación obligatoria".
7. De acuerdo a la valoración obtenida referente a la contaminación del suelo; se concluye que el establecimiento de valores estándares para niveles de metales pesados en la zona de estudio serán fundamentales para mantener las funciones agrícolas y ecológicas de los suelos; contribuyéndose así con un gran instrumento para la toma de decisiones futuras, en el manejo de áreas importantes de producción agrícola en la localidad.

## **VII. RECOMENDACIONES**

1. A los Ministerios del Ambiente y de Agricultura en especial, brindar mayor apoyo para investigaciones referentes a estudios de la calidad de suelo con respecto a los contenidos de metales; que se puedan realizar en las diferentes cuencas del territorio Nacional; con lo cual se podrán establecer estándares y límites máximos permisibles de contenidos de metales en los suelos, acorde con las diferentes características en general de las cuencas a nivel nacional.
2. A la Universidad Nacional Agraria de la Selva especialmente al centro de investigación, brindar apoyo, incentivar y continuar los trabajos de investigación relacionados a estudios de calidad de los suelos en las cuencas y microcuencas de Nuestra Región.
3. A investigadores inmersos en el estudio del suelo, ya sean con fines ambientales, de conservación, producción agrícola, producción pecuaria y de interés socio económico, seguir con este tipo de estudios que nos permitirán determinar la calidad del suelo, y así poder valorarla ambientalmente.
4. A las instituciones de cooperación e investigación agraria con ámbito de trabajo en la zona de estudio, realizar estudios detallados con respecto a contenidos de metales presentes en los productos agrícolas



5. A las comunidades inmersas en el ámbito de la microcuenca Picuroyacu fortalecer a sus autoridades y su capacidad de abordar problemas del uso de la tierra de acuerdo a su capacidad mayor y el manejo racional y sostenible de la microcuenca.
6. A todas las instituciones, y comunidad en general ya mencionados; emprender un programa de estudios e investigaciones, que considere la valoración económica de los servicios ambientales, análisis de la relación entre el uso de la tierra y el manejo ambiental, magnitud de las pérdidas causadas por erosión, contaminación de suelos, desastres naturales, entre otros, que se den tanto en la microcuenca en estudio como en otras a nivel local, regional y nacional.
7. Realizar seguimientos y control de los suelos en la zona de estudio, especialmente los suelos agrícolas que se consideraron ligeramente contaminados y moderadamente contaminados, según los contenidos del metal Cd clasificados entre la clase 2 y 3 respectivamente, debido a la existencia de peligro real y potencial de toxicidad por este metal.

## ABSTRACT

The environment valuation of quality of soil in the sub basin Picuroyacu in function of the contaminated for presence of heavy metal Pb, Zn Cu y Cd. Was realized emphasize in the biodisponibility of the soils. For that were determined concentrations of Pb, Zn, Cu and Cd in the soils for to lograted determined the existing toxic dangerous. There was lograted the objectives planted, the same as the determination the physics and chemistries characteristics of the soils, obtained average values of pH=4.86; M.O=2.3%; Argyll=26.97%; CaCO<sub>3</sub>=2.74% y ClCe=7.1; Was determined the background levels for each heavy metal considering the average concentration of the soils of the class 1 and 2, obtained for the Cu=1.48 mg kg<sup>-1</sup>, Pb=1.94 mg kg<sup>-1</sup>, Cd=0.69 mg kg<sup>-1</sup> y Zn=2.2 mg kg<sup>-1</sup>. Also was determined the values of reference calculates for the beginning of the deep values more 2 times of the standard deviation, obtained for the Cu=3.28 mg kg<sup>-1</sup>, Pb=3.4 mg kg<sup>-1</sup>, Cd=0.93 mg kg<sup>-1</sup> y Zn=2.23 mg kg<sup>-1</sup>.

Was realized the soils clasification the Picuroyacu sub basin according the contamination grade. Obtained that the 36 soils samples with related the metals Pb, Zn y Cu are between ranges of class 1. Can was diferencied that 31 samples belong at class 2 and only 5 samples at class 3.

The toxicity risk valuation of soil in function of the contaminated of heavy metals, was realized determinate the Evaluation Indicatives Values of the quality of soil according the establish methodology for IHOBE (1994), necessaries values for determinate the real and potential toxicity of the presents metals, them that was obtained making use of the biodisponibles contains in the

soils and the litologic values and contains intervals used for KABATA and PENDÍAS (1992), the that was used the same as reference values.

Finality with the qualitative valuation was determined that a 100% of these soils with respect the them metals Pb, Zn y Cu belong the class 1 according the clasification with qualitative qualification of good value indicating that the contains presents in them soils not surpass the "reference level". With respect the Cd showing that a 86% of soils belong at the class 2 with qualitative qualification of low coverage value indicate that the contains presents in them soils surpass the "reference level" indicate this a "recommendable investigation level"; and a 14% of soils belongs at the class 3 with qualitative qualification of high coverage value indicate that the contains presents in them soils surpass the "recommendable investigation level" indicate this a "obligatory investigation level" in concordance the them toxicity levels establish for C.M.A.J.A (1999).

In conclusion only exist real and potential danger of toxicity in the soils of the class 2 and 3 with reference the metal Cd for all's the samples, be most considerable for the class 3 for its nearness at them fitotoxicities levels of the class 4; be these, 5 zones of sample belongs at areas of crop of avocado (sample 9); pasture (sample 19); cocoa (sample 24); cocoa (sample 29); plane and cocoa (sample 33). Show so that the soils no present inconvenient for to keep adequate the function agricultural and ecological of the soils in few to the contents of them metals Pb, Zn y Cu; but will have inconvenient for to keep the function agricultural and ecologic of the soils in few the metal Cd.

## VIII. BIBLIOGRAFIA

- ACEVEDO, M., CARRASCO, O., LEÓN, P., SILVA, G., CASTILLO, I., AHUMADA, G., BORIE, S., GONZÁLEZ. 2005. Informe de criterios de calidad de suelo agrícola. Servicio Agrícola y Ganadero, Chile. 205 p.
- ADRIANO, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial Enviroment. Springer-Valag 533 p.
- ADRIANO, D.C. 1990. Bioengineering of Trace Metals. Advances in Trace Substances Research. Lewis, Boca Raton, FI. 513 p.
- ADRIANO, D.C. 1992. Bioengineering of trace metals. Advances in Trace Substances Research Lewis Boca Raton 513 p.
- ADRIANO, D.C., CHLOPECKA A., KAPLAN, D., CLIJSTERS, H., VANGRONSVELD, J. 1997. Soil contamination and remediation: philosophy, science and technology. *In*: Prost (ed). Contaminated Soils. Ed. INRA, Paris.
- AFNOR. 1985. Qualité des sols. Recueil de normes françaises. Paris - La Défense. Paris. *In*: Baize D. (1997). Teneur totales en elements traces metalliques dnas les sols (France). INRA editions. Paris. Francia.
- AGUILAR, S.A., ETCHEVERS B.J., CASTELLANOS, R.J. 1987. Análisis Químico Para Evaluar la fertilidad del Suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Estado de México.

- AID INTERNATIONAL. 1997. Evaluación ambiental territorial de la cuenca del Alto Huallaga.
- ALLOWAY, B.J. 1995a. Chapter 3: The origin of the heavy metals in soils. *In*: Alloway, B.J. (ed.). Heavy metals in soils, Blackie Academic and Professional, London, 2nd. Edition. 38-57 p.
- ALLOWAY, B.J. 1995b. Chapter 2: Soil process and the behavior of the heavy metals. *In*: Alloway, B.J. (ed.). Heavy metals in soils, Blackie Academic and Professional, London, 2nd. Edition. 11-37 p.
- ANDERSON, D.W., SAGGER, S., BETTANY, J.R., STEWART, J.W. 1981. Particle size fractions and their use in studies of soil organic matter: I. The nature and distribution of forms of carbon, nitrogen, and sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:767-772 p.
- ANGLE, J.S., HECKMAN, J.R. 1997. Effects of soil pH and sewage sludge on VA mycorrhizal infection of soybeans. *Plant Soil* 93, 437- 441 p.
- ANH J., KIM, K.W. 2004. Environmental assessment of contamination soil around abandoned mines using the current soil quality standards [En línea]: (<http://www.kei.re.kr/files/journal/sub/pdf>, Journal environmental document, 05 Nov. 2010).
- AÑÓ, C., SÁNCHEZ, J., ANTOLIN, C. 1998. Interpretación de la información edafológica en el ámbito mediterráneo valenciano: Indicador de capacidad e indicador de vulnerabilidad. *Edafología*, 4:117-130 p.
- ARMCANZ/ANZECC. 2000. Guidelines for Direct Land Application of biosolids and Biosolids Products. Australia.

- ASTIER, C.M., MASS MORENO, M., ETCHEVERS, B.J. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelo en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia* 36: 605-620 p.
- AVILA VARGAS, G. 2000. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas de café bajo sombra a pleno sol, sistemas silvopastoriles y pasturas a pleno sol. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica. 99 p.
- AZQUETA, D. 1994. Valoración económica de la calidad ambiental. McGraw-Hill. Madrid, España. 299 p.
- BAIZE, D. 1997. Teneur totales en elements traces metalliques dans les sols (France). INRA editions. Paris, Francia. 409 p.
- BAKER, D.E., SENEFT, J.P. 1995. Chapter 8: Copper. In: Alloway, B.J. (ed.). Heavy metals in soils, Blackie Academic and Professional, London, 2nd. Edition. 179-205 p.
- BANDICK, A.K., DICK, R.P. 1999. Field management effects on soil enzymes activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31(11):1471-1479 p.
- BANNICK, C.G., BACHMANN, G., DREHER, P. 1998. Soil Values for the application of organic waste to agricultural land and the recycling of mineral waste, *Land. Contamination and Reclamation*, 6,2, 103-106. [En línea]: (<http://www.scielo/files/journal/sub/pdf>, Journal environmental document. 15 Feb. 2011).
- BARTH, H., L'HERMITE, P. (Ed.). 1987. Scientific Basis for Soil Protection in The European Community. Comission of the European Communities. Elsevier Applied Science. Londres.

- BASTA, N.T. 2004. Heavy metal and trace element chemistry in residual-treated soil: Implications on metal bioavailability and sustainable land application. In: Sustainable land application Conference, January, 4-8, Florida; University of Florida.
- BASTA, N.T., TABATABAI, M.A. 1992. Effect of cropping system on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. *Soil Science*, 153: 195-204.
- BOE (Boletín Oficial del Estado). 1990. Núm. 262, Real Decreto 1310/1990, España.
- BOE, 1998. Orden de 28 de mayo de 1998 sobre fertilizantes y afines. Boletín Oficial del Estado, 131,18028-18078. Madrid (España).
- BOEKHOLD, S. 1992. Field scale behaviour of Cd in soil. CIP. Gegevens Koninklijke Bibliotheek. Den Haag. Netherlands.
- BOEKHOLD, A.E., TEMMINGHOFF, E.J.M., VAN DER ZEE, S.E.A.T.M. 1993. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. *Journal of Soil Science*, 44: 85-96 p.
- BOHN, H., McNEAL, B., O'CONNOR, G. 1979. *Soil Chemistry*. New York. 329 p.
- BOLUDA, H.R. 1988. Relaciones estadísticas de los valores de metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) con el pH, contenido de materia orgánica y arcillas de los suelos de la Comarca La Plana de Requena-Utiel (Valencia). *Anal. Edafol. Agrobiol.* 11-12: 1503-1524.
- BOWEN, H.J.M. 1980. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press, New York. 333 p.

- BREJEDA, J., MOORMAN, T.B. 2001. Identification and interpretation of regional soil quality factors for the Central High Plains of the Midwestern. USA. *In*: D.E Stott. R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds). Sustaining the Global Farm. 535-540 p.
- BRION, J., ROSSO, M. 1998. Impacto de los Sitios Contaminados-Argentina. [En línea]: (<http://www.ingenieroambiental.com/pdf>, 15 Feb. 2011).
- BROWN, S.L., CHANEY, R.L., ANGLE, J.S., BAKER, A. J. M. 1995. Zinc and Cadmium Uptake by Hyperaccumulator *Thlaspi caerulencens* an Metal Tolerant *Silene vulgaris* Grown on Sludge-Amended Soil, *Environ. Sci. and Technol.* 29(6), 1581-1585 p.
- BROWN, S.L., CHANEY, R.L., ANGLE, J.S., BAKER, A.J.M. 1994. Phytoremediation Potential of *Thlaspi caerulescens* and Bladder campion for Zinc and Cadmium-Contaminated Soil. *Journal of Environmental Quality* 23, 1151-1157 p.
- BROWN, S.L., CHANEY, R.L., HALLFRISCH, J.G., QI XUE. 2003. Effect of Biosolids processing on lead bioavailability in an urban soil. *Environ Qual* 32, 100-108 p.
- BRÜMMER, G., TILLER, K.G., HERMS, U., CLAYTON, P.M. 1983. Adsorption/desorption and/or precipitation/dissolution processes of zinc in soils. *Geoderma* 31: 337-354 p.
- BUSTAMANTE, U., STURZING, B. 1999. Pagos por servicios ambientales: Participación equitativa a favor del medio ambiente. *Revista Centroamericana Laderas* ( ): 24-27 p.



- CABRERA, F., CLEMENTE, L., DÍAZ BARRIENTOS, E., LÓPEZ R., MURILLO, J.M. 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *Sci. Total Environ.* 242, 117-129 p.
- CABRERA, F. 2000. La contaminación por metales pesados en el Valle del Guadiamar tras el vertido de Aznalcóllar. *Retema* 74, 37- 48 p.
- CALA, R.V., RODRÍGUEZ, J.S. 1989. Evaluación de diversas soluciones extractantes de metales pesados en suelos como indicadoras de las formas asimilables para las plantas. *Anal. Edafol. y Agrobiol.* 48:11-21 p.
- CANO, O., TORRES, C., VARGAS, M. 1984. "Análisis de Suelos, Tejido vegetal Aguas y Fertilizantes". Departamento de suelos de la Estación Agrícola la Molina. Lima - Perú.
- CHANEY, R.L., ANGLE, S.J., BAKER, A.J. 2001. The phytomining of certain elements. Cooperative Research and Development Agreement N° 58-3k95-7-570.
- CHAPMAN, C., PRATT, P. 1979. *Métodos de Análisis para Suelos, Plantas y aguas.* Editorial Trillas - México.
- CHEN, C., STEMBERGER, R.S., KLAUE, B., BLUM, J., PICKHARDT, P.C., FOLT, C.L. 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnology and Oceanography* 45(7): 1525-1536 p.
- COBB, G.P., SANDS, K., WATERS, M., WILSON, B., DORWARD-KING, E. 2000. Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine waste. *Environmental Toxicology & Chemistry.* 19 (3), 66-607 p.

- COLOMBO, S. 2004. Valoración y análisis económico del impacto ambiental en procesos erosivos: aplicación de los métodos de valoración contingente y experimento de elección en la cuenca del Alto Genil. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- COLOMBO, S., CALATRAVA REQUENA, J. 2004. Análisis económico de la erosión del suelo: valoración de los efectos externos en la cuenca del Alto Genil. *Revista Economía Agraria y Recursos Naturales*, 4:21-41 p.
- CONAMA. 1996. Metodologías para la caracterización de calidad Ambiental Editorial Partners, Santiago de Chile. 242 p.
- CONDOR, J.M., LANNO, R.P., BASTA, N.T. 2001. Assessment of metal availability in smelter soil using earthworms and chemical extractions. *Journal of Environmental Quality*. 30: 1231-1237 p.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE DE LA JUNTA DE ANDALUCIA (C.M.A.J.A). 1999. Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación. España. 253 p.
- CONTRERAS, D. 2004. Análisis y Determinación de la composición de un suelo. Villabilla de Burgos - España - Editorial Trillas. 150 p.
- DALURZO, H.C., SERIAL, C., VÁZQUEZ, S., RATTO, S. 2002. Indicadores químicos y biológicos de calidad de suelos en Oxisoles de Misiones. Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias-UNNE.

- DAVIES, B.E. 1992. Chapter 1. Trace elements in the environment. Retrospect and Prospect. *In*: Adriano, D. (Ed.). Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis Publishers, Boca Raton (CA). Advances in Trace Substances Research Series. 1-17 p.
- DIXON, A., SCURA, F., CARPENTER, A., SHERMAN, B. 1994. Análisis económico de impactos ambientales. *In*: Desarrollo ambiental y el papel del análisis económico. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 249 p.
- DIXON, D., PAGIOLA. 1998. "Indicators and Economic Valuation Unit, Environment Department". USDA.
- DORAN, J.W., PARKIN, B.T. 1994. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.
- EL-BASSAM, N., TIETJEAN, C. 1979. Long term studies on application of urban waste on heavy metals input and crop ecology. *In*: International Conference Heavy Metals in the Environment. Londres, Reino Unido 521-524 p.
- ELLIS, B.G., KNEZECK, B. 1972. Adsorption reaction of micronutrients in soils. En Mortvedt JJ, Giordano PM, Lindsay WL (Eds.) Micronutrients in Agriculture. Soil Science Society of America. Madison, Wis. EEUU. 59 p.
- ELLIOT, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 627-633 p.

- ELLIOT, H.A., SHIELDS, G.A. 1988. Comparative evaluation of residual and total metal analysis in pollute of soil. *Communal. Soil Sci. Plant Anal.*, 19: 1907-1917.
- ERNST, W.H.O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of Soils by plants. *Applied Geochemistry*, 11, 163–167 p.
- ESTEBAN, E., VÁZQUEZ, S., CARPENA. 2003. White lupin response to Arsenate Meeting in Stockholm, Sweden: Workshop “Phytoremediation of toxic metals” June, 12-15, 2003.
- EUROPEAN COMMISSION. 2001. Survey of wastes spread on land. Appendix F. Germany. [En línea]: Unión Europea. (<http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/home.htm>, 20 Ene. 2011).
- EUROPEAN COMMISSION. 2003. Disposal and recycling routes for sewage sludge-Part [En línea]: Unión Europea. (<http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/sludge-disposal2.pdf>, 20 Ene. 2011).
- EVANS, L.J. 1989. Chemistry of metal retention by soils. *Environmental Science and Technology*, 23, 1046-1056 p.
- FEIN, J., DAUGHNEY, C., YEE, N., DAVIS, T.A. 1997. A chemical equilibrium model for metal adsorption onto bacterial surfaces. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61, 3319-3328 p.
- FERGUSON, J. 1990. The heavy elements. Chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press. Oxford. EEUU.

- FINNECY, E.E., PEARCE, K.K. 1986. Land contamination and reclamation. *In* Understanding our environment. Royal Soc. Chemistry. Londres, Reino Unido. 329-337 p.
- FRINK, C.R. 1996. A perspective on metals in soils. *J. Soil Contam.*5:329-359 p.
- FRUTOS VÁZQUEZ, I. 2009. Evaluación de CAC (Compost Agotado de cultivo de Champiñón) como enmienda recuperadora de suelos ácidos de mina contaminados con metales pesados. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid Facultad de Ciencias. Madrid, España.
- GARCIA-MIRAGAYA, J., PAGE, A.L. 1976. Influence of ionic strength and inorganic complex formation on the sorption of trace amounts of Cd by montmorillonite. *Soil Science Society of America, Journal*, 40:658-663 p.
- GAVIOLA, S. 1985. Micro nutrientes en algunos suelos de la región árida y semiárida mendocina. *Ciencia del Suelo* 3(1-2): 23-29 p.
- GILLER, K., WITTER, E., MCGRATH, S.P. 1998. Toxicity of heavy metals to micro organisms and microbial processes in agricultural soil: A review. *Soil Biol. Biochem.* 30: 564-572 p.
- GONZÁLEZ, M.S. 1993. Reducción de la toxicidad del cobre y cadmio en Alfalfa mediante el uso de abonos orgánicos. *Agricultura Técnica (Chile)* 57: 245-249 p.

- GONZÁLEZ, M.S. 1995. Cap.17: Copper upper critical levels for plants on Copper polluted soils and the effect of organic additions. *In*: Adriano, D.C.; Z-E.; Chen, S-S. Yang, (eds.) Biochemistry of trace elements. Science and Technology Letters, Northwood. 195-203 p.
- GOUGH, L., McNEAL, J.M., SEVERSON, R.C. 1980. Predicting native plant Copper, iron, manganese and zinc levels using DTPA and EDTA soil extractants in Northern Great Plains. *Soil Sci.Soc. Am. J.* 44: 1030-1036 p.
- GREGORICH, E.C., CARTER, M.R., ANGERS, V.C., MONREAL, M., ELLERT B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. *Can J. Soil Sci.*, 367-385 p.
- HERNÁNDEZ, R., FERNÁNDEZ, C., BAPTISTA, P. 1996. "Metodología de la Investigación" Mc. Graw Hill, Colombia. 215 p.
- HERNÁNDEZ, J.A., FERNÁNDEZ, M.T., ORTUÑO, A., ALARCÓN, M.A. 2010. Influencia del uso del suelo en su calidad ambiental en medio semiárido (SE España). Department of Agricultural Chemistry, Geology and Pedology. University of Murcia. Campus of Espinardo. 30100 Espinardo, Murcia, Spain *Edafología* (en prensa). *Rev. de Ciências Agrárias* v.33 n.1 Lisboa jan. 2010- ISSN 0871-018X versão impressa.
- HERRADOR, D. 1999. Pagos por servicios ambientales: Oportunidad para la agricultura sostenible en el salvador. *Revista Centroamericana Laderas* 4:20-22 p.

- HOODA, P.S., ALLOWAY, B.J. 1993. Effects of time and temperature on The bioavailability of Cd and Pb from sludge-amended soils. *Journal of Soil Science*, 44: 97–110 p.
- HOLMGREN, G.S., MEYER, M., CHANEY, R., DANIELS, R.B. 1992. Cadmium zinc, copper, and nickel in agricultural soils in the United States of America”, *J. Environment Quall*, 22: 335-348 p.
- HÜNNEMEYER, J. A., De CAMINO, R., MÜLLER, S. 1997. Análisis del desarrollo sostenible en centroamérica: Indicadores para la agricultura y los recursos naturales. IICA/GTZ. San José, Costa Rica. 283 p.
- IHOBE, 1994. Investigación de la Contaminación del Suelo. Plan Director para la protección del suelo. Gobierno Vasco - España. 200 p.
- IHOBE, 1998. Calidad del Suelo. Valores Indicativos de Evaluación. IHOBE. Dpto. Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, País Vasco. 119 p.
- ILLERA, V., WALTER I., SOUZA, P., CALA, R.V. 2000. Short-term effects of bio-Solid and municipal solid waste application on heavy metals distribution in a degraded soil under a semi-arid environment. *The Science of the Total Environment* 255: 29-44 p.
- INN (Instituto Nacional de Normalización). 2004. Norma Uso de Lodos y Norma Chilena Compost- Clasificación y requisitos. [En línea]: (<http://www.inn.chl>, 12 Feb. 2011).
- JACKSON, M.L. 1982. Análisis Químicos de Suelos. 4ed. Edt.Omega. Barcelona España.

- JARVIS, S.C., L.H.P., JONES. 1980. The contents and sorption of cadmium in some agricultural soils of England and Wales. *Journal of Soil Science*, 31: 469–479 p.
- JUÁREZ, S.H. 2006. Contaminación del río Rímac por metales pesados y efecto en la agricultura en el cono este de Lima metropolitana. Reporte final de investigación para agropolis-programa internacional de becas de investigación en agricultura urbana. Universidad Nacional Agraria la Molina - Lima Perú.
- KABATA PENDÍAS, A., PENDÍAS, H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. First Edition CRC Press. Inc. Boca Raton. 365 p.
- KABATA PENDÍAS, A. 1995. Agricultural Problems related to excessive Trace metal contents of soils. *In: Heavy Metals*, Salomons W., Förstner U., Mader P. (Eds). Springer, Berlin. 412 p.
- KABATA PENDÍAS, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition CRC Press, Boca Raton, USA.
- KARLEN, L., MAUSBACH, J., DORAN, W., CLINE, G., HARRIS, F., SCHUMAN, G.E. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4-10 p.
- KLOKE, A. 1979. Content of As, Cd, Cr, Fe, Pb, Hg and Ni in plants grown on contaminated soil. En Symposium on effects of airborne pollution on vegetation. CCE. Varsovia, Polonia. 178-186 p.
- KLOKE, A. 1980. Reichwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden, *Mitt VDLUFA*, H. 2, 9-11 p.



- KNEZEK P., ELLIS B. 1980. Essential micronutrients cooper, iron, manganese and Zinc. *In* Davies BE (Ed.) *Applied Soil Trace Elements*. John Wiley & Sons. Nueva York, EEUU. 259-285 p.
- KOVDA, V., SAMOILOVA, E., VASILEVSKAYA, D., YAKUSHEVSKAYA, V. 1968. Geochemical differentiation of products of weathering and soil formation on the Russian Great Plain. 9th Trans. Int. Congr. Soil Sci. Adelaide, Australia. 293-301 p.
- KRISHNAMURTI, G.S., CIESLINSKI, G.P., HUANG, M., VAN REES, K.C.J. 1997. Kinetics of cadmium release from soils as influenced by organic acids: Implication in cadmium availability. *Journal of Environmental Quality*, 26: 271–277 p.
- LASSAT, M. 2001. The uses of plants for removal of toxic metal from contaminate Soil US- EPA. 200 p.
- LETEY J., SOJKA, R., UPCHURCH, D., CASSEL D., OLSON, K., PAYNE, W., PETRIE, S., PRICE, G., REGINATO, R., SCOTT, H., SMETHURST, TRIPLETT, G. 2003. Deficiencies in the soil quality concept and its application. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58:4-180-187 p.
- LEY GENERAL DEL EQUILIBRIO ECOLÓGICO Y LA PROTECCIÓN AL AMBIENTE (LGEEPA). 2000. México ley que regula los diferentes tipos de recursos ambientales. Sección III de Instrumentos Económicos, con un total de 3 artículos y 11 fracciones. México. DF.
- LEY N° 1/2005. Para la prevención y corrección de la contaminación del suelo Gobierno de la Comunidad Autónoma del País Vasco, España 2005.

- LICON T.L., LEE R.V., LERMA M.J. 2001. Manual de análisis de suelo-agua-planta diagnóstico, interpretación y recomendaciones. Universidad Autónoma de Chiapas, Facultad de Ciencias Agrícolas, Campus IV, Comité Regional de Sanidad Vegetal de la Frontera Sur.
- LICKO, I., LOIS, L., SZEBENYI, G. 1999. Tailings as a source of environmental pollution. *Water Sci. Technol.* 39 (10-11):333-336 p.
- LINDSAY, W.L. 1979. *Chemical Equilibrium in Soils*. Wiley Interscience. Nueva York, EEUU. 449 p.
- LINDSAY, W., NORVELL, A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of American Journal* 42, 421-428.
- LINZON, S. 1978. *Phytotoxicology. Excessive levels for contaminants in soil and vegetation*. Ministry of the Environment. Ontario, Canada. 125 p.
- LOVELL, B., TOOMBS, M., BLACKIE, M., SCHLEIHAUF, J. 1998. Title: Land Application Of Sewage Biosolids For Crop Production [En línea]: (<http://www.gov.on.ca:80/OMAFRA/english/environment/facts/95069.htm>), 20 Ene. 2011).
- LLOYD, J. R., LOVLEY, D.R. 2001. Microbial detoxification of metals and radio nuclides, *Current Opinion in Biotechnology* 12, 248-253 p.
- MA, L.Q., RAO, G. 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.*, 26: 259-264 p.
- MACÍAS, F. 1993. Contaminación de suelos: algunos hechos y perspectivas. *Problemática Geoambiental y Desarrollo*, 53-74, SEGAOT, Murcia.

- MARÍN, A., ALONSO-MARTIRENA, I., ANDRADES, M., PIZARRO, C. 2000. Contenido de metales pesados en suelos de viñedo de la D.O.Ca. Rioja. Edafología 7-3, 351-357 p.
- MARMO, I. 2003. Heavy metals in the context of EU policies on soil and waste European Commission, DG Environment [En línea]: ([www.europa.eu.int](http://www.europa.eu.int), document pdf, 08 Oct. 2010).
- MARTIN, C.W. 2000. Heavy metals trends in floodplain sediments and valley Fill. Catena 39, 53-68 p.
- MARTÍNEZ, C.E., McBRIDE, M. 1998. Solubility of  $Cd^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  In aged coprecipitated with amorphous iron oxides. Environmental Science and Technology. 32: 743-748 p.
- McBRIDE B. 1989. Reactions controlling heavy metals solubility in soil Adv. Soil Sci. 10: 1-56.
- McBRIDE, M., SAUVE, S., HENDERSHOT, W. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. European Journal of Soil Science. 48 : 337-346.
- McELDOWNEY, S., HARDMAN, D.J., WAITE, S. 1993. Pollution, Ecology and Biotreatment, 48-58 p.
- McGRATH, S., CHANG, A.C., PAGE, A.L., WITTER, E. 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and United States. Environment rev. 2, 108 p.
- McKENZIE, R.M. 1979. Proton release during adsorption of heavy metal ions by a hydrous manganese dioxide. Geochim Cosmochim. Acta. 43: 1855-1857 p.

- McLAREN, R.G., SWIFT, R.S., WILLIAMS, J.G. 1981. The adsorption of Copper by soil materials at low equilibrium solution concentrations. *Journal of Soil Science*, 32: 247-256 p.
- MELLUM, H.K., ARNESEN, A.K.M., SING, B.R. 1998. Extractability and Plant uptake of heavy metals in alum shale soils. *Communi. Soil Sci. Plant Anal.* 29(9-10): 1183-1198 p.
- MÉNDEZ, R.F., GISBERT, B.J., GARCÍA, D.J., MARQUÉS, M.A. 2003. "Relación estadística entre metales pesados y propiedades de suelos de cultivo regados con aguas residuales no depuradas". Universidad Politécnica de Valencia (UPV). Apartado Postal 46022, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Civiles UPV, Valencia, España.
- MILLER, E.K., FRIEDLAND, A.J. 1994. Lead migration in forest soils: Response to changing atmospheric inputs. *Environmental Science and Technology*, 28, 662-669 p.
- MILLER, W.P., MARTENS, D.C., ZELAZNY, L.W. 1987. Short-term transformations of copper in copper-amended soils. *Journal of Environmental Quality*. 16,176-180 p.
- MINEN. 2000. Guía ambiental para la restauración de suelos en instalaciones de refinación y producción petrolera. Ministerio de Energía y Minas República del Perú. [En línea]: (<http://www.minem/peru.gob/>, 20 Ene. 2011).

- MINAM. 2010 Guía de evaluación de riesgos ambientales. Peru. ministerio del Ambiente Viceministerio de Gestión Ambiental Dirección General de Calidad Ambiental. Lima, impreso en Perú, 2010: [En línea]: (<http://www.minam/peru.gob>, 20 Ene. 2011).
- NAIDU R., OLIVER, D., McCONNELL. 2003. Heavy metal phytotoxicity in soil soils. *In*: Proceedings of the fifth national workshop on the assessment of site contamination. Ed. Langley A., M.Gilbey and B. Kennedy. National Environment Protection Council (NEPC) Australia. 235-241 p.
- NAIDU, R., OLIVER, D. 2003. Uptake of copper (Cu), Lead (Pb), cadmium (Cd), arsenic (As) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) by vegetables grown in urban environments. Ed. Langley A., Gilbey M. and Kennedy, B. National Environment Protection Council (NEPC) Australia. 235-241 p.
- NATIONAL RESOURCE CONSERVATION SOIL (NRCS). 2004. What is soil quality?. Unites States Department Agriculture. [En línea]: ([http://soils.usda.gov/sqi/soil\\_quality/what is](http://soils.usda.gov/sqi/soil_quality/what_is), 02 Dic. 2010).
- NMHPPE. 1991. Netherlands Ministry of Housing, Physical Planning and Enviroment. Leidschendam, Netherlands. [En línea]: (<http://www.eu/nmh/pp/envi/soil>, 20 Ene. 2011).
- NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales (Publicada en Diario Oficial de la Federación de fecha 6 de enero de 1997).

- NORMA OFICIAL MEXICANA PROY-NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Que Establece Criterios para Determinar las Concentraciones de Remediación de Suelos Contaminados por Arsénico, Berilio, Cadmio, Cromo Hexavalente, Mercurio, Níquel, Plomo, Selenio, Talio y Vanadio, Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 11 de Noviembre de 2005.
- PAGE, A.L., CHANS, C.A., ADRIANO, D.C. 1988. Land application of municipal sewage sludge, guidelines-trace elements. Proc. 2nd Int. Symp. Land Application Sewage Sludge. Tokio, Japón. 154 p.
- PATRICK, W.H., JUGSUJINDA, A. 1992. Sequential reduction and Oxidation of inorganic nitrogen, manganese, and iron in flooded soil. Soil Science Society of America Journal. 56 : 1071-1073 p.
- PÉREZ. 2000. Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. Facultad de Farmacia. U.C.M. Edafología. Volumen 7-3. Setiembre 2000. 113-120 p.
- PETROVIC, M., KASTELAN-MACAN., A. HORVAT. 1999. Interactive Sorption of metal ions and humic acids onto mineral particles Water, Air and Soil Pollution". EEUU.
- PHILLIPS, I.R. 1999. Copper, lead, cadmium and zinc sorption by waterlogged and air-dry soil. Journal of Soil Contamination 3: 343-364 p.
- PIERANGELI, M.A.P., GUILHERME, L.R.G., OLIVEIRA L.R., CURTI, A.N., SILVA N.L.N. 2001. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção-dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.36, 1077-1084 p.

- PIERANGELI M.A.P., GUILHERME, L.R.G., OLIVEIRA L.R., CURI, A.N., SILVA N.L.N. 2003. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio na adsorção de cádmio em Latossolos brasileiros. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.38, 737-745 p.
- PIERSYNSKI, G. M., SIMS, J.T., VANCE, G.F. 2000. *Soils and environmental quality* Second edition. CRC Press Boca Raton, London New York. Washinton, D. C. 459p.
- PINOCHET. T.D., AGUIRRE A.J., QUIROZ R.E. 2001. Estudio de la lixiviación de Cadmio, Mercurio y Plomo en suelos derivados de cenizas volcánicas. Instituto de Ingeniería Agraria y Suelos. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Austral de Chile. Instituto de Química.
- PORTA, C.J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROQUERO, C. 1994. *Edafología para la agricultura y el Medio Ambiente*. 2ºEd. Edit. Mundi Prensa. Madrid España 833 p.
- PORTA, C.J. 1999. *Edafología*. 1º Ed. Edit. Mundi Prensa. Madrid España. 768 p.
- PURVES, D. 1979. Trace element contamination of soils from sewage sludge applications. *In: International. Conf. Heavy Metals in the Environment*. Londres, Reino Unido. 485-488 p.
- QUIROGA A., FUNARO, D. 2004. *Materia orgánica. Factores que condicionan su utilización como indicador de calidad en Molisoles, de las Regiones Semiárida y Sub húmeda Pampeana*. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas 476 p.

RAMOS-BELLO, R., CAJUSTE, L., FLORES-ROMÁN, GARCÍA CALDERÓN.

2001. Metales Pesados, sales y sodio en suelos de Chinampa en México. Agrociencia - México DF.

RATTO, S., MARCECA, E., MOSCATELLI, G., ABBRUZESE, D., BARDI, H.,

BOSSI, M., BRES, P., CORDÓN, G., DI NANO, MP., MURRUNI, L.,

POTARSKY, K., WILLIAMS, F. 2004. Evaluación de la contaminación

orgánica e inorgánica en un suelo aluvial de la costa del Riachuelo,

Buenos Aires, Argentina Escuela de Ciencia y Tecnología, Universidad

Nacional de General San Martín, Villa Ballester, Argentina: Cát. de

Edafología, Fac. de Agronomía de la UBA. Av. San Martín 4453. 1417

p. Buenos Aires.

RECATALÁ, L., SÁNCHEZ, J. 1993. Propuesta metodológica para la

valoración de la calidad ambiental de suelos para evaluación de

impacto ambiental en el ámbito mediterráneo valenciano. *In*: R. Ortiz

ed. Problemática Geoambiental y Desarrollo. Campobell. Murcia.

727-737 p.

RECATALÁ, L., FABBRI, A.G., ZINCK, J.A., FRANCÉS, E., SÁNCHEZ, J.

2002. Environmental indicators for assessing and monitoring

desertification and its influence on environmental quality in Medi-

terranean arid environments. *In*: J.L. Rubio, R.P.C., Morgan, S. Asins,

and V. Andreu (eds). Man and Soil at the Third Millennium. Geoforma

Publishers, Logroño, España. 897-910 p.



- RIDEOUT, D., HESSLN, H. 1998. Principles of forest environmental economics resources. CO (EUA), Library of Congress. 96 p.
- RIECHAMAN, M.S. 2002. The responses of plants to metals toxicity: A review focusing on copper, manganese and cinc. Australian Minerals and Energy Environment Foundation. 54 p.
- RIEUWERTS, J.S., THONTON I., FARAGO M.E., ASHMORE M.R. 1998. Factors Influencing metals bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 10(2): 61- 75 p.
- ROANE, T.M., PERPPER, M. 1996. Microbial remediation of metals. *In*: Craford, L., Ronolad & Cfawford, L., Don (Ed) *Bioremediation Principles and Applications*. 312-340 p.
- ROLLÁN, A., KARLIN, M., BACHMEIER, O. 2004. Siembra directa y densificación Subsuperficial en Molisoles del centro norte de Córdoba. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas 47 p.
- ROMERO, C. 1997. Economía de los recursos ambientales y naturales. 2 ed. Alianza editorial, S.A. Madrid, España. 195 p.
- SAJWAN, K.S., LINDSAY, W.L. 1986. Effects of redox on zinc deficiency in paddy rice. *Soil Science Society of America Journal*. 50:1264-1269p.
- SAMPLING, A. 1980. Chapter.10: Biochemistry, trace elements, and mineral exploration. Practical Consideration in biochemical prospecting. *In*: Davies, B.E. (ed.). *Applied soil trace elements*. John Wiley & Sons Editorial. Toronto. 358-380 p.

- SCHNITZER, M., SKINNER, S. 1966. Organometallic interactions in soils: 5 Stability constants of  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ , and  $\text{Zn}^{2+}$  fulvic acid complexes. Soil Sci. 102: 361-365 p.
- SHEPPARD, M.J., THIBAUT, D.H. 1992. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 415-423 p.
- SHUMAN, M.L. 1977. Adsorption of Zinc by Fe and Al Hydrous Oxides as Influenced by Aging and pH. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 703-706 p.
- SHUMAN, M. 1988. Effect of organic matter on the distribution of manganese copper, iron, and zinc in soil fractions. Soil Sci. Soc. Am. J., 52:136-141 p.
- SIERRA, A.M. 2005. Niveles de metales pesados y elementos asociados en suelos de la Provincia de Almería. Parámetros que los afectan y riesgos de contaminación. Tesis Doctoral Editorial de la Universidad de Granada. 301 p.
- SILLANPAA, M. 1982. Micronutrient and the nutrient status of soils. FAO Soil Bulletin 48. Roma.
- SILVA, C. 2004. Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos. Tesis Mestre em Agronomia, área de concentração: Solos e nutrição de plantas. Piracicaba, Estado de São Paulo, Brazil. 79 p.
- SILVEIRA M.L.A., ALLEONI, L.R.F., GUILHERME, L.R.G. 2003. Biosolids and heavy metals in soils. Scientia Agricola 60 (4): 793-806 p.
- SIMS, J.T., KLINE, J.S. 1991. Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. J. Environ. Qual. 20:387-395 p.

- SLOAN, J., DOWDY, H., DOLAN, M., LINDEN, R.D. 1997. Long-term effects of biosolids applications on heavy metal bioavailability in agricultural soils. *J. Environ Qual.* 26: 966-974 p.
- SOIL CONSERVATION SERVICE U.S.D.A. 1973. Investigación de Suelos. Métodos de Laboratorio y Procedimientos para Recoger Muestras. Edit. Trillas. México.
- SPARK, K.M., WELLS, J.D., JONSON, B.B. 1995. Characterizing trace elements adsorption on kaolinite. *Eur. J. Soil Sci.*, 46, 633-640 p.
- SPARKS, D. L. 2003. Environmental Soil Chemistry. Academic Press, USA. 352 p.
- SPOSITO, G. 1986. Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 16(2):193-229 p.
- SPOSITO, G. 1989. The chemistry of soils. New York: Oxford University. 277 p.
- STUMM, W., MORGAN, J.J. 1996. Aquatic Chemistry. 3rd edition. Wiley-Interscience. Nueva York, EEUU. 1022 p.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P.G.C., BENSON, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of trace metals. *Anal. Chem.* 51:844-851p.
- TUREKIAN, K.K., WEDEPHOL, K.H. 1961. Distribution of elements in some major units of the earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.* 72: 175-192 p.
- UDO, J.E., BOHM, H.L., TUCKER, C.T. 1970. Zinc Adsorption by Calcareous Soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34: 405-407 p.

- UNIÓN EUROPEA. 2003. Guía Ambiental Canadiense. CEQG (Canadian Environmental Quality Guidelines). [En línea]: Unión Europea. (<http://www.europa.eu.int>, 20 Ene. 2011).
- UNION EUROPEA (UE). 2004. [En línea]: (<http://www.europarl.eu.int>, 20 Ene. 2011).
- U.S.E.P.A. 1993. Standards for use or disposal of sewage sludge. Final rule, 40 CFR Part 503. Federal Register 58(32): 9248-9415. 19 Feb. 1993. U.S. Gov. Printed. Office, Washington, DC, USA.
- VEGTER, J.J. 1995. Soil Protection in the Netherlands. *In*: Heavy Metals. Salomons W., Förstner U. y Mader P. (Eds). Springer, Berlin.
- VIRO, P.J. 1995. Use of ethylene díaminetetraacetic acid in soil analysis. R Determination of soil fertility. Soil Science 80:69-74.
- WANG, X., GONG, Z. 1998. Assesment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. Geoderma 81: 339-355 p.
- YIN, ALLEN, H.E., LI, Y., HUANG, C.P., SANDERS, P.F. 1996. Adsorption of mercury (II) by soil: effects of pH, chloride and organic matter. J. Environ. Qual. Vol. 25. 837-844 p.

# **ANEXOS**

# **CUADROS**

## CUADRO DE CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LA ZONA DE ESTUDIO

**Cuadro 27. Características Generales**

NM	D.M	cultivo	E	N	Z
1	11/09/2009	arbórea (b.s)	384005.00	8976125.00	1099.00
2	06/06/2009	pasto	385110.00	8976115.00	1058.00
3	19/09/2009	coca	385194.46	8976836.19	1070.00
4	11/09/2009	coca	385047.00	8975368.00	705.00
5	11/07/2009	arbórea (b.s)	386079.00	8976227.00	961.00
6	20/06/2009	cítricos, maíz, yuca	385373.00	8974119.00	955.00
7	20/06/2009	coca	385443.00	8974923.00	941.00
8	06/06/2009	guaba, bolaina	385980.00	8975165.00	874.00
9	15/08/2009	palto	386010.00	8975850.00	780.00
10	06/06/2009	arbustiva y macorilla	386859.00	8974998.00	659.00
11	11/07/2009	arbustiva y pasto	387488.00	8975514.00	992.00
12	20/06/2009	maíz, yuca, frijol	388780.00	8972642.00	740.00
13	01/08/2009	cacao	387286.00	8974278.00	673.00
14	01/08/2009	plátano, cacao	388132.46	8974887.80	671.00
15	15/08/2009	arbustiva	388413.00	8975001.00	757.00
16	01/08/2009	coca	388507.00	8973380.00	654.00
17	28/08/2009	plátano, yuca	389365.46	8974368.24	659.00
18	28/08/2009	plátano, cacao	389820.00	8973228.00	660.00
19	20/02/2010	pasto	384444.00	8976977.00	1025.00
20	20/02/2010	arbustiva	384338.00	8977335.00	1069.00
21	14/03/2010	pasto	384558.00	8977593.00	1072.00
22	16/01/2010	macorilla	385411.00	8975290.00	980.00
23	14/03/2010	pasto	385928.00	8976348.00	982.00
24	21/03/2010	cacao	386251.99	8973624.99	920.00
25	16/01/2009	coca	387488.76	8973996.06	694.00
26	07/01/2010	pasto	385819.00	8975025.00	873.00
27	07/01/2010	arbustiva	386004.00	8975438.00	871.00
28	12/12/2009	cacao	388009.38	8974509.34	667.00
29	30/12/2009	cacao	387058.00	8975824.00	988.00
30	21/11/2009	bolaina	388616.00	8972937.00	685.00
31	12/12/2009	yuca, cítricos	388135.00	8973736.00	663.00
32	30/12/2009	yuca, frijol	388383.00	8974841.00	745.00
33	30/12/2009	plátano, cacao	388632.65	8975320.33	960.00
34	21/11/2009	cítricos	388799.00	8973301.00	662.00
35	07/11/2009	pasto	388810.00	8976135.00	653.00
36	07/11/2009	guaba, bolaina	389948.00	8972681.00	668.00

NM=numero de muestra; D.M=día de muestreo; b.s=bosque secundario

**CUADROS DE CARACTERÍSTICAS GENERALES DE MINERALES DE LA ZONA DE ESTUDIO**

**Cuadro 28. Contenido de minerales Ca, Mg, K y Na en los suelos, comparación con niveles de referencia**

Nº.Muestra	Ca*	Nivel	Mg*	Nivel	K*	Nivel	Na*	Nivel
1	3.69	bajo	0.65	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
2	3.60	bajo	0.53	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
3	2.64	bajo	0.36	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
4	3.09	bajo	0.76	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
5	4.37	bajo	0.64	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
6	6.09	medio	0.97	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
7	1.83	muy bajo	0.31	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
8	6.67	medio	1.04	bajo	0.45	medio	0.11	bajo
9	5.75	medio	1.22	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
10	1.55	muy bajo	0.31	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
11	3.28	bajo	0.40	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
12	7.45	medio	1.40	medio	0.55	medio	0.11	bajo
13	5.10	medio	1.02	bajo	0.49	medio	0.12	bajo
14	5.63	medio	1.00	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
15	5.46	medio	0.85	bajo	0.38	medio	0.17	bajo
16	3.98	bajo	0.81	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
17	6.23	medio	0.93	bajo	0.44	medio	0.11	bajo
18	6.25	medio	1.55	medio	0.65	alto	0.10	bajo
19	5.28	medio	0.63	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
20	1.87	muy bajo	0.29	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
21	2.49	bajo	0.43	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
22	3.30	bajo	0.74	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
23	5.92	medio	1.08	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
24	5.71	medio	1.23	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
25	2.08	bajo	0.60	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
26	1.91	muy bajo	0.23	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
27	3.21	bajo	0.44	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
28	6.92	medio	1.05	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
29	5.45	medio	0.87	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
30	7.49	medio	1.01	bajo	0.40	bajo	0.10	bajo
31	5.67	medio	0.98	bajo	0.47	bajo	0.11	bajo
32	2.16	bajo	0.40	muy bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
33	6.60	medio	1.05	bajo	0.44	bajo	0.11	bajo
34	5.86	medio	1.20	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
35	5.08	medio	0.84	bajo	0.00	muy bajo	0.00	bajo
36	5.90	medio	0.82	bajo	0.35	bajo	0.11	bajo

\* meq/100g



**Cuadro 29. Contenido de Fósforo (P) en los suelos y comparación con niveles de referencia de fertilidad.**

Nº.Muestra	P ppm	Según Contreras 2004
1	34.50	normal
2	22.40	bajo
3	17.20	bajo
4	12.70	bajo
5	25.80	normal
6	14.20	bajo
7	11.80	bajo
8	4.80	muy bajo
9	13.90	bajo
10	14.20	bajo
11	15.30	bajo
12	5.70	muy bajo
13	5.20	muy bajo
14	4.40	muy bajo
15	10.30	bajo
16	23.70	normal
17	6.90	bajo
18	17.00	normal
19	10.70	bajo
20	15.90	bajo
21	16.80	bajo
22	12.70	bajo
23	15.50	bajo
24	28.10	normal
25	27.70	normal
26	24.60	normal
27	17.20	normal
28	4.30	muy bajo
29	10.30	bajo
30	5.60	muy bajo
31	14.20	bajo
32	10.20	bajo
33	3.60	muy bajo
34	13.80	bajo
35	11.20	bajo
36	8.20	bajo

## CUADROS USADOS PARA EL ANALISIS DE CONTAMINACION DE SUELOS

**Cuadro 30. Intervalos de contenidos de los límites normal y máximo permitidos de los metales pesados en los suelos (Kloke, 1980) (ppm o mg kg<sup>-1</sup>).**

Elementos químicos	Intervalo de contenido normal	Límites máximos permitidos
Cadmio	0.1 - 1	3
Cobalto	1.0 - 10.0	50
Cromo	2.0- 50.0	100
Cobre	1.0-20	100
Níquel	2.0- 50.0	50
Plomo	0.1 - 20.0	100
Cinc	3.0 - 50	300

KLOKE (1980)

**Cuadro 31. Valores litológicos e intervalos de contenidos (mg kg<sup>-1</sup>)**

	VL	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4
Pb	19,6	<39,2	39,3-98,0	98,0-196	>196
Zn	28,6	<57,2	57,3-143	143,1-286	>286
Cu	8,7	<17,4	17,5-43,5	43,6-87	>87
Cd	0,2	<0,4	0,41-1,00	1,01-2,00	>2,01

KABATA PENDIAS y PENDIAS (1992)

**Cuadro 32. Valores de Referencia propuestos para suelos agrícolas (mg kg<sup>-1</sup>)**

Metales	Pb	Zn	Cu	Cd
Valor Referencia	88*	109*	34*	0,84*
Valor Referencia	85**	140**	36**	0,80**

\*PÉREZ (2000); \*\*VEGTER (1995)

**Cuadro 33. Valores límite de concentración en suelos (mg/kg) en función del pH (Legislación Española)**

Metales	Pb	Cd	Cu	Ni	Zn
Valor límite pH > 7	50	1	50	30	150
Valor límite pH < 7	300	3	210	112	450

BOE (1990)

**Cuadro 34. Acumulación edáfica (mg kg<sup>-1</sup>) o índice de enriquecimiento.**

NºMUESTRA	Cd	Pb	Zn	Cu
1	3.10	0.11	0.05	0.12
2	4.55	0.13	0.15	0.18
3	2.85	0.08	0.04	0.08
4	3.15	0.08	0.10	0.05
5	3.75	0.06	0.05	0.08
6	4.55	0.09	0.07	0.19
7	3.20	0.08	0.05	0.05
8	3.95	0.13	0.06	0.25
9	5.45	0.06	0.13	0.16
10	2.75	0.08	0.04	0.06
11	3.05	0.08	0.07	0.16
12	4.25	0.17	0.13	0.16
13	3.05	0.13	0.04	0.41
14	4.05	0.07	0.06	0.41
15	4.15	0.16	0.08	0.24
16	3.10	0.08	0.07	0.05
17	2.85	0.11	0.05	0.34
18	3.25	0.12	0.13	0.27
19	9.55	0.09	0.15	0.09
20	2.85	0.07	0.03	0.09
21	2.95	0.04	0.04	0.09
22	2.95	0.17	0.04	0.09
23	4.35	0.08	0.10	0.18
24	9.10	0.09	0.15	0.22
25	2.95	0.15	0.03	0.10
26	3.20	0.17	0.07	0.07
27	3.25	0.14	0.03	0.12
28	4.40	0.13	0.08	0.23
29	7.95	0.10	0.09	0.09
30	3.85	0.08	0.06	0.20
31	3.75	0.10	0.22	0.20
32	3.15	0.13	0.04	0.11
33	7.75	0.05	0.09	0.11
34	4.05	0.03	0.11	0.19
35	3.30	0.06	0.04	0.33
36	2.90	0.08	0.07	0.37

**Cuadro 35. Valores indicativos de Contaminación del Gobierno Vasco**

Contaminante	VIE-A	VIE-B				
		Otros	Infantil	Urbano	Parque público	Industrial
As	23	30	30	30	30	200
Ba	80+2,5L					
Cd	0,8	5	5	8	25	50
Co	6+0,5L					
Cu	10+0,5L					
Cr	25+L	200	90	200	400	550
Hg	0,3	4	4	4	15	40
Mo	0,6+0,018L	75	75	75	250	750
Ni	12+L	110	110	150	500	800
Pb	16+0,7L+2,1H	120	120	150	450	1000
Zn	50+2,L					

Datos en ppm.

Fuente. LEY 1/2005 DEL GOBIERNO VASCO

## UMBRALES DE METALES EN ESTUDIO

Las cifras están expresadas en mg/kg, excepto en las ocasiones en que se indican otras unidades. Suelos naturales = suelos sin contaminación antrópica. Valor de referencia = valor máximo para suelos normales. Nivel de intervención = suelos a descontaminar. Lodos = lodos residuales de depuradoras. Los valores en suelos se refieren siempre al horizonte superficial. Las cifras representan valores normales (medios o medianas), si no hay otra especificación. UE = Unión Europea. RU=Reino Unido. USA = Estados Unidos de Norteamérica.

**Cuadro 36. Valores característicos para el Cadmio.**

0,5-620 ng/m <sup>3</sup>	aire en Europa (Bowen, 1979)
0,02-0,06 µg/L	agua de lluvia (Azcue, 1993)
0,1 µg/L	agua de riego (Azcue, 1993)
0,4 µg/L	agua en el suelo, valor de referencia MTR en Holanda (NMHPPE, 1998)
0,001 mg/L	solución del suelo, nivel tóxico (Bohn et al. 1985)
0,003-0,08	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de referencia en Alemania (Prueb, 1997)
0,01 mg/L	agua de riego, uso continuo, máximo recomendado por US-EPA (Crook y Bastian, 1992)
<0,01-2	suelos agrícolas, rango para USA (Holmgren et al., 1993)
0,01-0,76	suelos, rango normal para Francia (Baize, 1997)
0,01-7	suelos naturales, rango (Swaine, 1955; Alloway, 1968; Bowen, 1979)
0,01-100	compost para agricultura (Alloway, 1995)
0,03	solución del suelo, nivel tóxico en Suiza (Ewers, 1991)
0,03-0,05	calizas y areniscas (Alloway, 1995)
0,03-0,2	rocas ígneas y sedimentarias (Ross, 1996)
0,04-0,1	enmiendas calizas (Alloway, 1995)
0,05	aguas de riego (Ross, 1996)
0,05	límite de detección para ICP-MS
0,05 mg/L	agua de riego, corto plazo en suelo de pH <sup>7</sup> , máximo US-EPA (Crook y Bastian, 1992)
0,05 mg/L	agua potable para ganado, máximo WQC (ESB, 1972)
0,05-0,45	suelos naturales sin anomalías, en Francia (Baize, 1997)
0,05-190	fertilizantes (Ross, 1996; Alloway, 1995)
0,06	suelos naturales (Swaine, 1955; Alloway, 1968)
0,08	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de intervención en Alemania (Prueb, 1997)
0,09-2	rocas ígneas (Alloway, 1995; Ross, 1996)
0,1-0,2	corteza terrestre (Bohn et al. 1985; Alloway, 1995; Baize, 1997)
0,1-0,8	estiércol (Alloway, 1995)
0,1-1	suelos agrícolas, rango para Alemania (Kloke, 1980)
0,1-2,4	vegetales (Bowen, 1979; Azcue, 1993)
0,1-3,2	mamíferos (Azcue, 1993)
0,13	suelos en Francia (Baize, 1997)
0,15	suelos cultivados, extraíble con HNO <sub>3</sub> , Rep. Democ. Alemana (Machelett et al., 1993)
0,2	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en USA (Holmgren et al., 1993)
0,2	suelos en Alemania (Barth y Hermite, 1987)
0,2-41	suelos, rango para el Reino Unido (McGrath y Loveland, 1992)
0,2-139	organismos del suelo, rango (Martin y Coughtrey, 1982)

0,22	suelos cultivados de Francia (Baize, 1997)
0,22	arcillas (Alloway, 1995)
0,26	suelos agrícolas, en USA (Holmgren et al., 1993)
0,31	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en Suiza (Meyer, 1991)
0,41	suelos cultivados, extraíble con agua regia, en Polonia (Ducka, 1992)
0,44	suelos cultivados, República Federal Alemana (Crossman y Wustermann, 1992)
0,45	suelos naturales hidromorfos en Japón (Kitagishi y Yamane, 1981)
0,5	suelos, valor de referencia para Canadá (ICEQC, 1991)
0,7	suelos, valor de investigación en Francia (ASPITET, Baize, 1997)
0,7-2	suelos naturales con moderadas anomalías, en Francia (Baize, 1997)
0,8	suelos, Reino Unido (McGrath y Loveland, 1992)
0,8	suelos, valor de referencia en Holanda (NMHPPE, 1994)
0,8	suelos, valor de referencia en Bélgica (BVRHABTGG, 1995)
0,8	suelos, extraíble por HNO <sub>3</sub> , nivel máximo para Suiza (Baize, 1977)
<1-240	arcillas, rango (Alloway, 1995)
<1-3410	lodos, rango de los utilizados en agricultura (Alloway, 1995)
1	suelos, en RU (Barth y Hermite, 1987)
1	suelos, nivel máximo con pH<7 para aplicar lodos en España (BOE 1/10/90)
1	suelos, valor de referencia N1 en Galicia (CICDXI.XG, 1997)
1-3	suelos, ligera contaminación, clase 1 del GLC del RU (Kelly, 1979)
1-3	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en la UE (McGrath et al., 1994)
1,6	suelos, nivel máximo para aplicación de lodos en Canadá (Sheppard et al., 1992)
2	límite de detección para Espectroscopía de absorción atómica
2	suelos, nivel de intervención, parques y agricultura en Bélgica (Adriano et al., 1997)
2	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en Francia (AFNOR NF U 44-041, 1985)
2	suelos, valor de referencia en Francia (Barth y Hermite, 1987)
2	suelos, nivel de anomalía para los suelos de Francia (GoJin, 1983)
2-7	suelos naturales con fuertes anomalías, en Francia (Baize, 1997)
2,5	suelos, extractos DTPA, nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
3	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en Reino Unido (Ross, 1996)
3	suelos, valor de referencia en Alemania (Barth y Hermite, 1987)
3	suelos, nivel máximo "trigger" para jardines en Reino Unido (ICRCL, 1987)
3	suelos agrícolas, nivel de intervención para Alemania (Kloke, 1980)
3	suelos, nivel máximo con pH>7 para aplicar lodos en España (BOE 1/10/90)
3	suelos, nivel de intervención para agricultura en Canadá (Sheppard et al., 1992)
3,5	suelos, valor de referencia en RU (Barth y Hermite, 1987)
3-8	suelos, nivel tóxico (Kabata Pendias y Pendias, 1984)
3-10	suelos, contaminación moderada, clase 2 del GLC del RU (Kelly, 1979)
4	límite de detección para fluorescencia de rayos X
4	suelos, nivel de intervención para áreas residenciales, Ontario (Sheppard et al., 1992)
4	suelos, nivel de investigación en Francia (Godin, 1983)
5-30	vegetales contaminados (Kabata Pendias y Pendias, 1984)
5,4	suelos, extractos HNO <sub>3</sub> , nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
6	suelos, nivel de intervención para áreas residenciales en Bélgica (Adriano et al., 1997)
6-8	suelos, nivel de intervención para áreas comerciales en Ontario (Sheppard et al., 1992)
10	suelos, nivel de tratamiento en Francia (Godin, 1983)
10-50	suelos, contaminación fuerte, clase 3 del GLC del RU (Kelly, 1979)
12	suelos, nivel de intervención en Holanda (NMHPPE, 1994)
12	suelos, nivel ecotoxicológico (Van der Berg, 1993)
15	suelos, nivel máximo "trigger" para parques y zonas recreativas RU (ICRCL, 1987)

15	suelos, nivel de intervención para áreas recreativas en Bélgica (Adriano et al., 1997)
20	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en USA (McGrath et al., 1994)
20	lodos, nivel máximo para aplicar a suelos con pH<7 en España (BOE1/10/90)
20	suelos, nivel de urgencia para Francia (Godin, 1983)
20-40	lodos, nivel máximo para agricultura en la UE (Alloway, 1995)
30	suelos, nivel de intervención para áreas industriales en Bélgica (Adriano et al., 1997)
35	suelos, umbral de toxicología humana (Van der Berg, 1993)
40	lodos, nivel máximo para aplicar a suelos con pH>7 en España (BOE1/10/90)
>50	suelos, contaminación inusualmente fuerte, clase B del GLC del RU (Kelly, 1979)
85	lodos, nivel máximo para agricultura en USA (Alloway, 1995)

Fuente: C.M.A.J.A (1999)

### Cuadro 37. Valores característicos para el Plomo.

120 ng/m <sup>3</sup>	aire en Europa (Bowen, 1979)
0,001 mg/L	solución del suelo, nivel tóxico (Bohn et al. 1985)
3 µg/L	agua de riego (Azcue, 1993)
11 µg/L	agua en el suelo, valor de referencia MTR en Holanda (NMHPPE, 1998)
0,003-3	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de referencia en Alemania (Prueb, 1997)
0,03	límite de detección para ICP-MS
0,1 mg/L	agua potable para ganado, máximo WQC (ESB, 1972)
0,1-120	suelos agrícolas, rango para Alemania (Kloke, 1980)
0,2-20	vegetales (Bowen, 1979; Azcue, 1993)
0,2-30	mamíferos (Azcue, 1993)
1	solución del suelo, nivel tóxico en Suiza (Ewers, 1991)
1,1-27	estiércol (Alloway, 1995)
1,3-2240	compost para agricultura (Alloway, 1995)
2	límite de detección para fluorescencia de rayos X
2-200	suelos naturales (Alloway, 1968; Bohn et al. 1985)
2-300	suelos naturales (Swaine, 1955; Bowen, 1979)
2-93	suelos, rango normal para Francia (Baize, 1997)
3	basaltos (Alloway, 1995)
3	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de intervención en Alemania (Prueb, 1997)
3-16338	suelos, rango para el RU (McGrath y Loveland, 1992)
5 mg/L	agua de riego, uso continuo, máximo recomendado por US-EPA (Crook y Bastian, 1992)
5,5	suelos, extractos DTPA, nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
5,7	calizas (Alloway, 1995)
7-225	fertilizantes (Ross, 1996; Alloway, 1995)
7,5-135	suelos agrícolas, rango para USA (Holmgren et al., 1993)
9-50	suelos naturales sin anomalías, en Francia (Baize, 1997)
10	suelos naturales (Alloway, 1968)
10	areniscas (Alloway, 1995)
10	corteza terrestre (Bohn et al. 1985)
10 mg/L	agua de riego, corto plazo en suelo de pH=7, máximo US-EPA (Crook y Bastian, 1992)
11	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en USA (Holmgren et al., 1993)
12,3	suelos agrícolas, en USA (Holmgren et al., 1993)
14-15	corteza terrestre (Alloway, 1995; Baize, 1997)
14	serpentinas y peridotitas (Alloway, 1995)
15	límite de detección para Espectroscopía de absorción atómica

17	suelos cultivados, extraíble con HNO <sub>3</sub> , Rep. Democ. Alemana (Machelett et al., 1993)
18,8	suelos cultivados, extraíble con agua regia, en Polonia (Ducka, 1992)
<20	agua de riego (Ross, 1996)
20-1250	enmiendas calizas (Alloway, 1995)
20,4	suelos, extractos HNO <sub>3</sub> , nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
22,6	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en Suiza (Meyer, 1991)
22-34	suelos, valor de referencia N1 en Galicia (CICDXI.XG, 1997)
23	arcillas (Alloway, 1995)
24	granitos (Alloway, 1995)
29	suelos naturales hidromorfos en Japón (Kitagishi y Yamane, 1981)
30	suelos en Alemania (Barth y Hermite, 1987)
30-300	vegetales contaminados (Kabata Pendias y Pendias, 1984)
36	suelos cultivados, República Federal Alemana (Crossman y Wustermann, 1992)
40	suelos, valor de referencia en Bélgica (BVRHABTGG, 1995)
50	suelos, nivel máximo con pH<7 para aplicar lodos en España (BOE 1/10/90)
50	suelos en RU (Barth y Hermite, 1987)
50	suelos, extraíble por HNO <sub>3</sub> , nivel máximo para Suiza (Baize, 1977)
50-300	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en la UE (McGrath et al., 1994)
60	suelos, nivel máximo para aplicación de lodos en Canadá (Sheppard et al., 1992)
60	suelos, nivel de investigación en Francia (ASPITET, Baize, 1997)
60-90	suelos naturales con moderadas anomalías, en Francia (Baize, 1997)
85	suelos, valor de referencia en Holanda (NMHPPE, 1991)
100	suelos, valor de referencia en Alemania (Barth y Hermite, 1987)
100	suelos, nivel de anomalía para los suelos de Francia (Godin, 1983)
100	suelos, nivel de intervención en Italia (GRER, 1996)
100	suelos agrícolas, nivel de intervención para Alemania (Kloke, 1980)
100	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en Francia (AFNOR NF U 44-041, 1985)
100-400	suelos, nivel tóxico (Kabata Pendias y Pendias, 1984)
100-3000	suelos naturales con fuertes anomalías, en Francia (Baize, 1997)
200	suelos, nivel de intervención, parques y agricultura en Bélgica (Adriano et al., 1997)
200	suelos, nivel de investigación en Francia (Godin, 1983)
290	suelos, nivel ecotoxicológico (van der Berg, 1993)
300	suelos, umbral de toxicología humana (van der Berg, 1993)
300	suelos, nivel máximo con pH>7 para aplicar lodos en España (BOE 1/10/90)
375	suelos, nivel de intervención en agricultura en Canadá (Sheppard et al., 1992)
400	suelos, nivel de intervención para áreas residenciales en Bélgica (Adriano et al., 1997)
500	suelos, nivel máximo "trigger" para jardines en RU (ICRCL, 1987)
500	suelos, nivel de intervención para áreas residenciales en Ontario (Sheppard et al., 1992)
500	suelos, nivel de tratamiento en Francia (Godin, 1983)
530	suelos, nivel de intervención en Holanda (NMHPPE, 1991)
550	suelos, valor de referencia en RU (Barth y Hermite, 1987)
750	lodos, nivel máximo en lodos para aplicar a suelos con pH<7 en España (BOE1/10/90)
750-1200	lodos, nivel máximo para agricultura en la UE (Alloway, 1995)
840	lodos, nivel máximo para agricultura en USA (Alloway, 1995)
1000	suelos, nivel de intervención para áreas comerciales en Ontario (Sheppard et al., 1992)
1000	suelos, nivel de urgencia para Francia (Godin, 1983)
1200	lodos, nivel máximo en lodos para aplicar a suelos con pH>7 en España (BOE1/10/90)
1500	suelos, nivel de intervención para áreas recreativas en Bélgica (Adriano et al., 1997)
2000	suelos, nivel máximo ("trigger") para parques y zonas recreativas RU (ICRCL, 1978)
2500	suelos, nivel de intervención para áreas industriales en Bélgica (Adriano et al., 1997)

Fuente: C.M.A.J.A (1999)



### Cuadro 38. Valores característicos para el Zinc.

1200 ng/m <sup>3</sup>	aire en Europa (Bowen, 1979)
<0,005 mg/L	solución del suelo, nivel tóxico (Bohn et al. 1985)
0,05-100 µg/L	agua de lluvia (Azcue, 1993)
9,4 µg/L	agua en el suelo, valor de referencia MTR en Holanda (NMHPPE, 1998)
10 µg/L	agua de riego (Azcue, 1993)
0,1-5	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de referencia en Alemania (Prueb, 1997)
0,3	límite de detección para ICP-MS
0,5	solución del suelo, nivel tóxico en Suiza (Ewers, 1991)
1	límite de detección para fluorescencia de rayos X
1-400	vegetales (Bowen, 1979; Azcue, 1993)
1-900	suelos naturales (Bowen, 1979)
1-1450	fertilizantes (Ross, 1996; Alloway, 1995)
2	límite de detección para Espectroscopía de absorción atómica
2-264	suelos agrícolas, rango para USA (Holmgren et al., 1993)
2,5	suelos, extraíble por EDTA, en RU (Barth y Hermite, 1987)
3-50	suelos agrícolas, rango para Alemania (Kloke, 1980)
4-351	suelos, rango normal para Francia (Baize, 1997)
5	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de intervención en Alemania (Prueb, 1997)
5-3648	suelos, rango para el Reino Unido (McGrath y Loveland, 1992)
6,3	suelos, extractos DTPA, nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
10-100	suelos naturales sin anomalías, en Francia (Baize, 1997)
10-300	suelos naturales (Swaine, 1955; Alloway, 1968)
10-450	enmiendas calizas (Alloway, 1995)
15-566	estiércol (Alloway, 1995)
17,4	suelos, extractos HNO <sub>3</sub> , nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
20	calizas (Alloway, 1995)
24 mg/L	agua potable para ganado, máximo WQC (ESB, 1972)
30	areniscas (Alloway, 1995)
34	suelos cultivados, extraíble con HNO <sub>3</sub> , Rep. Democ. Alemana (Machelett et al., 1993)
40	suelos cultivados, extraíble con agua regia, en Polonia (Ducka, 1992)
50	suelos naturales (Alloway, 1968)
50	suelos en Alemania (Barth y Hermite, 1987)
50-100	rocas ígneas (Alloway, 1995)
53	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en USA (Holmgren et al., 1993)
56	suelos agrícolas, en USA (Holmgren et al., 1993)
62	suelos, valor de referencia en Bélgica (BVRHABTGG, 1995)
62	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en Suiza (Meyer, 1991)
65-75	corteza terrestre (Alloway, 1995; Baize, 1997)
67	suelos cultivados, República Federal Alemana (Crossman y Wustermann, 1992)
70-400	suelos, nivel tóxico (Kabata Pendias y Pendias, 1984)
72	suelos en Francia (Baize, 1997)
75-250	mamíferos (Azcue, 1993)
80	corteza terrestre (Bohn et al. 1985)
82-5894	compost para agricultura (Alloway, 1995)
97	suelos, Reino Unido (McGrath y Loveland, 1992)

Fuente: C.M.A.J.A (1999)

### Cuadro 39. Valores característicos para el Cobre

340 ng/m <sup>3</sup>	aire, en Europa (Bowen, 1979)
0,01-15 µg/L	agua de lluvia (Azcue, 1993)
1,5 µg/L	agua en el suelo, valor de referencia MTR en Holanda (NMHPPE, 1998)
3 µg/L	agua de riego (Azcue, 1993)
0,02	nivel mínimo de detección con ICP-MS
0,03-0,3mg/L	solución del suelo, nivel tóxico (Bohn et al. 1985)
0,2 mg/L	agua de riego, uso continuo, máximo recomendado por US-EPA (Crook y Bastian, 1992)
0,2-538	rango para organismos del suelo (Martin y Coughtrey, 1982)
0,25-0,4	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de referencia en Alemania (Prueb, 1997)
0,5 mg/L	agua potable para ganado, máximo WQC (ESB, 1972)
0,5-495	suelos agrícolas, rango para USA (Holmgren et al., 1993)
0,7	solución del suelo, nivel tóxico en Suiza (Ewers, 1991)
1	nivel mínimo de detección con Fluorescencia de Rayos-X
1	suelos, extraíble con NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> , nivel de intervención en Alemania (Prueb, 1997)
1-20	suelos agrícolas, rango para Alemania (Kloke, 1980)
1-26	mamíferos (Azcue, 1993)
1-300	fertilizantes (Alloway, 1995)
1-1508	suelos, rango para Inglaterra y Gales (McGrath y Loveland, 1992)
2-20	suelos naturales sin anomalías, en Francia (Baize, 1997)
2-28	suelos naturales, rango normal para Francia (Baize, 1997)
2-100	suelos naturales, rango (Allaway, 1968; Bohn et al. 1985)
2-172	estiércol (Alloway, 1995)
2-250	suelos naturales, rango (Swaine, 1955; Bowen, 1979)
4-20	vegetales, (Allaway, 1968; Bowen 1979; Azcue, 1993)
4,2	suelos, extractos DTPA, nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
5	nivel mínimo de detección con Espectroscopía de Absorción Atómica
5	suelos, extraíble con EDTA en RU (Barth y Hermite, 1987)
5 mg/L	agua de riego, corto plazo en suelo de pH=7, máximo US-EPA (Crook y Bastian, 1992)
5,5	calizas (Alloway, 1995)
6,3	suelos cultivados, extraíble con agua regia, en Polonia (Ducka, 1992)
8,8	suelos cultivados, extraíble con HNO <sub>3</sub> , Rep. Democ. Alemana (Machelett et al., 1993)
12,4	suelos naturales, en Francia (Baize, 1997)
13-90	rocas ígneas (Alloway, 1995)
13-3580	compost (Alloway, 1995)
15	suelos cultivados, República Federal Alemana (Crossman y Wustermann, 1992)
17	suelos, valor de referencia en Bélgica (BVRHABTGG, 1995)
18,5	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en USA (Holmgren et al., 1993)
20	suelos naturales (Allaway, 1968)
20-25	suelos, valor de referencia NI en Galicia (CICDXI.XG, 1997)
20-62	suelos naturales con moderadas anomalías, en Francia (Baize, 1997)
20-100	vegetales, nivel de toxicidad (Kabata Pendias y Pendias, 1992)
21,5	suelos, extractos HNO <sub>3</sub> , nivel de toxicidad (Chang y Broadbent, 1981)
23	suelos, Inglaterra y Gales (McGrath y Loveland, 1992)
23,6	suelos cultivados, extraíble por HNO <sub>3</sub> , en Suiza (Meyer, 1991)
30	arenisca (Alloway, 1995)
30	suelos agrícolas de USA (Holmgren et al., 1993)
30	suelos en Alemania (Barth y Hermite, 1987)
30	suelos (Azcue, 1993)
32	suelos naturales hidromorfos en Japón (Kitagishi y Yamane, 1981)

35	suelos, nivel de investigación en Francia (ASPITET, Baize, 1997)
36	suelos, valor de referencia en Holanda (NMHPPE, 1991)
39	arcillas (Alloway, 1995)
45-50	corteza terrestre (Alloway, 1995; Baize, 1997)
50	suelos, extraíble con EDTA, nivel máximo ("trigger") RU (ICRCL, 1978)
50	suelos, nivel máximo con pH<7 para aplicar lodos en España (BOE 1/10/90)
50	suelos, extracto con HNO <sub>3</sub> , en Suiza (Ordonnance OSOL, 1986)
50	suelos agrícolas, extraíble con EDTA, Inglaterra (Baize, 1997)
50-140	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en la UE (McGrath et al., 1994)
60-125	suelos, nivel de toxicidad (Kabata Pendias y Pendias, 1992)
70	corteza terrestre (Bohn et al. 1985)
100	suelos, máximo permitido para aplicar lodos en Canadá (Sheppard et al., 1992)
100	suelos, nivel de anomalía en Francia (Godin, 1983)
100	suelos, valor de referencia en Francia (AFNOR, 1985)
100	suelos, valor de referencia en Alemania (Barth y Hermite, 1987)
100-200	suelos, ligera contaminación, clase 1 del GLC del RU (Kelly, 1979)
100	suelos, nivel de intervención en Italia (GRER, 1996)
100	suelos agrícolas, nivel de intervención para Alemania (Kloke, 1980)
130	suelos, nivel máximo "trigger" para usos varios en RU (ICRCL, 1978)
140	suelos no calcáreos, extr. con EDTA, nivel de referencia en RU (Barth y Hermite, 1987)
150	suelos, nivel de intervención en Canadá (Sheppard et al., 1992)
190	suelos, nivel ecotoxicológico (van der Berg, 1993)
190	suelos, nivel de intervención en Holanda (NMHPPE, 1991)
200	suelos, nivel de intervención para Parques Naturales y agric. en Bélgica (Stringer, 1990)
200	suelos, nivel de intervención para áreas residenciales en Ontario (Sheppard et al., 1992)
200	suelos, nivel de investigación en Francia (Godin, 1983)
200-500	suelos, contaminación moderada, clase 2 del GLC del RU (Kelly, 1979)
210	suelos, nivel máximo con pH>7 para aplicar lodos en España (BOE 1/10/90)
280	suelos calcáreos, extraíble con EDTA, nivel de referencia en RU (Barth y Hermite, 1987)
300	suelos, nivel de intervención para áreas comerciales en Ontario (Sheppard et al., 1992)
400	suelos, nivel de intervención para áreas residenciales en Bélgica (Adriano et al., 1997)
500	suelos, nivel de intervención para áreas recreativas en Bélgica (Adriano et al., 1997)
500	suelos, nivel de tratamiento en Francia (Godin, 1983)
500-2500	suelos, fuerte contaminación, clase 3 del GLC del RU (Kelly, 1979)
800	suelos, nivel de intervención para áreas industriales en Bélgica (Adriano et al., 1997)
1000	suelos, nivel de urgencia en Francia (Godin, 1983)
1000	lodos, nivel máximo para aplicar a suelos con pH<7 en España (BOE 1/10/90)
1000-1750	lodos, para aplicar en agricultura en Unión Europea (Alloway, 1995)
1500	suelos, nivel máximo para aplicar lodos en USA (McGrath et al., 1994)
1750	lodos, nivel máximo para aplicar a suelos con pH>7 en España (BOE 1/10/90)
>2500	suelos, contaminación inusualmente fuerte, clase B del GLC del RU (Kelly, 1979)
3000	lodos, nivel máximo permitido para agricultura en USA (Alloway, 1995)
4300	lodos, para aplicar en agricultura en USA (Alloway, 1995)
16000	suelos, nivel toxicológico humano (van der Berg, 1993)

Fuente: C.M.A.J.A (1999)

## NIVELES DE REFERENCIAS EXISTENTES EN EL MUNDO PARA MINERALES

**Cuadro 40. Elementos minerales: Niveles de contenidos del P (ppm) en suelos Según Contreras, (2004). Teniendo en cuenta la textura y contenido de carbonatos para los efectos ambientales**

Nivel	Concentración
Muy bajo	0-12 ppm
Bajo	5-24 ppm
Normal	9-36 ppm
Alto	13-60 ppm
Muy alto	21-96 ppm

Fuente CONTRERAS (2004)

**Cuadro 41. Elementos minerales (mg g<sup>-1</sup>) en muestras de suelo colectadas en el Amarillo, en comparación de valores promedios para suelo según Larcher, (1995).**

Elemento	El Amarillo	Promedios Según LARCHER
N	7.15 ± 0.10	2
P	0.47 ± 0.12	0.8
K	6.68 ± 0.50	14
Ca	0.67 ± 0.01	15
Mg	0.80 ± 0.01	5
Al	20 ± 0	70
Fe	10 ± 0	40
Mn	0.045 ± 0.004	1
Ni	0.040 ± 0	0.05
Cu	0.060 ± 0	0.03
Cr	0.014 ± 0.001	-
Pb	no detectable	0.03
Co	no detectable	0.008
Cd	no detectable	-

Fuente: OLIVARES (2000)

**Cuadro 42. Elementos minerales Estándares usados para suelos de la región pampeana**

Estándar	Cobre**	Hierro** (mgkg-1)	Manganeso*** (mgkg-1)
Alto	> 1,4	> 67	> 155
Moderado	1 – 1,4	30 - 67	50 – 100
Bajo	< 1	< 30	< 50

\*\*\*SILLANPÄÄ (1982) \*\* FERTILIZAR (1995); unidades en ppm

**Cuadro 43. Niveles de referencia para Carbonatos**

Contenido de CaCO <sub>3</sub> (%)	Interpretación
0.01 - 5.09	Muy bajo
5.1 - 10.09	Bajo
10.1 - 20.09	Normal
20.1 - 40	Alto
40.01 - 99.99	Muy alto

Fuente: LICON *et al.* (2001)

**Cuadro 44. Niveles de referencia para Materia Orgánica**

Contenido de M.O. (%)	SUELO	SUELO	SUELO
	ARENOSO	FRANCO	ARCILLOSO
Muy bajo.	0.01 - 1.25	0.01 - 1	0.01 - 1.5
Bajo	1.26 - 2	1.01 - 1.75	1.51 - 2.5
Normal	2.01 - 3	1.76 - 2.5	2.51 - 3.5
Alto	3.01 - 4	2.51 - 3.5	3.51 - 4.5
Muy alto	4.01 - 9.99	3.51 - 9.99	4.51 - 9.99

Fuente: LICON *et al.* (2001)

**Cuadro 45. Niveles de referencia para los nutrientes en el suelo en sur América**

Nutriente	Nivel	Unidad	Esc.Agro.U. de Chile	INIA
Nitrógeno aprovechable	Bajo	ppm	0-25	<20
	Medio	ppm	25-50	20-40
	Alto	ppm	>50	> 40
Fósforo aprovechable	Bajo	ppm	0-7	0-3
	Medio	ppm	7-15	4-7
	Alto	ppm	> 15	7-15
Potasio aprovechable(c/acetato) de amonio	Bajo	ppm	<50	<75
	Normal	ppm	>50	>75
Nitrógeno total	Alto	%	0,20-0,35	-
	Medio	%	0,05-0,20	-
	Bajo	%	0,02-0,05	-
	Turba	%	<0,02	-
Calcio	Alto	meq/100 g	> 10	-
	Medio		5-10	-
	Bajo		2-5	-
	Muy bajo		<2	-
Manganeso	Alto	meq/100 g	>3	-
	Medio		1,3-3,0	-
	Bajo		0,5-1,3	-
	Muy bajo		<0,5	-
Magnesio	Alto	meq/100 g	>3	-
	Medio		1,3-3,0	-
	Bajo		0,5-1,3	-
	Muy bajo		<0,5	-
Potasio	Alto	meq/100g	0,6-1,3	-
	Medio		0,3-0,6	-
	Bajo		0,2-0,3	-
	Muy bajo		<0,2	-
Sodio	Alto	meq/100g	>0,6	-
	Medio		0,3-0,6	-
	Bajo		<0,3	-

Fuente: CONAMA (1996).

**Cuadro 46. Niveles de Potencial de fertilidad de suelos**

Parámetro	contenidos
pH	6-8
Conductividad eléctrica (ds/cm)	1-2
Materia orgánica %	1.5
Nitratos	30ppm
Fósforo	20ppm
Sodio	250ppm
Potasio	180ppm
Calcio	2000ppm
Magnesio	250ppm
Fierro	5.0ppm
Manganeso	2.5ppm
Cinc	1.5ppm
Cobre	1.0ppm
CIC	35 me/100g
Cloruros	10 me/lt
Carbonatos	1.0 me/lt
Bicarbonatos	3 meq/lt
Sulfatos	2.5 -5.0 meq/L

Fuente: AGUILAR *et al.* (1987); LICON *et al.* (2001)

## CUADROS DE ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

**Cuadro 47. Análisis estadístico descriptivo.**

	N	Rango	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	Varianza
% Arcilla	36	66,00	9,00	75,00	26,6667	13,64447	186,171
pH 1:1	36	3,55	3,41	6,96	4,8642	1,16510	1,357
% M.O	36	5,17	,25	5,42	2,3039	1,16001	1,346
CiCe Cmol(+)/kg	36	5,61	4,38	9,99	7,1000	1,24583	1,552
CaCO <sub>3</sub> %	36	43,59	,08	43,67	2,7437	8,79986	77,438
Cd ppm	36	1,36	,55	1,91	,8183	,35005	,123
Pb ppm	36	2,61	,67	3,28	1,9386	,71004	,504
Cu ppm	36	3,16	,41	3,57	1,4817	,89789	,806
Zn ppm	36	5,36	,85	6,21	2,2144	1,26299	1,595
Mn ppm	36	71,24	2,06	73,30	35,1583	25,11728	630,878
Fe ppm	36	80,40	11,45	91,85	76,4222	19,74471	389,853
N válido (según lista)	36						

**Cuadro 48. Correlación entre contenidos de pH y metales**

		pH 1:1	Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Zn ppm	Mn ppm	Fe ppm
pH 1:1	Correl. Pearson	1	,140	,089	,619**	,391*	,638**	-,534**
	Sig. (bilateral)		,414	,607	,000	,018	,000	,001
Cd ppm	Correl. Pearson	,140	1	-,132	-,069	,532**	,447**	-,215
	Sig. (bilateral)	,414		,443	,690	,001	,006	,208
Pb ppm	Correl. Pearson	,089	-,132	1	,034	-,039	-,132	,018
	Sig. (bilateral)	,607	,443		,845	,821	,443	,915
Cu ppm	Correl. Pearson	,619**	-,069	,034	1	,067	,386*	-,021
	Sig. (bilateral)	,000	,690	,845		,697	,020	,905
Zn ppm	Correl. Pearson	,391*	,532**	-,039	,067	1	,469**	-,079
	Sig. (bilateral)	,018	,001	,821	,697		,004	,647
Mn ppm	Correl. Pearson	,638**	,447**	-,132	,386*	,469**	1	-,407*
	Sig. (bilateral)	,000	,006	,443	,020	,004		,014
Fe ppm	Correl. Pearson	-,534**	-,215	,018	-,021	-,079	-,407*	1
	Sig. (bilateral)	,001	,208	,915	,905	,647	,014	

\*\* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

\* La correlación es significante al nivel 0,05 (bilateral).



**Cuadro 49. Correlación entre contenidos de Carbonatos y metales**

		CaCO3 %	Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Zn ppm	Mn ppm	Fe ppm
CaCO3 %	Correl. Pearson	1	-,026	,194	,221	,012	,249	-,714**
	Sig. (bilateral)		,882	,257	,196	,946	,142	,000
Cd ppm	Correl. Pearson	-,026	1	-,132	-,069	,532**	,447**	-,215
	Sig. (bilateral)	,882		,443	,690	,001	,006	,208
Pb ppm	Correl. Pearson	,194	-,132	1	,034	-,039	-,132	,018
	Sig. (bilateral)	,257	,443		,845	,821	,443	,915
Cu ppm	Correl. Pearson	,221	-,069	,034	1	,067	,386	-,021
	Sig. (bilateral)	,196	,690	,845		,697	,020	,905
Zn ppm	Correl. Pearson	,012	,532**	-,039	,067	1	,469**	-,079
	Sig. (bilateral)	,946	,001	,821	,697		,004	,647
Mn ppm	Correl. Pearson	,249	,447**	-,132	,386	,469**	1	-,407
	Sig. (bilateral)	,142	,006	,443	,020	,004		,014
Fe ppm	Correl. Pearson	-,714**	-,215	,018	-,021	-,079	-,407	1
	Sig. (bilateral)	,000	,208	,915	,905	,647	,014	

\*\* . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

\* . La correlación es significante al nivel 0,05 (bilateral).

**Cuadro 50. Correlación entre contenidos de materia organica y metales**

		% M.O	Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Zn ppm	Mn ppm	Fe ppm
% M.O	Correl. Pearson	1	,191	,085	-,042	-,154	-,099	-,010
	Sig. (bilateral)		,264	,621	,807	,369	,567	,956
Cd ppm	Correl. Pearson	,191	1	-,132	-,069	,532**	,447**	-,215
	Sig. (bilateral)	,264		,443	,690	,001	,006	,208
Pb ppm	Correl. Pearson	,085	-,132	1	,034	-,039	-,132	,018
	Sig. (bilateral)	,621	,443		,845	,821	,443	,915
Cu ppm	Correl. Pearson	-,042	-,069	,034	1	,067	,386	-,021
	Sig. (bilateral)	,807	,690	,845		,697	,020	,905
Zn ppm	Correl. Pearson	-,154	,532**	-,039	,067	1	,469**	-,079
	Sig. (bilateral)	,369	,001	,821	,697		,004	,647
Mn ppm	Correl. Pearson	-,099	,447**	-,132	,386	,469**	1	-,407
	Sig. (bilateral)	,567	,006	,443	,020	,004		,014
Fe ppm	Correl. Pearson	-,010	-,215	,018	-,021	-,079	-,407	1
	Sig. (bilateral)	,956	,208	,915	,905	,647	,014	

\*\* . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

\* . La correlación es significante al nivel 0,05 (bilateral).

**Cuadro 51. Correlación entre contenidos de arcilla y metales**

		% Arcilla Cd ppm Pb ppm Cu ppm Zn ppm Mn ppm Fe ppm						
% Arcilla	Correl. Pearson	1	-,128	-,065	-,351	-,150	-,338	,179
	Sig. (bilateral)		,457	,706	,036	,382	,044	,296
Cd ppm	Correl. Pearson	-,128	1	-,132	-,069	,532**	,447**	-,215
	Sig. (bilateral)	,457		,443	,690	,001	,006	,208
Pb ppm	Correl. Pearson	-,065	-,132	1	,034	-,039	-,132	,018
	Sig. (bilateral)	,706	,443		,845	,821	,443	,915
Cu ppm	Correl. Pearson	-,351	-,069	,034	1	,067	,386	-,021
	Sig. (bilateral)	,036	,690	,845		,697	,020	,905
Zn ppm	Correl. Pearson	-,150	,532**	-,039	,067	1	,469**	-,079
	Sig. (bilateral)	,382	,001	,821	,697		,004	,647
Mn ppm	Correl. Pearson	-,338	,447**	-,132	,386	,469**	1	-,407
	Sig. (bilateral)	,044	,006	,443	,020	,004		,014
Fe ppm	Correl. Pearson	,179	-,215	,018	-,021	-,079	-,407	1
	Sig. (bilateral)	,296	,208	,915	,905	,647	,014	

\*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

\*\*.. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

**Cuadro 52. Correlación entre metales**

		Cd ppm	Pb ppm	Cu ppm	Zn ppm	Mn ppm	Fe ppm
Cd ppm	Correl. Pearson	1	-,132	-,069	,532**	,447**	-,215
	Sig. (bilateral)		,443	,690	,001	,006	,208
Pb ppm	Correl. Pearson	-,132	1	,034	-,039	-,132	,018
	Sig. (bilateral)	,443		,845	,821	,443	,915
Cu ppm	Correl. Pearson	-,069	,034	1	,067	,386	-,021
	Sig. (bilateral)	,690	,845		,697	,020	,905
Zn ppm	Correl. Pearson	,532**	-,039	,067	1	,469**	-,079
	Sig. (bilateral)	,001	,821	,697		,004	,647
Mn ppm	Correl. Pearson	,447**	-,132	,386	,469**	1	-,407
	Sig. (bilateral)	,006	,443	,020	,004		,014
Fe ppm	Correl. Pearson	-,215	,018	-,021	-,079	-,407	1
	Sig. (bilateral)	,208	,915	,905	,647	,014	

\*\*.. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

\*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

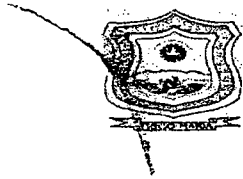


# ANALISIS DE SUELOS

Solicitante: QUIROZ RAMIREZ JOSE VICTOR



Número de Muestra		ANALISIS MECANICO				% CaCO3	pH 1:1	M.O. %	N %	P ppm	Cd	Pb	Mn	Fe	Zn	Cu	K <sub>2</sub> O kg/ha	CIC	CAMBIABLES Cmol(+)/kg						CICe	% Bas.Camb.	% Ac.Camb.	% Sat. Al
Codigo de Lab.	Codigo del USUARIO	Arena %	Arcilla %	Limo %	Textura														Ca	Mg	K	Na	Al	H				
M604	2 - CG 4	44	31	25	Franco Arcilloso	0,46	3,85	1,23	0,06	32,70	0,59	3,25	2,27	85,43	1,11	0,74	515,94	---	3,30	0,74	0,00	0,00	3,00	0,60	7,64	52,88	47,12	39,27
M605	2 - CG 5	84	9	7	Arenoso Franco	0,31	5,00	0,68	0,03	15,50	0,87	1,47	72,59	62,03	2,87	1,54	469,54	---	5,92	1,08	0,00	0,00	0,20	0,05	7,25	96,55	3,45	2,76
M506	1 - CG 6	8	53	39	Arcilloso	0,31	4,59	1,71	0,08	14,20	0,91	1,73	67,95	88,63	2,03	1,63	193,58	---	6,09	0,97	0,00	0,00	0,30	0,10	7,46	94,64	5,36	4,02
M607	1 - CG 5	82	11	7	Arenoso Franco	0,46	4,64	1,97	0,09	25,80	0,75	1,25	70,55	61,71	1,52	0,71	132,56	---	4,37	0,64	0,00	0,00	0,30	0,10	5,41	92,61	7,39	5,55
M608	1 - CG 11	26	41	33	Arcilloso	0,62	3,58	1,71	0,08	15,30	0,61	1,55	34,71	89,34	1,97	1,37	151,39	---	3,28	0,40	0,00	0,00	4,30	0,80	8,78	41,91	58,09	48,97
M609	1 - CG 10	16	51	33	Arcilloso	0,46	3,41	0,98	0,04	14,20	0,55	1,65	4,95	91,85	1,07	0,55	124,21	---	1,55	0,31	0,00	0,00	4,50	1,50	7,86	23,66	76,34	57,25
M610	1 - CG 16	16	75	9	Arcilloso	0,62	3,44	0,25	0,01	23,70	0,62	1,52	11,61	74,16	2,13	0,43	273,48	---	3,98	0,81	0,00	0,00	4,40	0,80	9,99	47,95	52,05	44,04
M611	1 - CG 12	58	23	19	Franco Arcilloso Arenoso	3,84	6,71	3,20	0,14	5,70	0,85	3,25	63,85	44,74	3,65	1,39	772,45	9,51	7,45	1,40	0,55	0,11	0,00	0,00	8,85	100,00	0,00	0,00
M612	1 - CG 4	28	35	37	Franco Arcilloso	0,38	3,85	2,96	0,13	12,70	0,63	1,57	3,02	89,09	2,96	0,41	213,56	---	3,09	0,76	0,00	0,00	3,40	0,80	8,05	47,83	52,17	42,24
M613	1 - CG 15	86	9	5	Arenoso Franco	43,67	6,95	0,50	0,02	10,30	0,83	3,17	71,99	23,47	2,28	2,12	63,63	6,86	5,46	0,85	0,38	0,17	0,00	0,00	6,31	100,00	0,00	0,00
M614	1 - CG 7	48	25	27	Franco Arcilloso Arenoso	0,31	3,72	2,96	0,13	11,80	0,64	1,65	4,13	74,37	1,32	0,47	144,10	---	1,83	0,31	0,00	0,00	3,80	0,80	6,74	31,75	68,25	56,38
M615	1 - CG 1	54	19	27	Franco Arenoso	0,31	3,67	3,69	0,17	34,50	0,62	2,21	9,35	90,47	1,33	1,03	445,95	---	3,69	0,65	0,00	0,00	4,10	0,70	9,14	47,48	52,52	44,86
M616	1 - CG 8	36	29	35	Franco Arcilloso	0,15	5,56	2,96	0,13	4,80	0,79	2,51	68,24	80,69	1,83	2,18	323,59	8,27	6,67	1,04	0,45	0,11	0,00	0,00	7,71	100,00	0,00	0,00
M617	1 - CG 2	28	37	35	Franco Arcilloso	0,62	5,00	2,46	0,11	22,40	0,91	2,48	46,86	88,09	4,19	1,57	245,51	---	3,60	0,53	0,00	0,00	0,20	0,05	4,38	94,29	5,71	4,57
M618	1 - CG 18	30	17	53	Franco Limoso	0,62	5,78	2,22	0,10	17,00	0,65	2,32	35,85	89,74	3,80	2,38	749,29	8,55	6,25	1,55	0,65	0,10	0,00	0,00	7,80	100,00	0,00	0,00
M619	1 - CG 9	36	25	39	Franco	0,31	5,09	1,97	0,09	13,90	1,09	1,20	20,18	89,07	3,83	1,42	703,12	---	5,75	1,22	0,00	0,00	0,25	0,05	7,27	95,87	4,13	3,44
M620	1 - CG 17	56	11	33	Franco Arenoso	11,07	6,72	0,98	0,04	6,90	0,57	2,19	36,19	87,38	1,43	2,99	741,03	7,71	6,23	0,93	0,44	0,11	0,00	0,00	7,16	100,00	0,00	0,00
M621	1 - CG 3	36	27	37	Franco Arcilloso	0,31	4,01	3,20	0,14	17,20	0,57	1,55	19,03	72,17	1,02	0,69	614,30	---	2,64	0,36	0,00	0,00	1,80	0,90	5,70	52,63	47,37	31,58
M622	1 - CG 13	54	13	33	Franco Arenoso	0,23	5,88	2,71	0,12	5,20	0,61	2,45	26,49	85,26	1,21	3,57	412,01	6,73	5,10	1,02	0,49	0,12	0,00	0,00	6,12	100,00	0,00	0,00
M623	1 - CG 14	36	35	29	Franco Arcilloso	0,46	4,68	1,48	0,07	4,40	0,81	1,39	44,98	81,47	1,84	3,53	234,51	---	5,63	1,00	0,00	0,00	0,25	0,10	6,98	94,99	5,01	3,58
M624	2 - CG 1	30	25	45	Franco	0,46	4,30	2,22	0,10	10,70	1,91	1,79	37,46	88,97	4,29	0,74	369,32	---	5,28	0,63	0,00	0,00	0,25	0,20	6,36	92,92	7,08	3,93
M625	2 - CG 2	26	35	39	Franco Arcilloso	0,31	3,86	1,48	0,07	15,90	0,57	1,28	19,95	72,17	0,98	0,74	97,96	---	1,87	0,29	0,00	0,00	2,10	0,70	4,96	43,55	56,45	42,34
M626	2 - CG 3	40	25	35	Franco	0,31	4,08	1,97	0,09	16,80	0,59	0,72	20,93	72,41	1,03	0,79	619,87	---	2,49	0,43	0,00	0,00	1,40	0,50	4,82	60,58	39,42	29,05
M627	2 - CG 16	56	17	27	Franco Arenoso	0,31	5,27	1,71	0,08	13,80	0,81	0,67	56,98	74,54	3,07	1,69	664,41	---	5,86	1,20	0,00	0,00	0,30	0,05	7,41	95,28	4,72	4,05
M628	2 - CG 13	86	13	1	Arenoso Franco	5,34	6,88	0,74	0,03	14,20	0,75	1,87	62,46	79,29	6,21	1,74	267,65	7,23	5,67	0,98	0,47	0,11	0,00	0,00	6,65	100,00	0,00	0,00
M629	2 - CG 12	48	29	23	Franco Arcilloso Arenoso	30,75	6,96	2,22	0,10	5,60	0,77	1,55	32,82	11,45	1,73	1,71	229,87	9,00	7,49	1,01	0,40	0,10	0,00	0,00	8,50	100,00	0,00	0,00
M630	2 - CG 18	56	11	33	Franco Arenoso	7,69	6,91	1,23	0,06	8,20	0,58	1,50	35,78	88,22	1,90	3,19	423,15	7,18	5,90	0,82	0,35	0,11	0,00	0,00	6,72	100,00	0,00	0,00



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA DE LA SELVA

Tingo María

Facultad de Agronomía - Laboratorio de Análisis de Suelos  
 analisiscsuelosunas@hotmail.com



**ANALISIS DE SUELOS**

Solicitante: QUIROZ RAMIREZ JOSE VICTOR

Número de Muestra		ANALISIS MECANICO				% CaCO3	pH 1:1	M.O. %	N %	P ppm	Cd	Pb	Mn	Fe	Zn	Cu	K <sub>2</sub> O kg/ha	CIC	CAMBIABLES Cmol(+)/kg						CIC <sub>e</sub>	% Bas.Camb.	% Ac.Camb.	% Sat. Al
Codigo de Lab	Codigo del USUARIO	Arena %	Arcilla %	Limo %	Textura														Ca	Mg	K	Na	Al	H				
M631	2-CG14	36	31	33	Franco Arcilloso	0,53	3,62	2,22	0,10	10,20	0,63	2,51	2,35	84,43	1,11	0,98	241,00	---	2,16	0,40	0,00	0,00	4,10	1,00	7,66	33,42	66,58	53,52
M632	2-CG10	48	27	25	Franco Arcilloso Arenoso	0,23	5,41	3,45	0,16	4,30	0,88	2,51	59,25	75,98	2,22	1,99	345,12	---	6,92	1,05	0,00	0,00	0,20	0,05	8,22	96,96	3,04	2,43
M633	2-CG17	34	25	41	Franco	0,31	4,51	5,42	0,24	11,20	0,66	1,23	30,76	85,81	1,23	2,91	441,31	---	5,08	0,84	0,00	0,00	0,35	0,10	6,37	92,94	7,06	5,49
M634	2-CG15	68	15	17	Franco Arenoso	4,61	6,36	4,43	0,20	3,60	1,55	1,01	73,30	29,12	2,50	0,95	229,60	8,20	6,60	1,05	0,44	0,11	0,00	0,00	7,65	100,00	0,00	0,00
M635	2-CG11	44	19	37	Franco	0,08	4,23	2,71	0,12	10,30	1,59	2,05	31,27	87,06	2,61	0,81	305,03	---	5,45	0,87	0,00	0,00	0,75	0,30	7,37	85,75	14,25	10,18
M636	2-CG9	54	19	27	Franco Arenoso	0,15	4,12	2,96	0,13	17,20	0,65	2,72	7,40	86,43	0,91	1,01	436,53	---	3,21	0,44	0,00	0,00	1,00	0,50	5,15	70,87	29,13	19,42
M637	2-CG8	44	31	25	Franco Arcilloso	0,69	3,68	2,97	0,13	24,60	0,64	3,28	5,28	89,82	2,07	0,61	220,59	---	1,91	0,23	0,00	0,00	4,00	0,60	6,74	31,75	68,25	59,35
M638	2-CG7	38	33	29	Franco Arcilloso	0,46	3,83	4,19	0,19	27,70	0,59	2,88	2,06	84,23	0,85	0,89	184,26	---	2,08	0,60	0,00	0,00	3,70	0,80	7,18	37,33	62,67	51,53
M639	2-CG6	56	29	15	Franco Arcilloso Arenoso	0,38	4,96	3,20	0,14	28,10	1,82	1,79	71,86	61,12	4,31	1,91	221,12	---	5,71	1,23	0,00	0,00	0,20	0,10	7,24	95,86	4,14	2,76

Fecha: 30 de Noviembre 2010

Factura Nº 240450

Muestreado por: El solicitante

Jefe de Laboratorio

**MAPAS**