

**ADSORCION DE CADMIO, CROMO Y MERCURIO EN SUELOS DEL VALLE DEL CAUCA A VARIOS VALORES DE pH**

Carmen Rosa Bonilla C.\*

Alvaro García O.\*\*

Luis Ernesto Castillo P.\*\*

**COMPENDIO**

Con el fin de observar el proceso de adsorción de Cd, Cr y Hg y determinar el efecto del pH sobre la adsorción de los metales indicados, se seleccionaron tres suelos de los órdenes predominantes en el Valle del Cauca que, por su ubicación, están siendo regados con aguas contaminadas o pueden llegar a serlo en un futuro. El pH de los suelos se ajustó con ácido acético al 1, 4 y 12% ó con NaOH 0.01 N para obtener valores lo más próximo posible a 5.7, 6.5 y 7.8. Se prepararon soluciones de equilibrio con cada metal (0.0, 0.28, 0.56, 1.12 y 2.25 mg/L) y se adicionaron a 0.25 g de suelo seco al aire y tamizado para pasar una malla de 2 mm. La extracción de los metales se realizó con HCl 0.01 N y se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica. La diferencia entre la concentración inicial y la final se consideró como la cantidad adsorbida por el suelo y la diferencia entre la cantidad adsorbida y la cantidad extraída con HCl 0.01 N se consideró como la cantidad retenida por el suelo. En general el Cd se adsorbe más a valores de pH neutro o alcalino en todos los suelos, debido a que su forma predominante es la divalente y tiende más a formar complejos solubles e insolubles con los aniones encontrados en el suelo por encima de pH 7.0. La adsorción de Cr y Hg es mayor a valores de pH ácido debido a que forman complejos con la materia orgánica del suelo y/o los óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn cuyas reacciones se ven favorecidas a estos valores de pH. La menor extracción (mayor retención) en todos los suelos se dió a valores de pH entre 6.4 y 6.6, indicando que en este pH los metales quedan fuertemente retenidos por el complejo de cambio y su disponibilidad hacia las plantas es mínima.

**ABSTRACT****CADMIUM, CHROMIUM AND MERCURY ADSORPTION ON CAUCA VALLEY SOILS AS A FUNCTION OF PH**

Soils irrigated with heavy metals contaminated water are common in Cauca Valley and there is not available information about of soil behavior and soil processes affected by Cd, Cr and Hg. Three soils of the main orders of Cauca Valley were collected and prepared for sorption experiments adjusting the pH to 5.7, 6.5 and 7.8 values using, 1, 4 and 12% acetic acid or 0.01 N NaOH. Six saturating solution of each metal (0.0, 0.28, 0.56, 1.12 and 2.25 mg L<sup>-1</sup>) were added to 0.25 g air dried and ground to pass a 2-mm sieve soil samples. The soil solution suspensions were shaken for 25 minutes and then extracted with 0.01N HCl. Cadmium, Cr and Hg concentrations were determined by atomic absorption spectrofotometry. The difference between the initial and final metal solution concentration was considered to be soil adsorbed and the amount 0.01 N HCl extracted as the metal retained by the soil. Cadmium adsorption in all the soils was higher at neutral or alkaline pH values due to the predominance of divalent solubles or insoluble metal-anion complexes formed in the soil at pH values higher than 7.0. The Cr and Hg adsorption is higher at acid values of pH due to the formation of complexes with the organic matter (chelation) or with Fe, Al or Mn hydrous oxids wich are favoreced at this pH values. The lower 0.01N HCl extraction (higher retention) was observed at pH values 6.4-6.6 in all the soils suggesting that in this range of pH this heavy metals are strongly adsorbed by the exchange complex and are not available to plants.

**INTRODUCCION**

Entre los agentes contaminantes que, debido a la actividad del hombre, modifican las condiciones del ambiente, se encuentran algunos metales pesados como Cd, Cr, Hg, Ni y Pb, que tienen

importancia por no presentar ningún tipo de degradación química o biológica y porque se pueden bioacumular en diversas formas inorgánicas o como compuestos orgánicos y permanecer en los organismos por largos períodos.

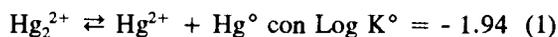
\* Estudiante de postgrado. Universidad Nacional de Colombia. A.A. 237 Palmira.

\*\* Instituto Colombiano Agropecuario - ICA. A.A. 233 Palmira

La concentración de metales pesados en los suelos agrícolas es generalmente baja; en los suelos las mayores concentraciones se deben fundamentalmente a la contaminación provocada por el hombre. Los contenidos de Cd suelen ser del orden de 0.1 a 4.67 Ug/g; este elemento es poco soluble en disoluciones que contengan fosfatos y carbonatos y por lo tanto su lixiviación en los suelos calcáreos es muy limitada y como consecuencia se acumula en los horizontes superficiales, pudiendo ser absorbido por las plantas en mayor o menor proporción, dependiendo de las propiedades del suelo (Estañ et al, 1984).

El cromo está presente en el suelo como  $\text{Cr}^{3+}$  ó  $\text{Cr}^{6+}$ ; la forma predominante de  $\text{Cr}^{3+}$  es insoluble pero la forma  $\text{Cr}^{6+}$  es soluble. El  $\text{Cr}^{3+}$  y  $\text{Cr}^{6+}$  son más estables en soluciones ácidas y alcalinas respectivamente; por lo tanto el  $\text{Cr}^{3+}$  se puede oxidar a  $\text{Cr}^{6+}$  en suelos con reacción alcalina. El Cr es absorbido por las plantas como cromato ( $\text{Cr}^{6+}$ ), el cual se reduce rápidamente a  $\text{Cr}^{3+}$  formando un compuesto de baja solubilidad ( $\text{Cr}(\text{OH})_3$ ) (Watanabe, 1984).

Los tipos de reacciones del Hg en los suelos dependen en gran parte de la forma en la cual prevalezca. Una de las más importantes reacciones no microbial es la oxidación-reducción entre iones mercuriosos e iones mercurícos, de acuerdo con el siguiente equilibrio:



Esta es una de las vías por la cual el Hg inorgánico y el orgánico, pueden transformarse a Hg metálico. Las formas de Hg catiónico pueden ser adsorbidas preferencialmente sobre los constituyentes del suelo. La inmovilización en la forma de fosfato, carbonato y sulfato de Hg, es otro mecanismo que evita la traslocación del Hg en los suelos (Bol et al, 1981).

La actividad de los metales pesados en los suelos está controlada por un complejo número de reacciones químicas y procesos físicos y biológicos que actúan en ellos. La concentración de un metal en solución depende de la forma en que se encuentre el elemento (forma orgánica soluble e

insoluble, precipitado como fase sólida, adsorbido por coloides). Esto hace que el nivel de un metal en la fase soluble esté gobernado por equilibrios ácido-base, complejación con ligandos orgánicos e inorgánicos, precipitación y disolución de fases sólidas, reacciones de óxido-reducción y cambio catiónico (Alvarez, 1985).

La adsorción de metales pesados se puede producir por coloides orgánicos (Stevenson, 1977) y por coloides inorgánicos, entre los cuales se incluyen minerales arcillosos y óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn (Kalbasi et al, 1978).

Existen diferentes grados de adsorción de metales pesados en los suelos. En 1983, Hodges y Zelazny, estudiaron las interacciones entre caolinita e hidróxidos de Fe y Al y comprobaron la existencia de dos procesos de adsorción: adsorción no específica (con cambio catiónico posterior) y adsorción específica. La tasa de adsorción específica es importante cuando en la solución hay baja concentración del catión y a medida que aumenta la concentración del mismo, incrementa también la adsorción no específica. Estos procesos fueron estudiados por Mattigod y colaboradores (1981), quienes comprobaron la complejidad del sistema y la rapidez de los mismos.

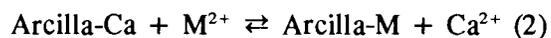
En los óxidos de Fe y Al la adsorción específica produce un enlace entre el metal y grupos OH de la superficie adsorbente, liberándose dos protones y dando como resultado una estructura cerrada. En la adsorción no específica hay reversibilidad y solo se libera un protón y no forma estructura cerrada sino abierta (Kalbasi et al, 1978).

También es importante la presencia de arcillas tipo montmorillonita en donde la adsorción es mayor que en illitas o caolinitas; en este caso los mecanismos y los tipos de adsorción son comunes a los que se presentan con la materia orgánica y los óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn, según lo demuestran diversas investigaciones (Maguirre et al, 1981; Mattigod et al, 1981; Alvarez, 1985).

Los tipos de adsorción y las reacciones químicas que se presentan en los suelos que han sido regados con lodos y/o aguas residuales son muy complejas (Kalbasi *et al.*, 1978; Sinha *et al.*, 1978; Kurdi y Doner, 1983; Alvarez, 1985). Sin embargo, investigaciones realizadas por Takahashi y Amai (1983), indican la existencia de tres tipos de reacciones de adsorción: de cambio catiónico a bajo pH y/o bajas concentraciones del metal; como hidróxido metálico precipitado y posterior adsorción a la superficie coloidal en condiciones de alto pH y concentración; y un tercer mecanismo aún desconocido, que se produce a valores de pH y concentración intermedia respecto a las dos reacciones anteriores. También encontraron que ciertos minerales de arcilla adsorben cationes de metales pesados en concentraciones mayores a la de sus valores de capacidad de cambio. Conceptuaron que esta última reacción podía considerarse como una segunda reacción de adsorción en los lugares donde se había producido la reacción de cambio catiónico.

La materia orgánica manifiesta gran afinidad por los metales pesados: proporciona sitios de adsorción específica y no específica, siendo por lo tanto similar a la adsorción de óxidos y arcillas, en virtud de su configuración y profusión de grupos fenológicos y carboxílicos; actúa también como agente quelante manteniendo el metal en forma aniónica en solución (Alvarez, 1985).

La solubilidad y adsorción de los metales pesados se ve afectada por el pH del suelo. Estudios realizados por Harter (1983) indican correlación directa entre el pH del suelo y la retención de metales pesados. En condiciones de pH inferior a 7.0 la concentración del metal pesado en solución está controlada por procesos de adsorción-desorción. Este fenómeno de adsorción y cambio catiónico puede describirse mediante la siguiente ecuación:



El proceso puede ser reversible en suelos ácidos, pero a medida que aumenta el pH se hace irreversible.

El pH del suelo es la variable que regula mejor la movilidad de los metales en los suelos y también existe alta correlación entre el pH y la facilidad con la cual un metal puede ser extraído (Stahl y Bruce, 1981). La adsorción, quelatación y disolución de formas minerales precipitadas son todas dependientes de pH. Los cationes son más débilmente ligados a bajos valores de pH y la capacidad de sorción de los suelos puede incrementar varias veces por unidad de incremento de pH dentro del rango de 4.0 a 7.0 (Mulchi *et al.*, 1991).

La retención de metales sobre superficies de óxidos puede presentarse aún a niveles un poco por debajo del pH del punto de carga cero; de este modo, se crea cierto grado de repulsión electrostática. El pH en el punto de carga cero de los óxidos férricos puede variar con la cantidad o concentración de cationes o aniones que forman complejos en la superficie. Igualmente, en la retención específica de aniones, tales como fosfatos, el pH en el punto de carga cero del sistema anión-óxido tiende a bajar y la superficie queda entonces cargada positivamente. Así, los óxidos enriquecidos con fosfatos pueden ser más reactivos con respecto a los metales pesados que los óxidos libres de fosfatos (Kuo y McNeal, 1984).

Cualquier suelo que contenga metales pesados provenientes de aguas residuales debe mantener el pH cercano a 6.5 porque en este valor los metales quedan fuertemente retenidos por el complejo de cambio y su disponibilidad para las plantas es mínima (Harter, 1983).

Teniendo en cuenta que en el Valle del Cauca se ha registrado la contaminación con metales pesados de las aguas del río Cauca y otras fuentes de agua utilizada para el riego de cultivos y el consumo humano, se planeó y ejecutó esta investigación considerando los siguientes objetivos:

1. Observar el proceso de adsorción de Cd, Cr y Hg en suelos del Valle del Cauca que podrían ser regados con aguas contaminadas.

2. Determinar el efecto del pH sobre la adsorción de los metales indicados.
3. Contribuir a aclarar los efectos de la contaminación ambiental sobre los suelos.

## MATERIALES Y METODOS

Se colectaron muestras de la capa superficial (0-20 cm) de suelos pertenecientes a las órdenes predominantes en el Valle del Cauca, CI-Palmira (Pachic Haplustoll), la Argelia (Fluvaquentic Haplustalf) y Fumivalle (Typic Ustropept), que por su ubicación están siendo regados o pueden llegar a serlo en un futuro con aguas contaminadas. Las propiedades químicas y texturas de los suelos aparecen en el Cuadro 1.

El pH de los suelos se ajustó con ácido acético al 1, 4 y 12% ó con NaOH 0.1 N para obtener valores lo más próximo posible a 5.7, 6.5 y 7.8. Del suelo CI-Palmira, originalmente de reacción neutra, se dejó un tratamiento adicional a pH 7.0.

Las soluciones de equilibrio se prepararon a partir de tirisoles de 1000 mg L<sup>-1</sup> de CdCl<sub>2</sub> en H<sub>2</sub>O, CrCl<sub>3</sub> en 4.2% de HCl y Hg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> en 0.5% HNO<sub>3</sub> usando agua destilada y doblemente desionizada para tener concentraciones finales de 0.0, 0.28, 0.56, 1.12 y 2.25 mg L<sup>-1</sup> de cada uno de los metales considerados.

A 0.25 g de cada uno de los suelos, tamizados para pasar una malla de 2 mm, se le adicionaron 25 ml de cada una de las soluciones que contenían los metales de acuerdo con los tratamientos seleccionados; se agitaron durante 25 minutos y se centrifugaron a 2500 rpm. En el sobrenadante se determinaron los metales remanentes en la solución. La diferencia entre la concentración de equilibrio y la remanente en solución se consideró como la cantidad adsorbida.

De la fase sólida se extrajeron los metales disponibles o fácilmente asimilables por las plantas con HCl 0.01 N (Harter, 1983) y se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica, utilizando horno de grafito para el Cr, llama aire-acetileno para el Cd y generador

de hidruros para el Hg. La diferencia entre la cantidad adsorbida y la extraída se consideró como la cantidad retenida por el suelo.

## RESULTADOS Y DISCUSION

### Adsorción de Cd, Cr y Hg

Todos los suelos adsorbieron la mayor parte de los metales que entraron en contacto con ellos, por lo que la cantidad que permaneció en forma soluble fue mínima. A medida que aumentó la concentración de los metales en la solución de equilibrio, se produjo un aumento en la adsorción de dichos metales por los suelos sin llegar a un límite estable, indicando que las posiciones de intercambio iónico del suelo no se alcanzaron a saturar con las concentraciones utilizadas (Figuras 1, 2, 3). La cantidad de metal adsorbido y en solución varió significativamente, al nivel del 0.05 de probabilidad, con el valor del pH del suelo: el Cr y el Hg presentaron mayor adsorción en pH ácido y el Cd en pH neutro o alcalino en todos los suelos. El Hg se adsorbió en mayor cantidad en los suelos, presentándose el siguiente orden de adsorción: Hg > Cr > Cd (Cuadros 2, 3 y 4).

El cromo y el mercurio se adsorben más en los suelos de pH ácido lo cual puede deberse a la formación de compuestos con la materia orgánica del suelo o a los óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn, razón por la cual permanecen menos en la solución de equilibrio a valores de pH entre 5.4 y 5.7. De esta forma los contenidos de Fe de los suelos estudiados pudieron contribuir a la adsorción de Cr y Hg, ya que su reacción se ve favorecida a valores de pH ácido. En este valor de pH, en los hidróxidos de Fe se produce una adsorción específica mediante el enlace entre el metal y grupos OH de la superficie adsorbente con la liberación de dos protones y la formación de una estructura cerrada; igualmente, puede ocurrir una adsorción no específica donde se libera un solo protón y se forma una estructura abierta. En el primer caso, la reacción es irreversible y en el segundo hay reversibilidad. La adsorción está acompañada de liberación de protones que se originan ya sea de la superficie adsorbente o de la primera capa de

Cuadro 1

Características químicas y textura de los suelos del Valle del Cauca empleados en el experimento

SUELO	TEXTURA	pH	M.O. %	P (ppm)	Ca	Mg (me/100 g)	K (me/100 g)	Na	ClC	S	Fe (ppm)	B (ppm)	Cu	Mn	Zn
CI PALMIRA	Far	7.0	2.2	150.0	15.75	8.75	0.96	0.19	25.65	30.08	36.0	0.09	15.0	12.4	2.7
LA ARGELIA	F	7.8	1.5	135.0	15.50	6.50	0.56	0.24	22.80	62.08	40.0	0.36	20.0	2.4	1.4
FUMIVALLE	FarL	8.0	2.2	67.2	32.95	5.50	0.54	0.53	39.32	55.20	30.0	0.45	10.7	6.3	2.2

Cuadro 2

Cadmio adsorbido por suelos del Valle del Cauca saturados con soluciones de diferente concentración de Cd a varios valores de pH del suelo

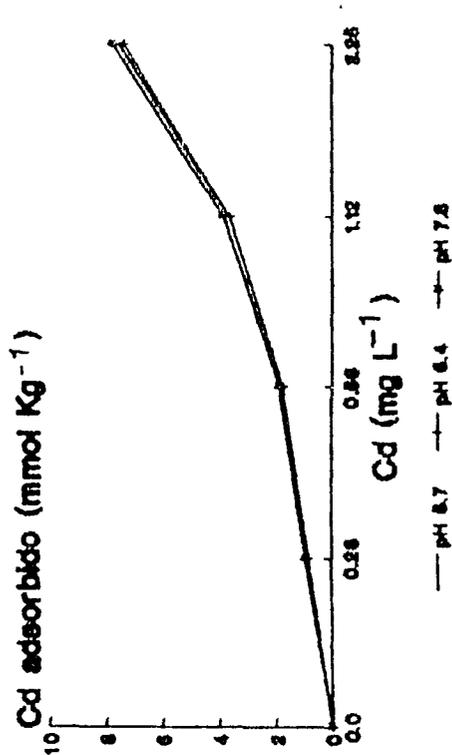
SUELO	pH	CADMIO EN LA SOLUCION DE EQUILIBRIO (mg L <sup>-1</sup> x 10 <sup>-2</sup> )				
		28.0	56.0	112.0	225.0	
CI PALMIRA	5.4	26.4 ± 0.7 b	50.8 ± 3.7 c	104.0 ± 0.6 c	215.7 ± 1.1 c	
	6.6	25.6 ± 0.4 c	48.5 ± 0.5 d	102.6 ± 0.3 d	213.6 ± 2.1 d	
	7.0	27.2 ± 0.3 a	53.0 ± 0.5 a	106.7 ± 0.4 a	216.6 ± 0.6 b	
	7.7	26.3 ± 0.3 b	51.6 ± 0.4 b	105.6 ± 0.2 b	217.5 ± 0.1 a	
LA ARGELIA	5.6	24.3 ± 0.1 b	50.7 ± 0.2 b	102.3 ± 0.2 b	212.5 ± 0.8 b	
	6.4	23.8 ± 0.1 c	49.8 ± 0.2 c	101.6 ± 0.3 c	207.0 ± 0.2 c	
	7.8	26.2 ± 0.3 a	53.3 ± 0.1 a	107.6 ± 0.3 a	217.6 ± 0.3 a	
FUMIVALLE	5.6	20.5 ± 1.1 b	44.7 ± 1.7 b	94.4 ± 1.3 b	195.6 ± 1.5 b	
	6.6	17.8 ± 0.2 c	36.4 ± 0.2 c	88.0 ± 0.5 c	195.0 ± 0.7 c	
8.0	26.7 ± 0.4 a	52.4 ± 0.3 a	105.4 ± 0.8 a	215.8 ± 0.2 a		

1. Tratamientos identificados con una letra en común en sentido vertical por suelo, no difieren entre sí al nivel del 0.05% de probabilidad

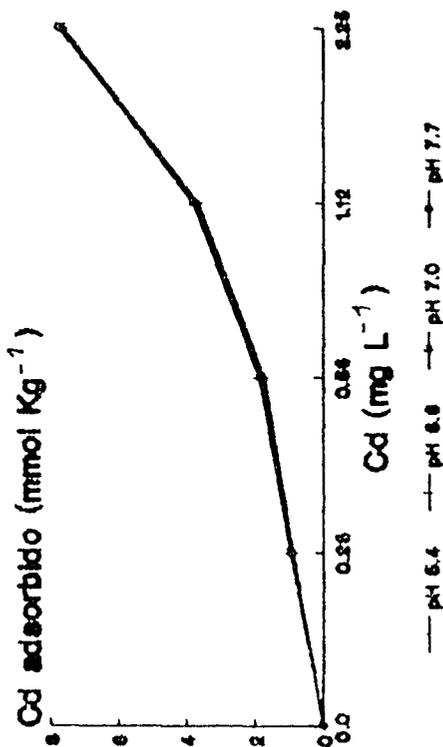
2. Los valores y límites de confianza están expresados en mg L<sup>-1</sup> x 10<sup>-2</sup>

3. Las concentraciones adsorbidas son promedio de 6 repeticiones

LA ARGELIA



CI-PALMIRA



FUMIVALLE

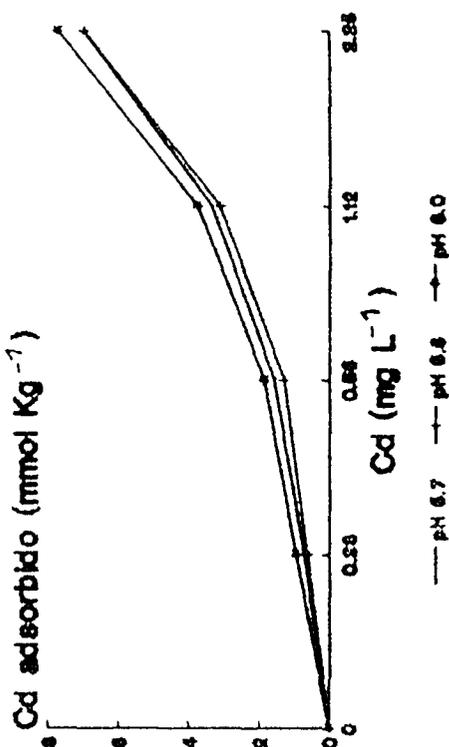
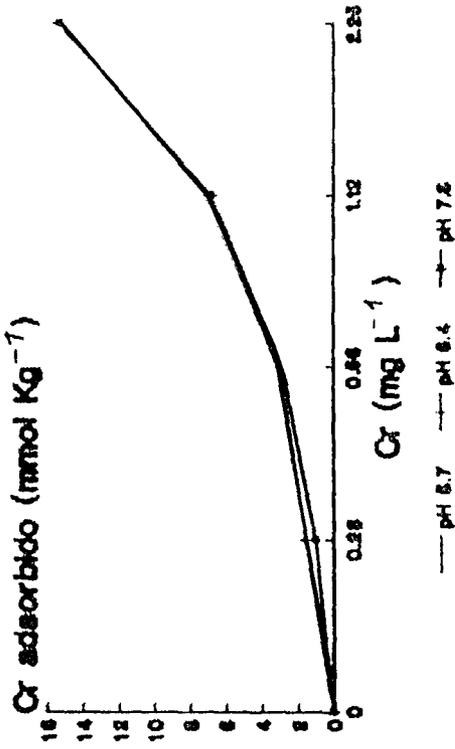
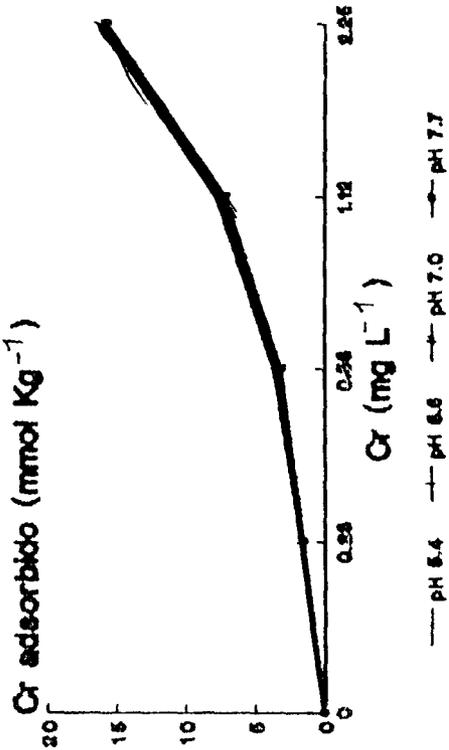


Fig. 1. Concentración de Cd adsorbido por suelos del Valle del Cauca a varios valores de pH

LA ARGELIA



CI-PALMIRA



FUMIVALLE

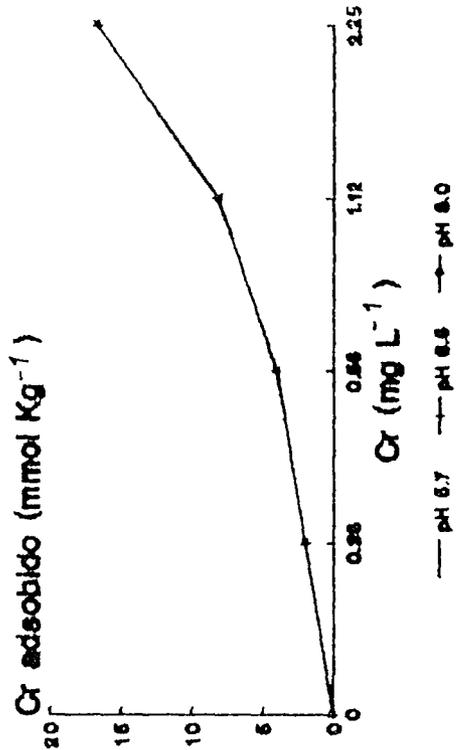
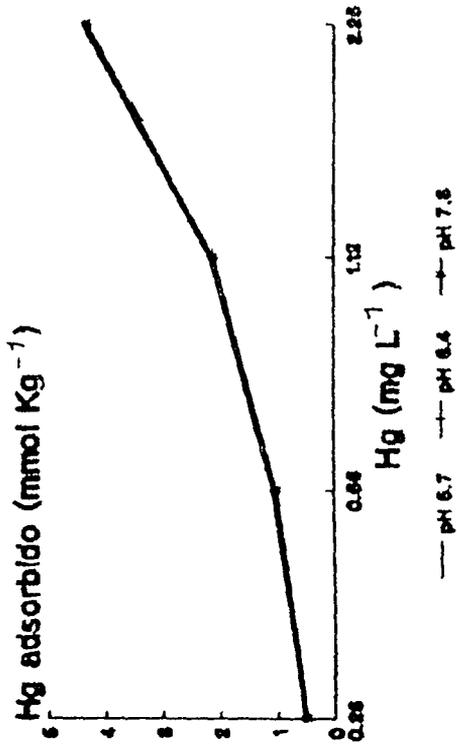
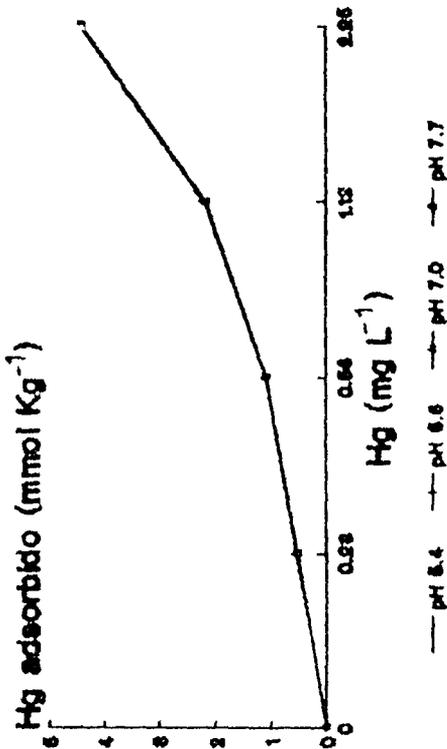


Fig. 2. Concentración de CR adsorbido por suelos del Valle del Cauca a varios valores de pH

LA ARGELIA



CI-PALMIRA



FUMIVALLE

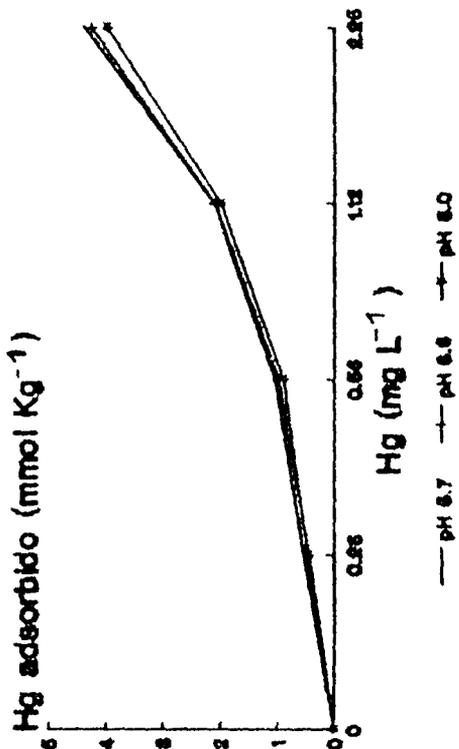


Fig. 3. Concentración de Hg adsorbido por suelos del Valle del Cauca a varios valores de pH

BIBLIOTECA CENTRAL  
SALA UNIVERSIDAD NACIONAL

**Cuadro 3**  
**Cromo adsorbido por suelos del Valle del Cauca saturados con soluciones de diferente concentración de Cr**  
**a varios valores de pH del suelo**

SUELO	pH	CROMO EN LA SOLUCION DE EQUILIBRIO (mg L <sup>-1</sup> x 10 <sup>-2</sup> )		
		28.0	56.0	112.0
CI PALMIRA	5.4	22.7 ± 1.1 b	48.5 ± 0.6 a	102.2 ± 0.2 a
	6.6	22.1 ± 0.2 c	45.4 ± 0.6 b	95.8 ± 0.6 c
	7.0	23.2 ± 0.8 a	44.5 ± 2.0 c	97.6 ± 0.7 b
	7.7	19.5 ± 0.7 d	40.8 ± 2.9 d	92.4 ± 0.3 d
LA ARGELIA	5.6	20.5 ± 0.8 a	40.6 ± 1.5 a	91.2 ± 0.5 b
	6.4	20.2 ± 0.9 b	38.8 ± 2.3 b	91.8 ± 3.3 a
	7.8	20.2 ± 0.1 b	36.9 ± 1.5 c	88.5 ± 1.1 c
FUMIVALLE	5.6	26.6 ± 0.1 a	52.3 ± 0.2 b	106.9 ± 1.2 a
	6.6	25.9 ± 0.3 c	53.2 ± 0.3 a	106.8 ± 1.0 a
	8.0	26.2 ± 0.1 b	53.1 ± 0.2 a	105.8 ± 0.2 b

1. Tratamientos identificados con una letra en común en sentido vertical por suelo, no difieren entre sí al nivel del 0.05% de probabilidad
2. Los valores y límites de confianza están expresados en mg L<sup>-1</sup> x 10<sup>-2</sup>
3. Las concentraciones adsorbidas son promedio de 6 repeticiones

**Cuadro 4**  
**Mercurio adsorbido por suelos del Valle del Cauca saturados con soluciones de diferente concentración de Hg a varios valores de pH del suelo**

SUELO	pH	MERCURIO EN LA SOLUCION DE EQUILIBRIO (mg L <sup>-1</sup> x 10 <sup>-2</sup> )		
		28.0	56.0	112.0
CI PALMIRA	5.4	27.6 ± 0.1 a	55.5 ± 0.2 a	110.9 ± 0.1 a
	6.6	27.0 ± 0.1 b	54.7 ± 0.2 b	110.5 ± 0.1 b
	7.0	26.8 ± 0.1 c	54.5 ± 0.4 c	110.2 ± 0.2 c
	7.7	26.6 ± 0.1 d	53.9 ± 0.2 d	108.7 ± 0.2 d
LA ARGELIA	5.6	26.9 ± 0.1 a	54.4 ± 0.2 a	109.2 ± 0.1 a
	6.4	25.2 ± 0.2 b	52.1 ± 0.2 b	106.1 ± 0.4 b
	7.8	24.4 ± 0.6 c	51.0 ± 0.1 c	105.6 ± 0.2 c
FUMIVALLE	5.6	26.8 ± 0.1 a	52.5 ± 0.3 a	105.9 ± 0.4 a
	6.6	22.1 ± 0.6 c	49.4 ± 0.2 b	105.1 ± 0.3 b
	8.0	23.1 ± 0.3 b	44.7 ± 0.3 c	99.7 ± 0.4 c
				225.0

1. Tratamientos identificados con una letra en común en sentido vertical por suelo, no difieren entre sí al nivel 0.05% de probabilidad
2. Los valores y límites de confianza están expresados en mg L<sup>-1</sup> x 10<sup>-2</sup>
3. Las concentraciones adsorbidas son promedio de 6 repeticiones

hidratación del metal adsorbido (Kalbasai *et al.*, 1978).

La tasa de adsorción específica es importante cuando en la solución hay baja concentración del catión y a medida que incrementa la concentración del mismo, incrementa también la adsorción, pero esta se produce en lugares de adsorción no específica (Mattigod y colaboradores, 1981).

A pesar de que los contenidos de materia orgánica en los suelos fueron medios, estos pudieron contribuir a la adsorción de Cr y Hg especialmente. La materia orgánica proporciona sitios de adsorción (específica y no específica), siendo por lo tanto similar a la adsorción de hidróxidos y arcillas, en virtud de su configuración y profusión de grupos fenólicos y carboxílicos; los metales adsorbidos de esta forma son insolubles. La materia orgánica actúa también como agente quelatante manteniendo el metal bajo forma aniónica en solución lo cual se considera favorable en aquellos suelos que necesariamente deben ser regados con aguas contaminadas en algún grado con metales pesados (Alvarez, 1985).

La adsorción de Cd, Cr y Hg, también pudo deberse a la presencia de arcillas, especialmente montmorillonita en el suelo Fumivalle, en donde el contenido de arcilla fue de 36%, seguido por el suelo del CI Palmira con 28% y el de La Argelia con 23%. En este caso el poder adsorbente de las arcillas es mayor que el de los hidróxidos, siendo los mecanismos y los tipos de adsorción comunes a ambas superficies adsorbentes (Alvarez, 1985).

La adsorción de Cd fue mayor a pH neutro o alcalino en todos los suelos. En este valor de pH, el Cd puede formar sales solubles (fosfatos, sulfatos, nitratos, cloruros, bicarbonatos) e insolubles (carbonatos, sulfuros), y permanecer menos en la solución del suelo. Esto puede deberse a que en el suelo la forma predominante del Cd es la divalente ( $Cd^{2+}$ ) y por esta razón la adsorción electrostática sobre sitios de adsorción expuestos se considera como el principal mecanismo de enlace. La adsorción específica se

presenta a baja concentración de Cd en unas pocas posiciones de intercambio de la arcilla, pero debido al número limitado de sitios de adsorción con alta preferencia de Cd, esta especificidad permanece latente a contenidos más altos de Cd en la superficie coloidal (Bolt *et al.*, 1981).

Otro mecanismo de adsorción igualmente importante es la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la cual fue alta en todos los suelos. Los efectos de la CIC son una mezcla de la adsorción específica del suelo, materia orgánica y óxidos de Fe, Al y Mn, que hacen que la capacidad de adsorción de esos suelos sea muy alta.

En general, los metales pueden formar soluciones sólidas resultado de la coprecipitación con Fe, Al ó Ca ó permanecer como iones metal fuertemente adsorbidos a superficies minerales. De esta forma su acumulación en el suelo es notoria, y con el tiempo pueden convertirse en una fuente potencial de contaminación de aguas subterráneas al ser lavados a través del perfil del suelo, además pueden ser absorbidos por las plantas y pasar en forma indirecta a los animales y al hombre causando graves trastornos fisiológicos.

#### **Efecto del pH sobre la extracción y retención de Cd, Cr y Hg.**

En todos los suelos la menor extracción de Cd, Cr y Hg ocurrió a valores de pH entre 6.4 y 6.6. El HCl 0.01 N extrae la fracción disponible o fácilmente asimilable por las plantas (Harter, 1983). La cantidad de Cr extraída resultó ser menor que la de Cd, indicando que ese elemento es retenido con mayor fuerza por el complejo de cambio; el Hg fue el elemento que se extrajo en menor cantidad en todos los suelos y por lo tanto su retención fue mayor que la del Cr y el Cd en los suelos del CI Palmira y La Argelia y ligeramente menor al Cr en el suelo Fumivalle. El Cd fue retenido en menor cantidad en todos los suelos (Cuadros 5, 6 y 7). De esta forma, el Hg considerado como el veneno metálico más peligroso, seguido por el Cr y el Cd, se constituyen en una fuente potencial de contaminación que dependiendo de las

Cuadro 5

Cadmio extraído con HCl 0.01N de suelos del Valle del Cauca saturados con soluciones de diferente concentración de Cd a varios valores de pH del suelo

SUELO	pH	CADMIO EN LA SOLUCION DE EQUILIBRIO (mg L <sup>-1</sup> x 10 <sup>-2</sup> )				
		0.0	28.0	56.0	112.0	225.0
CI PALMIRA	5.4	9.9 ± 1.7 c	18.4 ± 1.4 b	25.7 ± 1.0 a	36.3 ± 4.1 a	60.5 ± 1.3 a
	6.6	5.1 ± 0.1 d	8.4 ± 0.3 d	13.2 ± 0.1 c	29.2 ± 0.2 d	42.1 ± 0.2 d
	7.0	11.9 ± 0.4 b	19.0 ± 0.2 a	25.8 ± 1.7 a	30.3 ± 0.9 c	59.1 ± 1.0 b
	7.7	12.0 ± 0.2 a	17.1 ± 0.2 c	24.2 ± 0.1 b	35.3 ± 0.5 b	48.0 ± 0.2 c
LA ARGELIA	5.7	9.5 ± 1.4 b	18.3 ± 0.9 b	27.2 ± 1.0 b	41.8 ± 1.1 b	66.1 ± 2.6 b
	6.4	1.6 ± 0.4 c	8.8 ± 0.3 c	17.9 ± 0.7 c	35.6 ± 1.8 c	51.6 ± 0.6 c
	7.8	10.5 ± 0.4 a	20.3 ± 0.6 a	31.1 ± 0.2 a	52.7 ± 1.0 a	70.2 ± 0.2 a
FUMIVALLE	5.7	8.2 ± 0.1 b	17.4 ± 0.5 b	27.2 ± 0.1 b	30.1 ± 1.4 b	58.7 ± 2.3 b
	6.6	5.1 ± 0.1 c	7.4 ± 0.3 c	13.6 ± 0.4 c	20.9 ± 0.5 c	32.2 ± 0.5 c
	8.0	20.4 ± 0.2 a	24.3 ± 0.3 a	33.7 ± 0.5 a	46.4 ± 0.1 a	70.6 ± 0.3 a

1. Tratamientos identificados con una letra en común en sentido vertical por suelo, no difieren entre si al nivel del 0.05% de probabilidad.
2. Los valores y límites de confianza están expresados en mg L<sup>-1</sup> x 10<sup>-2</sup>.
3. Las concentraciones extraídas son promedio de 6 repeticiones.

Cuadro 6

Cromo extraído con HCl 0.01N de suelos del Valle del Cauca saturados con soluciones de diferente concentración de Cr a varios valores de pH del suelo

SUELO	pH	CROMO EN LA SOLUCION DE EQUILIBRIO (mg L <sup>-1</sup> x 10 <sup>-2</sup> )				
		0.0	28.0	56.0	112.0	225.0
CI PALMIRA	5.4	0.2 ± 0.1 c	0.9 ± 0.1 c	2.0 ± 0.3 c	4.1 ± 0.4 c	9.1 ± 0.9 b
	6.6	0.1 ± 0.0 d	0.4 ± 0.0 d	1.1 ± 0.1 d	2.2 ± 0.1 d	3.5 ± 0.4 d
	7.0	0.7 ± 0.1 a	2.5 ± 0.5 a	4.5 ± 0.3 a	12.2 ± 2.2 a	14.1 ± 0.2 a
	7.7	0.4 ± 0.2 b	1.1 ± 0.1 b	2.2 ± 0.3 b	5.3 ± 0.3 b	8.8 ± 0.1 c
LA ARGELIA	5.7	0.2 ± 0.1 b	1.3 ± 0.3 b	2.6 ± 0.3 b	8.3 ± 0.3 b	10.9 ± 0.4 b
	6.4	0.1 ± 0.1 c	0.6 ± 0.2 c	1.4 ± 0.2 c	2.6 ± 0.4 c	6.4 ± 0.3 c
	7.8	1.1 ± 0.1 a	2.6 ± 0.3 a	8.3 ± 0.6 a	15.9 ± 0.2 a	24.9 ± 1.4 a
FUMIVALLE	5.7	0.4 ± 0.2 a	2.1 ± 0.4 a	5.0 ± 0.4 a	7.6 ± 0.4 a	9.6 ± 0.3 a
	6.6	0.1 ± 0.1 c	0.5 ± 0.2 c	1.2 ± 0.3 c	2.5 ± 0.3 c	4.6 ± 0.1 c
	8.0	0.2 ± 0.1 b	1.2 ± 0.2 b	2.5 ± 0.2 b	4.0 ± 0.4 b	5.5 ± 0.3 b

1. Tratamientos identificados con una letra en común en sentido vertical por suelo, no difieren entre sí al nivel del 0.05% de probabilidad.

2. Los valores y límites de confianza están expresados en mg L<sup>-1</sup> x 10<sup>-2</sup>.

3. Las concentraciones extraídas son promedio de 6 repeticiones.

Cuadro 7

Mercurio extraído con HCl 0.01N de suelos del Valle del Cauca saturados con soluciones de diferente concentración de Hg a varios valores de pH del suelo

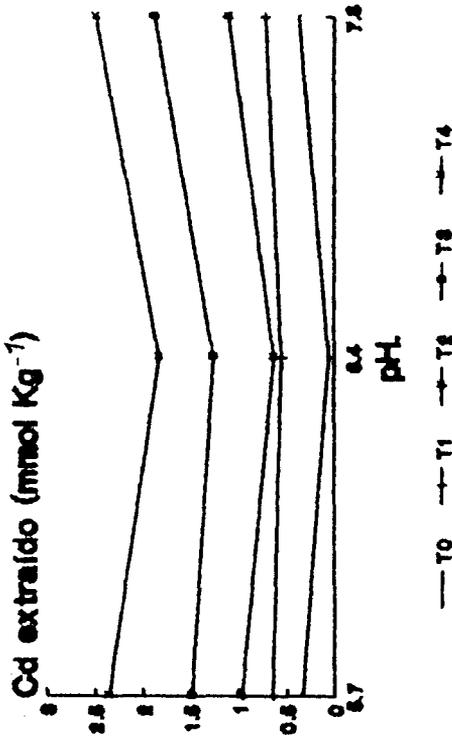
SUELO	pH	MERCURIO EN LA SOLUCION DE EQUILIBRIO (mg L <sup>-1</sup> x 10 <sup>-2</sup> )			
		0.0	28.0	56.0	112.0
CI PALMIRA	5.4	0.03 ± 0.01 b	0.30 ± 0.01 b	1.09 ± 0.05 b	1.64 ± 0.06 b
	6.6	0.0	0.0	0.0	0.28 ± 0.03 d
	7.0	0.04 ± 0.01 a	0.05 ± 0.01 c	0.45 ± 0.05 c	0.85 ± 0.05 c
	7.7	0.04 ± 0.01 a	1.11 ± 0.06 a	3.13 ± 0.09 a	5.71 ± 0.43 a
LA ARGELIA	5.7	0.04 ± 0.01 b	0.07 ± 0.01 c	1.25 ± 0.13 c	2.53 ± 0.23 c
	6.4	0.04 ± 0.01 b	0.46 ± 0.05 a	2.46 ± 0.10 a	2.85 ± 0.07 a
	7.8	0.08 ± 0.02 a	1.03 ± 0.01 b	2.12 ± 0.20 b	2.63 ± 0.05 b
FUMIVALLE	5.7	0.48 ± 0.06 a	1.29 ± 0.14 a	4.24 ± 0.24 a	5.68 ± 0.31 a
	6.6	0.15 ± 0.03 c	0.45 ± 0.02 c	2.96 ± 0.24 c	4.67 ± 0.29 b
	8.0	0.30 ± 0.02 b	0.66 ± 0.05 b	3.28 ± 0.32 b	3.70 ± 0.36 c

1. Tratamientos identificados con una letra en común en sentido vertical por suelo, no difieren entre si al nivel del 0.05% de probabilidad.

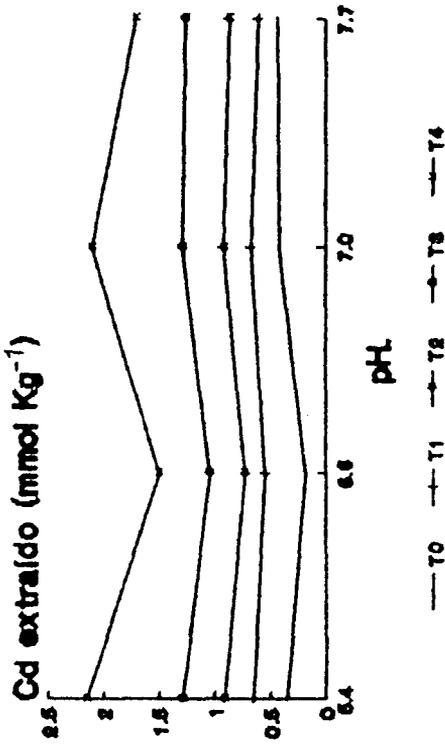
2. Los valores y límites de confianza están expresados en mg L<sup>-1</sup> x 10<sup>-2</sup>.

3. Las concentraciones extraídas son promedio de 6 repeticiones.

LA ARGELIA



CI-PALMIRA



FUMIVALLE

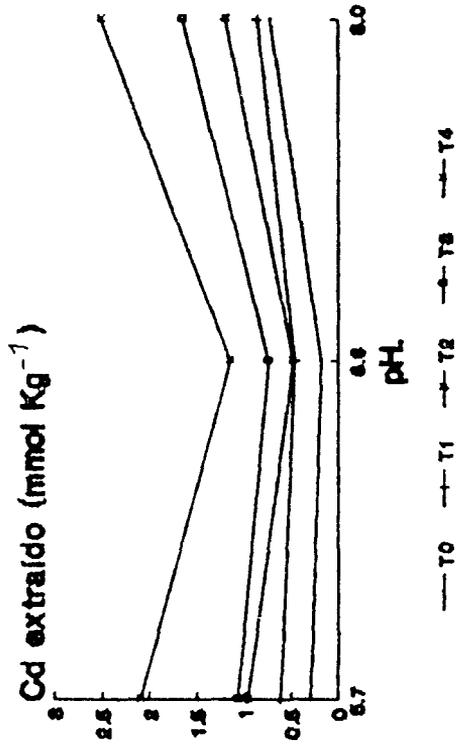


Fig. 4. Concentración de Cd extraído por suelos del Valle del Cauca a varios valores de pH

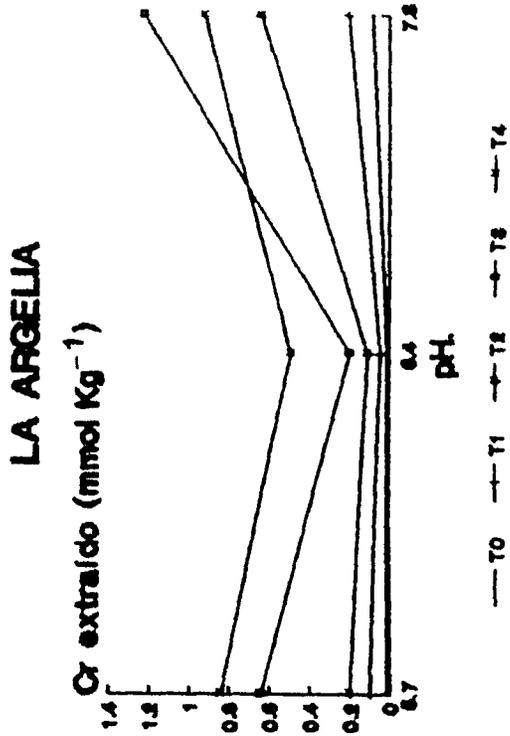
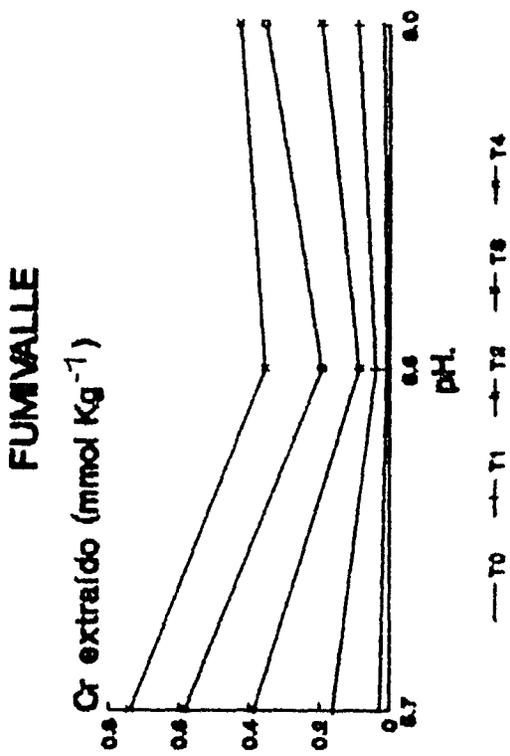
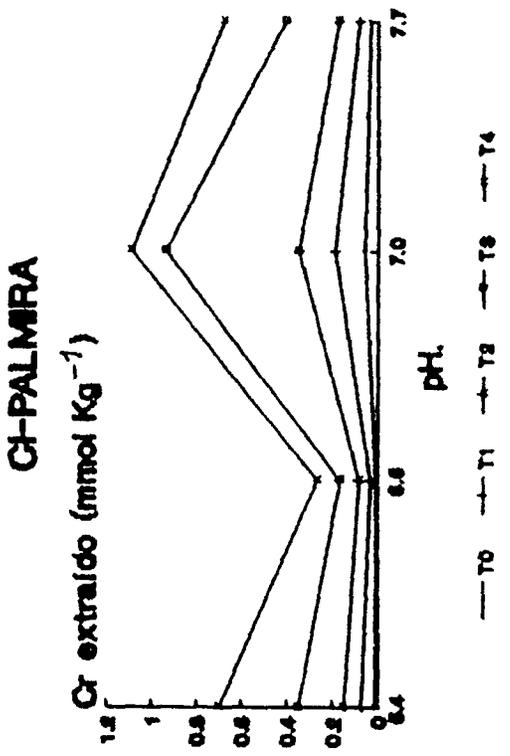


Fig. 5. Concentración de Cr extraído por suelos del Valle del Cauca a varios valores de pH



BIBLIOTECA CENTRAL  
SALA UNIVERSIDAD NACIONAL

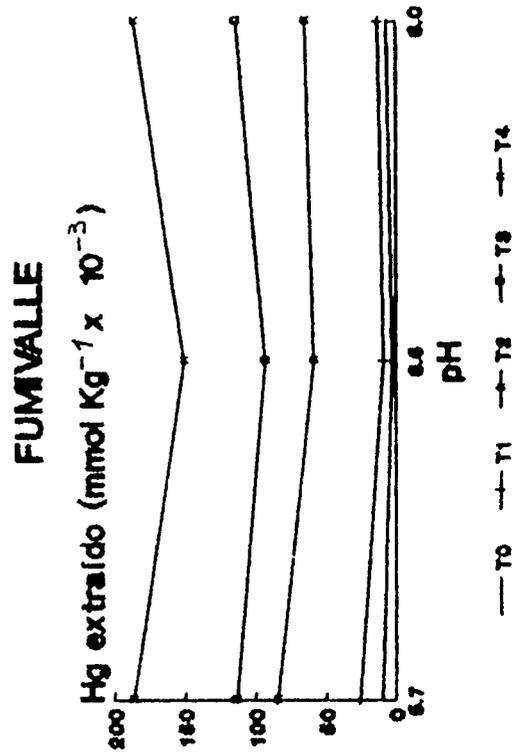
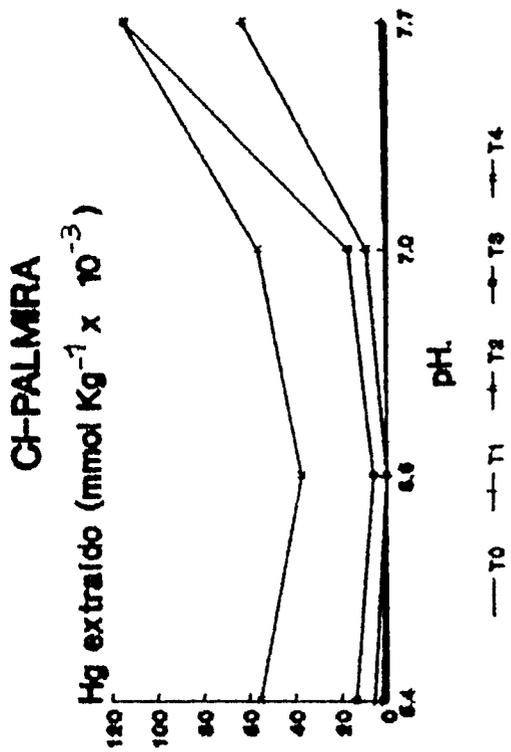
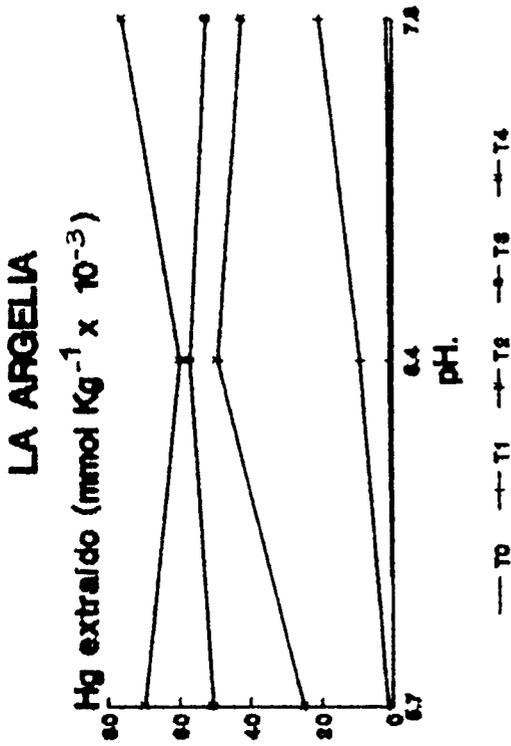


Fig. 6. Concentración de Hg extraído por suelos del Valle del Cauca a varios valores de pH

condiciones químicas del suelo pueden o no ser absorbidos por las plantas y afectar severamente el metabolismo y la actividad fisiológica.

El pH del suelo es la variable que regula mejor la movilidad de los metales en los suelos y también existe alta correlación entre el pH y la facilidad con la cual el metal puede ser extraído (Stahl y Bruce, 1991). \*

Según Page *et al* (1987) y fundamentados por investigaciones realizadas por Chumbley (1971), el nivel de pH del suelo considerado efectivo para reducir la toma del metal por las plantas es aproximadamente 6.5. En los suelos estudiados se registró esta tendencia. A pH cercano a 6.5 la extracción fue mínima y la retención máxima para todos los suelos (Figuras 4, 5 y 6). Igualmente, Harter (1983), indica que cualquier suelo que contenga metales provenientes de aguas residuales debería mantener el pH cercano a 6.5.

Estudios realizados por Sposito *et al* (1982), indican que cuando los suelos son tratados con lodos y/o aguas residuales y se realizan estudios de fraccionamiento, solamente un pequeño porcentaje del metal total presente se recupera en formas fácilmente disponibles para la absorción por las plantas. Es probable que los metales pesados sean ligados a formas orgánicas o queden orgánicamente precipitados como carbonatos y sulfatos. Estos metales son incorporados dentro del suelo y su extracción parece disminuir con el tiempo, indicando un posible cambio en su forma química.

Finalmente debe tenerse en cuenta que, para preservar la fertilidad del suelo, las cantidades de elementos potencialmente tóxicos han de ser lo más bajas posibles, ya que la acumulación gradual por sucesivas adiciones puede producir un cambio permanente en la composición del suelo, pudiendo volverlo estéril.

También es importante considerar el pH del suelo como un mecanismo regulador de la disponibilidad de metales para las plantas, ya que los resultados indican que a pH cercano a 6.5, los metales quedan fuertemente retenidos por el complejo de cambio de los suelos.

## BIBLIOGRAFIA

1. ALVAREZ, A. M. Revisión bibliográfica sobre la adsorción de metales pesados a superficies coloidales. *Anales de Edaf. y Agrob.* Vol. 44: 1583-1593. 1985.
2. BOLT, G. H. and BRUGGENWERT, M. G. M. *Soil Chemistry; a basic elements.* 2 ed. Amsterdam, Elsevier, 1981. p. 222-229.
3. ESTAÑ, M. T. *et al.* Adsorción de Cadmio en suelos calizos. Aplicación de las isoterms de Freundlich y Lagmuir. *Anales de Edaf y Agrob.* Vol. 43 No. 11/12: 1651-1663. 1984.
4. HARTER, R. D. Effect of soil pH adsorption of lead, cooper, zinc and nickel. *Soil Sc. Soc. Am. J.* Vol. 47 No. 1: 47-51. 1983.
5. HODGES, S. C. and ZELAZNY, L. W. Influences of OH/Al ratios and loading rates en aluminium-kaolinite interactions. *Soil Sc. Soc. Am. J.* Vol. 47 : 221-225. 1983.
6. KALBASI, M. *et al.* Reaction products and solubility of applied zinc compounds in some Manitoba soils. *Soil Science.* Vol. 125 No. 1: 55-63. 1978.
7. KUO, S. and McNEAL, B. L. Effects of pH and phosphate on cadmium sorption by a hydrous ferric oxide. *Soil Sc. Am. J.* Vol. 48 No. 5: 1040-1044. 1984.
8. KURDI, F. and DONER, H. E. Zinc and copper sorption and interaction in soils. *Soil Sc. Soc. Am. J.* Vol. 47: 873-876. 1983.
9. MAGUIRRE, M. *et al.* Influence of pH on cooper and zinc uptake by soils clays. *Australian J. Soil Res.* No. 19: 217-229. 1981.
10. MATTIGOD, S. V. Speciation of heavy metals in soils. *International Conference Heavy Metals in the Environment.* Amsterdam. *Proceedings.* 1981.
11. MULCHI, C. L. *et al.* Residual Heavy Metal Concentrations in Sludge. *Comparison of extractans.* *Communications in Soil Sci and Plant Analysis.* Vol. 22 No. 9:9-10. 1991.
12. PAGE, A. L. *et al.* Land Application of Sludge: Food Chain Implications. Lewis Publishers, 1987. 168 p.
13. SINHA, M. K. *et al.* Solubility relationships of iron, manganese, copper and zinc in alkaline and calcareous soils. *Australian J. Soil Res.* Vol. 16:19-26. 1978.

- 14 SPOSITO, G. *et al.* Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge; I. fractionation of Ni, Zn, Cu, Cd and Pb in Soil Phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 46 No. 2:260-264. 1982.
- 15 STAHL, R. S. and BRUCE, R. J. Zinc Sorption by Manganese-Oxide-coated sand as a function of pH. *Soil Sc. Soc. Am. J.* Vol. 55 No. 5: 1291-1294. 1991.
- 16 STEVENSON, F. J. Nature of divalent transition metal complexes of humic acid as revealed by modified potentiometric titration method. *Soil Sci.* Vol. 123 No. 1: 10-17. 1977.
- 17 TAKAHASHI, Y. and AMAI, H. Adsorption of heavy metal cations in montmorillonit. *Soil Sci Plant Nutr.* Vol. 29. No. 2:111-122. 1983.
- 18 WATANABE, H. Accumulation of chromium from fertilizer in cultivated soils. *Soil Sci. Plant. Nutr.* Vol. 30 No. 4:543-554. 1984.