UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE FARMACIA
Departamento de Edafología

Contenidos totales y formas cambiables de Zn, Cu, Pb y Cd, en suelos agrícolas de la zona Suroccidental de Madrid

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR
PRESENTADA POR

María de los Ángeles Cano Parrilla

Directoras

Juana González Parra

Ana María Moreno García

Madrid

ISBN: 978-84-8466-824-4 **© María de los Ángeles Cano Parrilla, 1994**

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE FARMACIA

CONTENIDOS TOTALES Y FORMAS CAMBIABLES DE Zn, Cu, Pb Y Cd, EN SUELOS AGRÍCOLAS DE LA ZONA SUROCCIDENTAL DE MADRID.

TESIS DOCTORAL, presentada por:
Mª Angeles Cano Parrilla, Licenciada en Farmacia para optar al Grado de DOCTOR en FARMACIA.

M A D R I D 1 9 9 3

"CONTENIDOS TOTALES Y FORMAS CAMBIABLES DE Zn, Cu, Pb Y Cd, EN SUELOS AGRÍCOLAS DE LA ZONA SUROCCIDENTAL DE MADRID."

Vº Bº de la Directora del Departamento de Edafología y Geología: Dra. Doña Juana Gonzalez Parra.

DIRECTORAS DE LA TESIS DOCTORAL:

Dra. Doña Juana Gonzalez Parra

Dra. Dña Ana María Moreno García.

Memoria presentada por **Mª Angeles Cano Parrilla** para alcanzar el grado de Doctora en Farmacia.

MADRID, 1993.

Trabajo realizado bajo la Dirección de las Profesoras:

Dra. Dña. JUANA GONZALEZ PARRA, Catedrática y Directora del Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid.

Dra. Dña. ANA MARÍA MORENO GARCÍA, Profesora Titular del Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Farmacía, Universidad Complutense de Madrid.

A Eugenio, Mª Angeles y Mª Dolores

Mi agradecimiento:

A las Doctoras: Dª Juana Gonzalez Parra, Catedrática y Directora del Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Farmacia, U.C.M. y Dª Ana María Moreno García, Profesora Titular del Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Farmacia, U.C.M., por su constante apoyo, asesoramiento y dedicación en la dirección de este trabajo.

A La Dra. Dña Mª José Pellicer Bautista, Profesora Titular del Departamento de Petrología y Geoquímica de la Facultad de Ciencias Geológicas, U.C.M., por su colaboración desinteresada en la obtención de algunos datos analíticos y de Cartografía Automática, quien me ha demostrado en todo momento su incondicional amistad.

A mi querido y estimado compañero D. Rafael Lara Baruque, por su interés, paciencia e inestimable ayuda en el tratamiento estadístico e informático.

A todos mis compañeros de Tesis y Tesinas por su amistad y apoyo a lo largo de este Trabajo.

A todo el Departamento de Edafología y Geología por su amabilidad, aliento y por haber puesto a mi disposición toda la ayuda necesaria para la realización de este trabajo.

Y de forma especial a D. Antonio Díaz Díaz, cuya ayuda ha facilitado enormemente la impresión de esta tesis.

ÍNDICE

I.- OBJETIVO.

II.- INTRODUCCION 1

II.1.- MARCO GEOGRAFICO Y SOCIOECONOMICO.

II.2.- FUENTES ANTROPOGENICAS DE METALES PESADOS: DESCRIPCION DE LOS DISTINTOS TIPOS DE FUENTES.

II.3.- RELACIONES DE ELEMENTOS PESADOS EN ROCA-SUELO-PLANTA.

II.4.- RESIDUOS INDUSTRIALES Y RESIDUOS SOLIDOS URBANOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID.

II.5.- UTILIZACION DE LOS LODOS RESIDUALES EN AGRICULTURA.

II.6.- CONCENTRACION DE METALES PESADOS EN EL AREA URBANA DE MADRID.

II.7.- CARACTERISTICAS GENERALES DE METALES PESADOS.

II.7.1.- PLOMO. 53

II.7.1.1.- El Plomo en la naturaleza.

II.7.1.2.- El Plomo y los componentes del suelo.

II.7.1.3.- Absorción y transporte en plantas. Toxicidad.

II.7.1.4.- El Plomo en el organismo humano.

II.7.1.5.- Uso y Propiedades.

II.7.2.- CINC. 63

II.7.2.1.- El Cinc en la naturaleza.

II.7.2.2.- El Cinc y los componentes del suelo.

II.7.2.3.- Absorción y transporte en plantas. Deficiencia y toxicidad.

II.7.2.4.- El Cinc en el organismo humano.

II.7.2.5.- Uso y Propiedades.

II.7.3.- COBRE. 71

II.7.3.1.- El Cobre en la naturaleza.

II.7.3.2.- El Cobre y los componentes del suelo.

II.7.3.3.- Absorción y transporte en plantas. Deficiencia y Toxicidad.

II.7.3.4.- El Cobre en el organismo Humano.

II.7.3.5.- Uso y Propiedades.

II.7.4.- CADMIO. 79

II.7.4.1.- El Cadmio en la naturaleza.

II.7.4.2.- El Cadmio y los componentes del suelo.

II.7.4.3.- Absorción y transporte en plantas. Toxicidad.

II.7.4.4.- El Cadmio en el organismo humano.

II.7.4.5.- Uso y propiedades.

III.- CARACTERISTICAS GEOLOGICAS DE LA ZONA. 89

III.1.- ESTRATIGRAFIA.

III.2.- CARACTERISTICAS GEOMORFOLOGICAS.

III.3.- TECTONICA DE LA REGION.

IV.- TIPOS DE SUELOS DE LA ZONA. 105

V.- CLIMA Y VEGETACION. 115

V.1.- CLIMATOLOGIA.

V.2.- VEGETACION POTENCIAL.

VI.- METODOS. 135

VI.1.- DETERMINACION DEL COLOR.

VI.2.- ANALISIS GRANULOMETRICO.

VI.3.- DETERMINACION DE ESTRUCTURAS.

VI.4.- DETERMINACION DEL pH.

VI.5.- DETERMINACION DE CARBONATOS.

VI.6.- DETERMINACION DE LA MATERIA ORGANICA Y CARBONO ORGANICO.

VI.7.- DETERMINACION DEL NITROGENO TOTAL.

VI.8.- ANALISIS DEL COMPLEJO DE CAMBIO.

VI.9.- DETERMINACION DE METALES PESADOS EN SUELOS Y PLANTAS.

VI.10.- DETERMINACION MINERALOGICA DE LA FRACCION ARCILLA POR DIFRACCION DE RAYOS-X.

VII.- DESCRIPCION DE MUESTRAS. 145

VII.1.- ZONA 1: GETAFE.

VII.2.- ZONA 2: LEGANES.

VII.3.- ZONA 3: ALCORCON.

VII.4.- ZONA 4: BOADILLA DEL MONTE.

VIII.- RESULTADOS Y DISCUSION. 169

VIII.1.- ZONA 1. 171

VIII.1.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

VIII.1.2.- Resultados y Discusión de Metales Pesados.

VIII.1.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados Totales y formas Cambiables.

VIII.2.- ZONA 2. 239

VIII.2.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

VIII.2.2.- Resultados y Discusión de Metales Pesados.

VIII.2.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados Totales y formas Cambiables.

VIII.3.- ZONA 3. 303

VIII.3.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

VIII.3.2.- Resultados y discusión de Metales Pesados.

VIII.3.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados Totales y formas Cambiables.

VIII.4.- ZONA 4. 363

VIII.4.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

VIII.4.2.- Resultados y discusión de Metales Pesados.

VIII.4.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados Totales y formas Cambiables.

IX.- PLANTAS. 403

IX.1.- RESULTADOS Y DISCUSION DE METALES PESADOS EN PLANTAS.

IX.1.1.- Cinc.

IX.1.2.- Plomo.

IX.1.3.- Cobre.

IX.1.4.- Cadmio.

X.- DISCUSION GENERAL. 423

X.1.- DISCUSION GENERAL DE PARAMETROS EDAFICOS.

X.2.- DISCUSION GENERAL DE METALES PESADOS.

X.3.- RELACIONES ENTRE METALES PESADOS Y PARAMETROS EDAFICOS.

XI.- CONCLUSIONES. 515

XII.- BIBLIOGRAFIA. 521

APENDICE. 561

I.- OBJETIVOS

El estudio de la contaminación ambiental, en su aspecto edáfico, debe realizarse considerando todos aquellos parámetros del suelo que influyen en la proporción y estado del agente contaminante.

Esta tesis tiene por objeto el conocimiento de los niveles de Cu, Zn, Pb y Cd en suelos agrícolas de la zona suroccidental de la Comunidad de Madrid, estos metales absorbidos por la vegetación e introducidos en la cadena trófica, dada su escasa eliminación, pueden alcanzar niveles de acumulación tóxicos. A pesar de que Cu y Zn son considerados como micronutrientes, cuando se encuentran en determinadas proporciones en suelo, pueden dar lugar a concentraciones en planta, que llega a afectar a la cadena trófica.

El área estudiada ha alcanzado en las últimas décadas un desarrollo industrial que ha repercutido en la calidad de los suelos que aún permanecen dedicados a la agricultura.

Los metales, según las características propias y del suelo, pueden presentar diferentes formas y estar más o menos retenidos por los componentes orgánicos e inorgánicos del mismo, dependiendo de ello, más que de la proporción del metal, la mayor o menor absorción por parte del vegetal. Determinados parámetros del suelo, como pH y proporción y naturaleza de las fracciones arcilla y materia orgánica, contribuyen a la dinámica de los metales pesados en el sistema suelo-planta.

Se han determinado los parámetros edáficos, así como las proporciones totales de Cu, Zn, Pb y Cd y sus formas extraíbles, para estimar la disponibilidad del metal en suelo y su absorción por la planta. Igualmente se determinan los metales en planta con el fin de conocer el grado de acumulación de los mismos.

Por último, se establecen correlaciones entre metales totales, metales extraíbles y parámetros edáficos. Con ello se pretende evaluar los peligros de toxicidad real y potencial para cada uno de los metales estudiados en esta zona, asi como el comportamiento de los mismos frente a variaciones de las condiciones del suelo.

II.- INTRODUCCION

La contaminación y polución del suelo y sus efectos sobre el medio ambiente han permanecido ignorados hasta hace relativamente poco tiempo, pero este fenómeno ha ido creciendo de tal forma que ni a las instituciones ni a la sociedad puede pasar desapercibido. Algunos tipos de agentes contaminantes son materiales naturales que o bien se encuentran fuera de lugar, o bien alcanzan concentraciones demasiado elevadas en algunos puntos (Thompson and Troeh, 1980; Boluda, 1988). Esto ocurre con algunos de los llamados elementos trazas o metales pesados. Los contenidos en metales pesados de un suelo están intimamente relacionados con la composición de la roca madre; sin embargo, en suelos de uso agrícola la concentración de estos elementos puede ser incrementada por la adición de diversos tipos de sustancias que pueden contenerlos en mayor o menor proporción.

Una vez depositados en el suelo, los metales pesados tienden a mantenerse, al menos inicialmente, en los horizontes superficiales, siendo retenidos posteriormente bajo formas muy diversas dependiendo de la fuente contaminante. Entre esas formas cabe citarse, la precipitación como fase sólida del suelo (Cavallaro and McBride, 1980; Jones and Jarvis, 1981; Lindsay, 1983), la adsorción por coloides inorgánicos, arcillas, oxihidróxidos de Fe y Mn y por la matería orgánica (Elliot, 1983; Ellis, 1979), y en reacciones complejas con la matería orgánica del suelo (Harmsen, 1977; Stevenson and Ardakani, 1983).

Los metales pesados constituyen un grave problema porque se acumulan en las posiciones de intercambio catiónico, son difíciles de eliminar del suelo y pueden ser extraidos por las plantas (Auber and Pinta, 1977; Davies, 1977, 1979, 1980; Thompson and Troeh, 1980; Kabata-Pendias and Pendias, 1984; Cala et al., 1985; Boluda, 1988).

II.1 .- MARCO GEOGRAFICO Y SOCIOECONOMICO.

La incidencia de la actividad humana sobre el entorno físico de las ciudades es muy fuerte, siendo la contaminación del medio el resultado más negativo.

Este trabajo, consiste en estudiar la posible contaminación en suelos y plantas y su repercusión en la cadena alimentaria, originada por cuatro elementos Cd, Pb, Zn y Cu, que

tradicionalmente vienen determinados en los estudios generales sobre metales en el medio ambiente.

Es importante el estudio del Cd por su alta toxicidad por lo tanto es de gran interés el control de su contenido. La toxicidad del Pb no es tan acusada como la del Cd, pero en las ciudades se produce una gran emisión al medio por ser un componente de la gasolina. El Zn es un buen indicador de la contaminación urbana (Pellicer, 1989) y junto con el Cu son micronutrientes que se añaden a los suelos en abonos y fertilizantes.

Este estudio se ha llevado a cabo en un área en forma de sector circular que tiene como centro el casco urbano de Madrid, con un radio de unos 13 kilometros que barre desde la zona sur-oriental, coincidiendo con la carretera de Andalucía, hasta una zona occidental que coincide aproximadamente con la carretera Madrid-Boadilla del Monte, que se corresponde con el cinturón industrial sur-oeste de Madrid, con suelos fuertemente castigados por:

a.- Una intensa red de tráfico con carreteras nacionales: carretera nacional de Andalucía, de Extremadura, autovía de Toledo, y otras no menos importantes que unen las poblaciones de este cinturón de Madrid (Villaverde, Getafe, Leganés, Alcorcón, Boadilla del Monte).

b.- La evolución demográfica de la población que ha sufrido un fuerte incremento en estos últimos años, como resultado de la intensa industrialización experimentada en esta región a partir de los años sesenta, con una fuerte repercusión en los suelos de la zona.

La evolución de la población del área Metropolitana según COPLACO-INE (1982) es:

Municipio	Habitantes año 1960	Habitantes año 1970	Habitantes año 1981
Alcorcón	3.356	46.048	140.657
Boadilla	1.110	1.838	6.061
Getafe	21.895	69.424	127.060
Leganés	8.539	57.537	163.424

c.- Una industria muy variada asentada en la zona, en los distintos polígonos industriales que bordean a estas ciudades, estando representados casi todos los sectores:

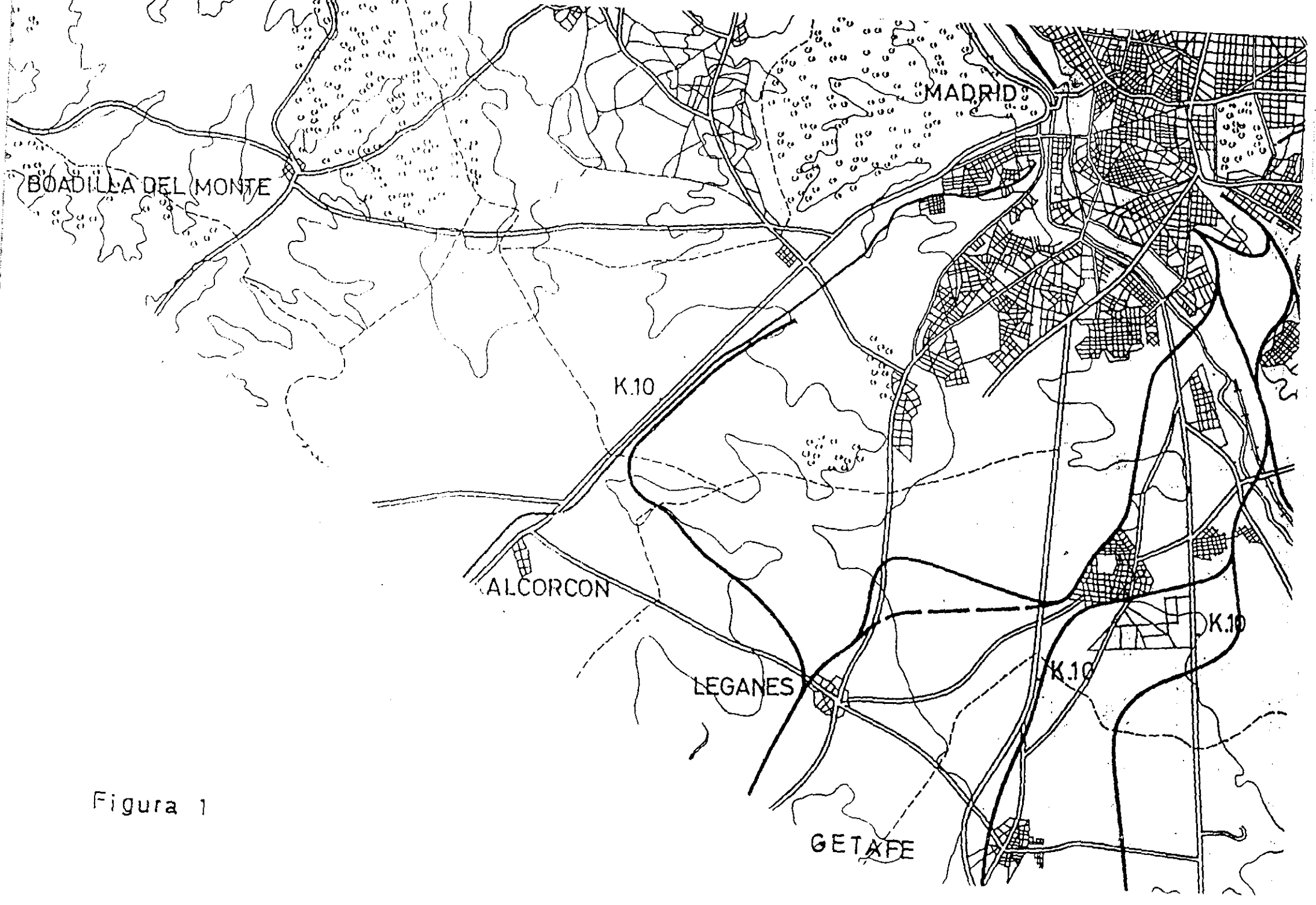

MADRID
BOADILLA DEL MONTE
K.10
ALCORCON
LEGANES
K.10
K.10
GETAFE

Figura 1

metalúrgico, químico, plásticos, curtidos, textil, materiales de construcción, papel, alimentación etc. La ubicación de estas industrias carece de la planificación adecuada, habiendo primado la especulación del suelo sobre las condiciones idóneas de implantación.

La actividad agrícola, que fue predominante hasta la década de los 60 ocupando la mayor parte del suelo disponible, ha dejado paso a la industria, que poco a poco ha ido ocupando los terrenos dedicados a la agricultura. Actualmente sólo subsisten algunos cultivos cerealísticos en áreas de secano, y cultivo de huertas en pequeñas extensiones de regadio. El sector estudiado (Figura 1) ha sido dividido en cuatro zonas:

Zona 1.- Corresponde a la región con orientación sureste, atravesada por la carretera general de Andalucía y la autovía de Toledo y tiene como población importante Getafe.

Zona 2.- Colindando con la anterior, con orientación sur-suroeste, y presenta como población importante Leganés.

Zona 3.- Contigua a la anterior con orientación suroeste, como población importante está Alcorcón y se encuentra recorrida por la carretera general de Extremadura.

Zona 4.- Con orientación oeste, correlativa a la zona 3, está atravesada por la carretera Madrid-Boadilla del Monte y presenta como población importante Boadilla del Monte.

II.2 .-FUENTES ANTROPOGENICAS DE METALES PESADOS.

La actividad industrial es la mayor fuente de polución de metales en suelos. Las emisiones de actividades industriales tales como minería, fundición y refinería dan como resultado la emisión de metales pesados al medio ambiente. Los impactos ambientales por la actividad humana (Figura 2), son mucho más diversos y complejos en comparación con los de la actividad natural.

FUENTES PUNTUALES.

Las chimeneas de fundiciones y refinerías son causa de contaminación del aire con metales pesados. Se han llevado a cabo numerosos estudios sobre este tipo de contaminación y se ha llegado a la conclusión que la contaminación por metales pesados es más severa dentro de un radio de unos tres kilometros, descendiendo logarítmicamente hasta que a unos 10-15 kilometros se alcanzan los valores del normales del suelo (Font y Navarro, 1991).

Dentro de las fuentes puntuales se puede considerar al tráfico. La contaminación originada por el tráfico hay autores que la clasifican como contaminación difusa o no puntual, sin embargo para otros es una fuente lineal, englobada dentro de las puntuales.

En los estudios realizados en las autopistas el Pb decrece exponencialmente cuando nos alejamos de ellas (Rodriguez Sanchidrian y Mariño, 1979a, 1979b; Pellicer, 1989; Perez, 1991). Las carreteras son las fuentes de contaminación lineal más importantes, teniendo las vias de ferrocarril, que utilizan combustibles, menor importancia como contaminantes.

El Pb es el contaminante más característico de esta fuente y las pautas básicas de contaminación de suelos y plantas por este elemento, se establecen de la forma siguiente: la contaminación máxima se observa, aproximadamente, a metro y medio de al carretera y a unos 200 - 300 metros se alcanzan los valores de fondo del suelo (Cannon y Bowles, 1962). Otros metales que producen este tipo de contaminación lineal son: Zn y Cd que deben ser atribuidos tambien al tráfico y su origen puede estar en la utilización de aceites y lubricantes y en el desgaste de neumáticos. Por todo ello es aconsejable que se cultive a partir de una distancia de 50 - 100 metros de la carretera (Pellicer, 1989; Perez, 1991).

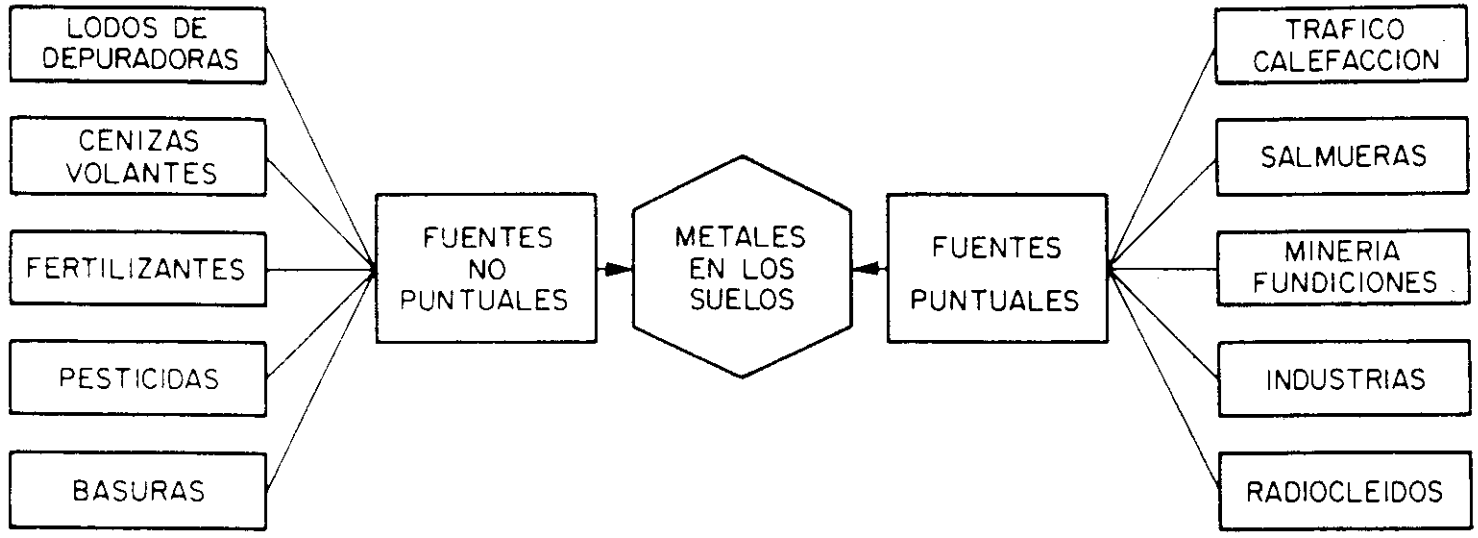
FUENTES SUPERFICIALES.

Esta fuente es consecuencia de la actividad tecnológica del hombre y los problemas se acrecientan en las concentraciones humanas de ciudades e industrias. Los metales pueden ser esparcidos y aparecer a distancias considerables de donde se producen, debido por ejemplo a la aplicación deliberada de fertilizantes, pesticidas o residuos.

La mayoría de las fuentes de contaminación urbana son de baja intensidad, pero cuando la densidad de población es elevada el problema se agrava; su incidencia en el suelo está actualmente muy estudiada detectándose altas concentraciones de Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn. La contaminación en suelos urbanos es alta y por ello es lógico que alcance a los suelos agrícolas de las áreas que rodean las ciudades.

FORMAS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Los Metales Pesados liberados al medio ambiente entran a formar parte del suelo a través de tres vías generales: la atmósfera, el sistema de drenaje o por los efectos mecánicos o gravitacionales (Davies, 1980), y son inmovilizados, bien porque sean fijados en el suelo o porque entren a formar parte de un organismo (Pellicer y Hernan, 1981).



Fuentes de contaminación por metales pesados del suelo.

Figura 2

Transporte Atmosférico: En este tipo de transporte, tiene gran importancia la fuerza y dirección del aire; la contaminación del suelo depende del aire, de la naturaleza de la fuente, del tamaño, composición y densidad de las partículas.

Transporte Fluvial: Esta fuente de contaminación es la que posiblemente menos afecta a nuestra zona de estudio, ya que no está recorrida por importantantes redes de drenaje, salvo arroyos como Culebro y Butarque que vierten al rio Mazanares (Rodriguez Barrera, 1990).

Los elementos contaminantes frecuentemente entran en la red de drenaje en forma de solutos a partir de minas, fábricas, nucleos urbanos etc. y éstos pueden reaccionar con otros constituyentes disueltos y con los sedimentos en suspensión. Cuando los sedimentos se depositan, los contaminantes quedan atrapados debido a que su movilidad en el suelo es muy baja. Esta capacidad de los suelos para actuar como trampa geoquímica implica que los efectos de la contaminación de los ríos puede continuar (Tenorio, 1987; Tenorio et al., 1988), después de que se haya extinguido la fuente de contaminación.

Transporte Mecánico Gravitacional: Es un mecanismo por el cual los materiales contaminantes se exparcen directamente sobre el suelo. Se realiza por deslizamiento de los materiales procedentes de escombreras de minas y la más importante por la aplicación directa de abonos y fertilizantes (Davis, 1979; 1983).

La contaminación por fertilizantes y abonos es debida a que estos productos suelen contener proporciones considerables de elementos trazas. En suelos de Australia se encuentran contenidos en Cd más elevados de los límites aconsejables debido a la utilización de rocas fosfatadas, con elevada cantidad de este elemento, como fertilizantes (Williams and David, 1973, 1976, 1977).

Se ha intentado utilizar residuos urbanos mezclados con residuos procedentes de industrias, obteniéndose en suelos experimentales abonados según este procedimiento, altas concentraciones de Cu, Sn y Zn.

DESCRIPCION DE LOS DISTINTOS TIPOS DE FUENTES CONTAMINANTES.

Minería y Fundiciones.

En suelos de zonas mineras, la cantidad de metales pesados (Cd, Cu, Pb, Zn y otros), exceden las proporciones de los ciclos naturales (Figura 3, Bowen, 1979).

Estudios geoquímicos llevados a cabo por Colburn y Col. (1975, 1978) y Serrano Peñuela y Col. (1983) muestran una dependencia entre regiones mineralizadas y suelos contaminados.

En la tabla 1, se observa como suelos desarrollados sobre conglomerados dolomíticos muestran un incremento de concentración en varios metales pesados. En general, la contaminación en metales por la actividad minera afecta fundamentalmente a los quince centímetros más superficiales de los suelos.

Esto también es extensivo a la contaminación en metales pesados en suelos cercanos a fundiciones (Canney and Hawkins, 1958; Marten and Hammond, 1966; Goodman and Roberts, 1971; Bolter et al., 1972; Lagerwerff et al., 1972; Hutchinson and Mecma, 1973; Roberts and Johson, 1978; Beavington, 1975; Temple et al., 1977; Kabata-Pendias and Gondek, 1978; Davies, 1983), estando los metales en forma de óxidos (Lagerwerff et al., 1972). Suelos superficiales próximos a fundiciones de Zn, muestran unos contenidos de 50.000 a 80.000 mg kg^{-1} de Zn, de 900 a 1.500 mg kg^{-1} de Cd, de 600 a 1.200 mg kg^{-1} de Cu y de 200 a 1.100 mg kg^{-1} de plomo.

Aunque, en la parte más superficial de los suelos la concentración de metales pesados suele ser más alta que en el interior debido a la baja movilidad de los mismos, algunos autores (Canney and Hawkins, 1958; Follet and Lindsay, 1970; Czupyrna, 1989), citan cantidades de Zn más elevadas en el interior del suelo que en su superficie.

Varios estudios muestran el incremento en la concentración en metales pesados en la vegetación que crece en las zonas adyacentes a fundiciones (Alloway, 1968; Alloway and Davies, 1971; Hutchinson and Mecma, 1973; Roberts and Johnson, 1978; Beavigton, 1975; Temple et al., 1977).

La concentración en metales pesados en suelos desciende exponencialmente al incrementarse la distancia a estos focos contaminates, siendo los factores que gobiernan la distribución y acumulación de metales pesados en estos suelos: velocidad y dirección del viento, topografía, vegetación, precipitación y cantidades de emisión de metales. Frecuentemente cerca de las fundiciones estos metales se encuentran en forma de óxidos (Lagerwerff et al., 1972).

El Tráfico.

Es conocido que suelos adyacentes a carreteras tienen incrementadas las

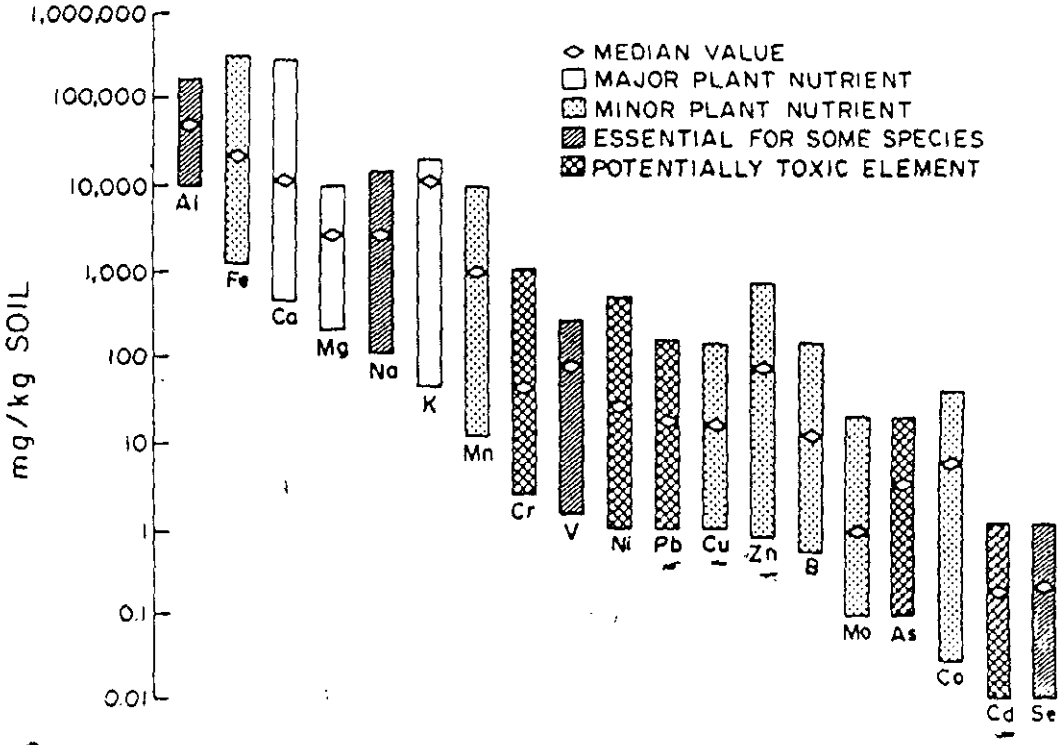


Fig.3 — Ranges and median values of metal concentrations found in uncontaminated soils (data from Bowen, 1979).

Metal concentrations* in soils affected by mining activity

Metal	Contaminated[a]		Proximate soil[a]
	Top soil 0–15 cm	Subsoil 15–30 cm	Top soil 0–15 cm
Ca	7.09%	9.31%	0.36%
Mg	1.78%	2.56%	0.41%
K	1.61%	2.42%	2.11%
Fe	6.67%	3.57%	5.80%
Zn	6.02%	4.47%	0.67%
Al	1.51%	1.56%	2.99%
Na	521	581	2320
Ba	4960	2900	750
Mn	2655	2305	5935
Cu	68	43	42
Cd	578	423	29
Pb	8100	7230	1825
Mo	30	9	trace

* Concentrations in $\mu g\ g^{-1}$, except where indicated.
[a] Wrington Series from Shipham, UK. Proximate soil contains baseline metal levels.

Tabla 1

concentraciones de plomo debido a las emisiomes de los vehiculos que usan gasolina con este elemento como antidetonante. Existen numerosos estudios (Motto et al., 1970; Nriagu, 1978; Olson and Skogerboe, 1975; Pellicer 1989; Perez, 1991), que indican que las concentraciones de plomo en suelos próximos a carreteras presentan un descenso exponencial en función de la distancia a la carretera.

El contenido en plomo en suelos urbanos puede alcanzar 3000 mg kg^{-1} (Ward et al., 1974; Nriagu, 1978), y aún concentraciones mayores

Los factores meteorológicos, la vegetación, la topografía del suelo y la intensidad de tráfico son las principales causas que influyen en el incremento de la concentración de plomo en los suelos.

Page and Gange (1970), estudian las acumulaciones de plomo en suelos urbanos en un periodo de cuarenta años, e indican que no hay acumulación de plomo con una densidad de tráfico de 40 vehiculos por milla cuadrada, mientras que la concentración en plomo en la superficie de los suelos (2'5 centimetros) se incrementa 2 ó 3 veces más cuando la densidad de tráfico asciende a 580 vehiculos por milla cuadrada.

La acumulación de plomo, afecta a los diez centímetros más superficiales del suelo y se acumula en formas inmóviles (Nriagu, 1978). Según Olson and Skogerboe (1975), el compuesto mayoritario de plomo que contamina los bordes de las carreteras es el $PbSO_4$ y en menor proporción el PbO.

Otros transportes como la red ferroviaria y aérea tambien contribuyen a la contaminación pero en menor cuantía (Nriagu, 1978).

El tráfico contamina además de Pb por Cd y Zn (Lagerwerff and Specht, 1971), debido al desgaste de los neumáticos y motores de gasolina.

Lodos Residuales.

Son el resultado del tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales. Hoy día se ha limitado la adicción de lodos a suelos como fertilizantes, ya que su principal problema es el aporte en concentraciones tóxicas (tabla 2) de metales pesados a suelos agrícolas (Chaney, 1980; Willians et al., 1984, 1986).

La concentración de metales pesados en lodos está determinada por dos factores: Origen, industrial o urbano y tratamiento empleado en su preparación (Page, 1974; Bingham et al., 1975; Latterell et al., 1978, Torrey, 1979; Purves, 1979, 1985; Lafer y Ruza, 1984;

Hall et al., 1992).

Los lodos, según su contenido en metales pesados han sido clasificados en baja peligrosidad y elevada peligrosidad (Cast, 1976).

Cenizas Aéreas.

La utilización de combustibles fósiles podría movilizar importantes cantidades de metales en el medio ambiente, comparables a la mayoría de los ciclos sedimentarios (Bertine and Goldberg, 1971). El 70 % de las emisiones aéreas está producido en plantas industriales y las características físicas y químicas de las cenizas son los principales factores que determinan el potencial de polución de los suelos que reciben estos residuos.

Se ha observado que la máxima concentración en metales pesados (Tabla 3), corresponde a: V, Ni, Pb, Cu, Zn, Mo, Co, Cd. La concentración de metales pesados en cenizas aéreas tiene una distribución dependiente del tamaño, de manera que el Cd, Cu, Mo, Pb y Zn tienden a elevar su concentración con el descenso del tamaño de la partícula (Mueller, 1967; Goodman and Roberts, 1971; Hutchinson and Mecma, 1973; Davison et al., 1974; Natusch et al., 1975; Ondov et al., 1976).

Fertilizantes.

Es otra fuente de contaminación de suelos debido a las enórmes catidades de fertilizantes químicos que son adicionados a suelos agrícolas y tierras de cesped (Collins-George, 1971), debido a que fertilizantes y otros aditivos de suelos contienen cantidades significativas de elementos trazas (Swaine, 1962).

La presencia de elementos trazas en fertilizantes (Tabla 4) depende de su concentración en las fuentes minerales y también de las ganancias y pérdidas llevadas a cabo en los procesos de manufacturación.

Grandes cantidades de elementos trazas se encuentran en los abonos nitrogenados, fosfato potásico y calizas, presentando concentraciones de Cd, Cu y Zn que exceden de las cantidades de estos elementos en suelos y cuya acumulación es espectacular en suelos agrícolas que han estado sujetos a la adición de estos fertilizantes (Murphy and Walsh, 1972). En particular metales pesados no nutrientes como el Cd, se concentran en grandes cantidades en fertilizantes fosfatados, pudiéndose incrementar el contenido de Cd en el suelo de 5 a 12 veces en Cd en los diez centímetros más superficiales (Willians and David 1973,

Tabla 2. Range of metal concentrations ($\mu g\ g^{-1}$) in sewage sludge and soils

Metal	Sewage sludge[a]	Soils[b]
Cd	1–3410	0.01–2
Co	2–260	0.05–65
Cr	Trace–99 000	5–1500
Cu	52–17 000	2–250
Hg	0.6–56	0.01–0.5
Mn	32–9870	20–10 000
Mo	Trace–1000	0.1–40
Ni	2–8000	2–750
Pb	13–26 000	2–300
V	15–400	3–500
Zn	72–50 000	1–900
B	4–1000	2–270
As	1.1–230	0.1–40

[a] Berrow and Weber (1972), Berggren and Oden (1972), Blakeslee (1973), Miller *et al.* (1979), Torrey (1979), Chaney (1980).
[b] Bowen (1979).

Tabla 3. Range of metal concentrations ($\mu g\ g^{-1}$) in fly ash and soils

Metal	Fly ash[a]	Soils[b]
Al	1000–173 000	10 000–300 000
Fe	10 000–290 000	2000–550 000
Ca	1100–220 000	700–500 000
Mg	400–76 000	400–9000
Na	100–20 300	150–25 000
K	1500–35 000	80–37 000
Mn	58–3000	20–10 000
Cr	10–1000	5–1500
V	50–5000	3–500
Ni	6.3–4300	2–750
Pb	3.1–5000	2–300
Cu	14–2800	2–250
Zn	10–3500	1–900
Mo	7–160	0.1–40
Co	7–520	0.05–65
Cd	0.7–130	0.01–2
Se	0.2–134	0.01–2
B	10–618	2–270
As	2–6300	0.1–40

[a] Page *et al.* (1979).
[b] Bowen (1979).

Table 4. Range of concentrations ($\mu g\ g^{-1}$) of trace metals in fertilizers, limestones and soils*

Metal	Fertilizers				Limestone	Soils
	N	P	K	Mixed		
Cd	—	1–200	tr–0.1	—	tr–13	0.01–2
Co	tr–6	tr–13	—	tr–13	tr–130	0.05–65
Cr	tr–50	tr–1000	tr–1000	tr–900	tr–300	5–1500
Cu	tr–800	tr–3000	tr–3000	tr–800	tr–10 500	2–250
Mn	tr–3000	tr–2840	tr–10 000	tr–10 000	tr–9300	20–10 000
Mo	tr–1.7	<1–30	tr–100	tr–15	tr–85	0.1–40
Ni	tr–80	tr–300	tr–80	tr–800	tr–130	2–750
Pb	tr–800	tr–80	tr–50	tr–200	tr–200	2–300
V	tr–50	tr–3900	tr–50	tr–2100	tr–3000	3–500
Zn	tr–800	tr–2400	tr–50	0.4–2530	tr–700	1–900
As	tr–3000	tr–1490	tr–400	tr–1100	tr–20	0.1–40
B	tr–1360	tr–1000	tr–900	tr–4200	tr–6000	2–270
Se	15–36	0.8–25	<0.5	—	tr–14	0.1–2

* Boawn *et al.* (1954), Runnels and Schleicher (1956), Clark and Hill (1958), Swaine (1962) and Bowen (1979).

Tabla 5. Maximum metal concentrations in surface soils near industries

Industry	Sample depth (cm)	Metal fraction	Maximum concentration ($\mu g\ g^{-1}$) V	Cu	Hg	Pb	Zn	As	Reference
Coal-fired power plant* Michigan, USA	0–2	H_2SO_4–$KMnO_4$ –4% $K_2S_2O_8$	—	4.6	0.0102	—	35	—	Klein and Russell (1973)
Coal-fired power plant Ontario, Canada	0–5	Total	—	—	—	1600	—	113.6	Temple *et al.* (1977)
Coal-fired power plant Nevada, USA	0–2	Water	—	0.04	—	—	0.14	—	Bradford *et al.* (1978)
Phosphate processing Idaho, USA	A horizon	Total	—	—	—	30	144	—	Severson and Got (1976)
Phosphate processing Wyoming, USA	Surface	Total	27.5	—	—	—	—	—	Parker *et al.* (1978)
Chlor-alkali plant UK	0–2	Total	—	—	12.6	—	—	—	Bull *et al.* (1977)
Chrome alloy plant Utah, USA	Surface	Total	55.75	—	—	—	—	—	Parker *et al.* (1978)
Battery manufacturing Ontario, Canada	0–5	Total	—	—	—	20 750	—	27	Temple *et al.* (1977)
Sewage treatment Ontario, Canada	0–5	Total	—	—	—	2330	—	19.8	Temple *et al.* (1977)
Municipal incinerator Ontario, Canada	0–5	Total	—	—	—	2450	—	47.6	Temple *et al.* (1977)

* Also measured: Cd, 1.46 $\mu g\ g^{-1}$; Cr, 6.5 $\mu g\ g^{-1}$; Ni, 4.0 $\mu g\ g^{-1}$.

Tabla 6. Major industrial sources of potential metal inputs into soils (based or Dean *et al.*, 1972, and Klein and Russell, 1973)

Industry	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zr
Paper		×	×	×	×	×	×
Fertilizers	×	×	×	×	×	×	×
Chemicals	×	×		×	×		×
Petroleum refining	×	×	×		×	×	×
Metal works	×	×	×	×	×	×	×
Automobile, aircraft, plating and tinning	×	×	×	×		×	
Power plants	×	×	×	×		×	×
Textile and tanning		×					

1976).

Las plantas que crecen en suelos ricos en Cd, tienen aproximadamente seis veces más de Cd en los tejidos que las plantas desarrolladas en suelos normales (Suej, 1974; Mulla et al., 1980; Nriagu, 1980).

Los suelos tratados con escorias metalúrgicas tienen altas concentraciones en Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn (Swaine, 1962).

Plaguicidas.

Los plaguicidas inorgánicos son también fuente de contaminacion de metales, como Cu, Hg, Cd, Pb, Mn y Zn, en suelos (Conseil de l'Europe, 1973; Hutson and Roberts, 1981). Repetidas aplicaciones de estos pesticidas pueden conducir en último término, a la contaminación de suelos. Suelos tratados con pesticidas con cobre, contienen concentraciones en este elemento superiores a 845 mg kg^{-1} (Delas et al., 1960), y los suelos sujetos a aplicaciones con sprays de plomo arseniacales presentan unas cantidades en plomo desde 87'5 a 404 mg kg^{-1} (Jones and Hatch, 1945), observándose que ocho especies distintas de plantas crecidas en tres años en suelos contaminados en plomo, contenían al final considerables niveles de este elemento en los tejidos, siendo las acumulaciones en estas plantas de: 1'2 para las partes superiores, 1'6 para las intermedias y 3'1 para la raiz.

Irrigación.

Con la práctica del riego se pueden aportar al suelo cantidades de metales disueltos o en suspensión en el agua (Hagin and Tucker, 1982), pudiendo constituir un problema por acumulación de los mismos en suelos con drenaje deficiente, como son los suelos salinos. Los metales en suelos salinos se presentan principalmente como: carbonatos, hidroxicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos y ocasionalmente como yoduros (Doner and Lynn, 1977). La irrigación en suelos áridos y semiáridos presenta un peligro potencial de salinización, siendo las causas principales: un inadecuado drenaje, los constituyentes disueltos en las aguas de irrigación y la formación de minerales en los suelos.

Industrias.

En general, los suelos urbanos muestran altos contenidos en metales pesados, si se comparan con suelos rurales (Klein, 1972; Linzon et al., 1976. Temple et al., 1977), en

parte debido a las emisiones, consecuencia de la actividad industrial (Tablas 5 y 6), y que varían según el tipo de industria.

La tabla 6, muestra las máximas concentraciones en la superficie de suelos próximos a distintos tipos de industrias. Se han encontrado en suelos próximos a plantas industriales de obtención de rocas fosfatadas, altas concentraciones de V, Pb y Zn (Severson and Gough, 1976; Parker et al., 1978).

Niveles elevados de plomo y arsénico se han medido en la superficie de suelos próximos a industrias, tales como manufacturas de baterías, incineración y plantas de tratamientos de lodos (Temple et al., 1977; Mattigod and Page, 1983).

Concentraciones máximas de cobre han sido detectadas por Hemkes and Hartmans (1973), en la superficie de suelos urbanos bajo lineas de alto voltaje.

II.3.- RELACIONES DE ELEMENTOS PESADOS EN ROCA-SUELO-PLANTA.

El suelo puede estar formado (Figura 4) a partir de una roca magmática o bien provenir de una roca sedimentaria o metamórfica.

En el caso de las rocas ígneas tendremos, que el principio que va a regir la distribución de elementos traza es el de las sustituciones isomorficas, debido a la similitud del radio iónico de los elementos mayores y de determinados elementos traza. Así en suelos derivados de rocas máficas existen fenómenos de envenenamiento en plantas, originado por la toxicidad del Ni, elemento que sustituye al Fe y Mg en el olivino y piroxenos, componentes principales de estas rocas.

Por el contrario en rocas ácidas como el granito, pueden darse enfermedades carenciales en plantas por deficiencia de ciertos elementos esenciales.

La mayoría de los elementos trazas que se consideran como tóxicos son, según la clasificación de Goldich (1938), calcófilos (Ni, Cu, Zn, Rb, As, Hg) y por lo tanto forman sulfuros: éstos son muy escasos y solo originan contaminación natural en áreas pequeñas donde hubiera sulfuros subyacentes.

Las rocas sedimentarias, que son el resultado del transporte y sedimentación o precipitación de material en unas condiciones fisicoquímicas muy determinadas, pueden dar lugar a suelos donde exista exceso de algunos de estos elementos metálicos, como en el caso

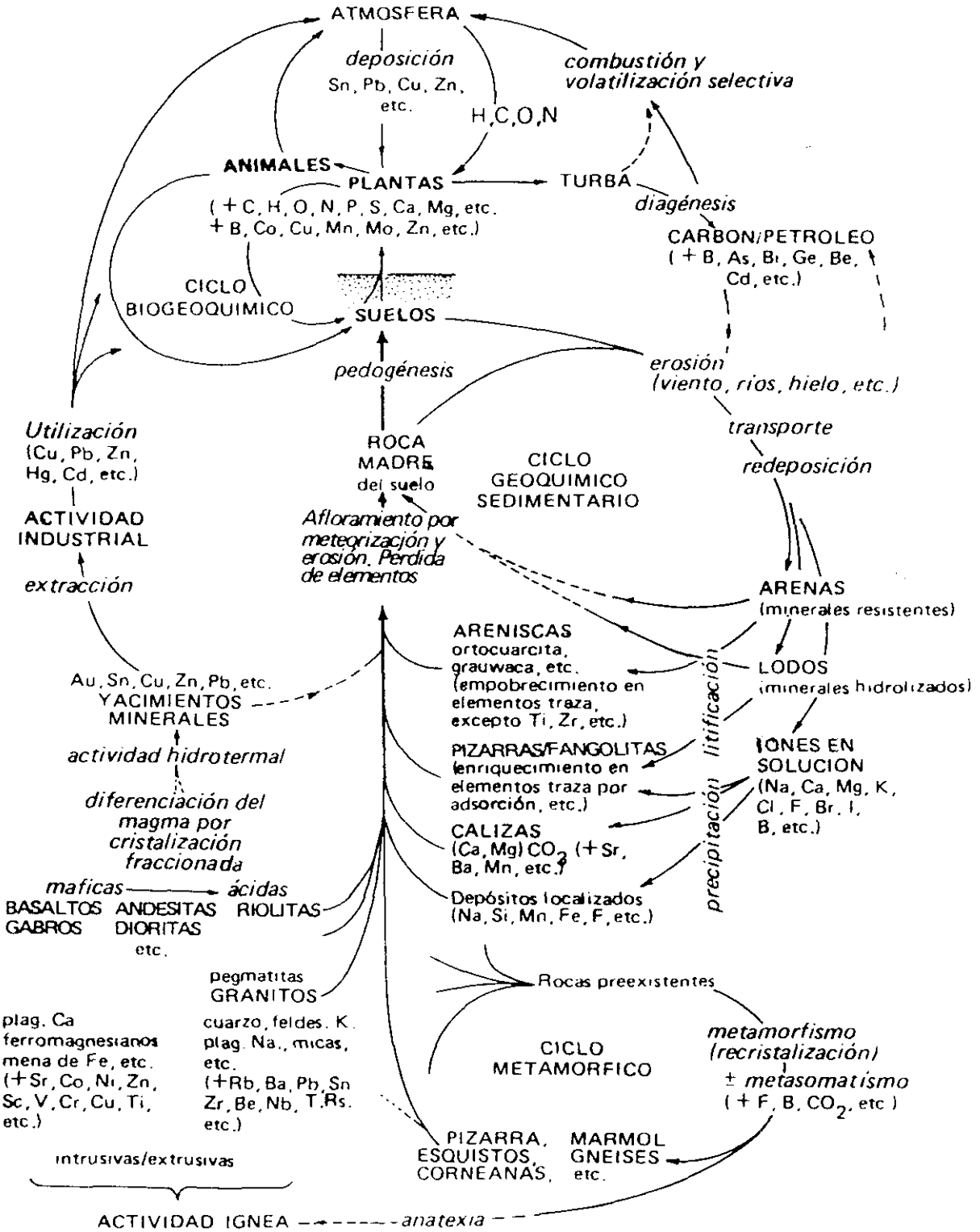


Figura 4. Representación esquemática del ciclo de los elementos en la superficie terrestre (según Jenkins, A., y Gareth Wyn Jones, R., 1980).

Tabla 7. Relative mobilities of metals in the weathering environment (based on Andrew-Jones, 1968)

	Weathering conditions			
	Electron activity		Proton activity	
Relative mobilities	Oxidizing	Reducing	Acid	Neutral to alkaline
High	Mo, V, U, Ca, Na, Mg, Sr, Zn	Ca, Na, Mg, Sr	V, U, Ca, Na, Mg, Sr, Zn, Co, Cu, Ni, Hg	Mo, Ca, Na, Mg, Sr
Medium	Ca, Co, Ni, Hg, Cd	—	Cd	Cd
Low	K, Pb	K, Fe, Mn	K, Pb, Fe, Mn	K, Pb, Fe, Mn
Very low to "immobile"	Fe, Mn, Al, Cr	Al, Cr, Mo, V, Zn, Co, Cu, Ni, Hg, Cd, Pb	Al, Cr	Al, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg

Tabla 8. Norwegian soils with presumed phytotoxic levels of lead and copp ($\mu g\ g^{-1}$)*

Area	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Snertingdal	0.9	15	12	24 500	44
Gala	0.7	6	9	6400	40
Skavern	0.9	126	37	97 000	416
Krokvann	1.8	260	48	10 400	860
Hjerkin	1.3	785	18	57	232
Karasjok	0.6	7400	32	18	36

* Concentrations in surface soils (2–5 cm) based on data from Låg and Bolviken (1974).

de las pizarras negras que están enriquecidas en elementos tóxicos con Cr, Mo, Ni, Pb, V Zn y Cd.

Las ganancias y pérdidas de elementos metálicos pueden ser examinadas en función de la estructura y movilidad relativa de dichos elementos bajo condiciones ambientales.

La Tabla 7, da una relación de la movilidad relativa de los elementos metálicos bajo diferentes condiciones de actividad electrónica y protónica. Los elementos metálicos incluidos en la tabla son nutrientes esenciales para las plantas, ó bien elementos metálicos que pueden acumularse en ellas siendo fitotóxicos o constituyendo un peligro para los organismos que las consuman.

Los elementos alcalinos y alcalinoterreos, tienen alta movilidad bajo todas las condiciones ambientales, por lo tanto estos metales podrían disminuir en los suelos en relación con los contenidos en los materiales originales.

El Fe, Mn, Al, Cr, Cd y Pb tienen baja ó muy baja movilidad y podrían originar acumulaciones en suelos (Thornton and Webb, 1979, 1980). Elementos de transición, V, Co, Ni, Cu y Zn tienen una movilidad variable que depende de las condiciones ambientales, alta movilidad bajo condiciones ácidas y muy baja movilidad en condiciones reductoras. No obstante los metales de transición pueden sufrir en suelos enriquecimientos o pérdidas en relación con el material original, dependiendo de los factores físicos-químicos que existan en el medio.

La distribución de los metales en los perfiles del suelo está controlada por los procesos edáficos y los ciclos elementales de las plantas, originándose una distribución heterogénea de los elementos en los horizontes del suelo.

Los ciclos elementales de la vegetación también pueden producir acumulaciones de metales en las partes más altas del horizonte A (Gordee et al., 1960; Haekes and Webb, 1962).

Tambien pueden existir elevadas concentraciones de algunos metales pesados en los suelos naturales, debidas al material original en áreas mineralizadas ó a una dispersión secundaria de ellos (Mattigod and Page 1983); por esta causa suelos de Normandía están altamente contaminados con metales pesados bajo condiciones naturales, (Tabla 8, según Lag and Bolviken, 1974).

La disponibilidad de los elementos trazas en relación a las plantas está gobernada por sus concentraciones totales en el suelo que en principio proceden de la roca madre, y por

la forma en que se encuentran, y por tanto un primer paso para estudiar la contaminación es conocer la relación de los elementos trazas en la roca-madre a partir de la cual se ha formado el suelo.

Hay muchos factores que intervienen en la disponibilidad de tales elementos para ser absorbidos por las plantas, como la solubilidad, que a su vez depende del pH (Garate et al., 1982), la presencia de otros elementos (Lobersli et al., 1991), etc, por lo que para conocer la influencia del suelo en las plantas no solo basta con conocer la concentración de los elementos traza, en roca y suelo sino que hay que realizar el estudio de los parámetros edáficos.

La contaminación de metales pesados en el organísmo es acumulativa y no se manifiesta hasta alcanzado un determinado nivel (Friberg, 1975), pudiendo detectarse mediante determinaciones analíticas de los mismos.

No todos los metales constituyen el mismo riesgo para la salud Hemkes and Hartmans, 1973; García y Hernanz, 1987; Gupta, 1991). Pueden considerarse muy tóxicos: Cd, Pb y Cu, mientras que el Zn lo es menos.

El cadmio y el plomo en exceso son tóxicos para el hombre y la ganadería, el Cd es tambien tóxico para las plantas. Se ha asociado un alto contenido en Cd con la hipertensión humana (Undewood, 1972; Pellicer y Hernan Regera, 1981).

El cobre es un micronutriente, no tóxico, que puede dar lugar a alteraciones por carencia: así, son deficientes en cobre suelos derivados de materiales arenosos o calcareos; ello afecta a la producción de grano en la cosecha de cereales y a los frutales. La hipocuprosis afecta a la ganadería originando una reducción en su rendimento.

El cinc también es un micronutriente, de baja toxicidad, en general son raros los suelos con carencia de este elemento, pero cuando existe afecta tanto a los vegetales como a la ganadería.

II.4.- RESIDUOS INDUSTRIALES Y RESIDUOS SOLIDOS URBANOS DE LA COMUNIDAD DE MADRID.

En los últimos años el mundo occidental ha experimentado un progresivo incremento en residuos de tipo industrial y el efecto negativo ocasionado en el medio ambiente (Mayer,

1991), debido a las soluciones inadecuadas adoptadas en el tratamiento de los mismos. Por ello se ha venido obligando a las administraciones de los distintos paises a tomar medidas tendentes a paliar los efectos nocivos y a dar un tratamiento adecuado a tales residuos.

Es norma general en la Comunidad de Madrid, en sus áreas periféricas (zona cinturón industrial suroeste) el vertido incontrolado de residuos industriales de todo tipo, tanto a la red de colectores, como directamente a los ríos, escombreras o en terrenos, sin tener en cuenta las características de los residuos ni el medio receptor.

Esto conlleva a una alarmante contaminación en los cauces fluviales (Catala de Alemany, 1986; Tenorio et al., 1988), en acuíferos subterraneos, que en algunos casos pueden tener consecuencias nefastas (cuando estos acuíferos son utilizados para el consumo humano). Igualmente se origina polución atmosférica y emanación de gases tóxicos, debido a reacciones indeseables entre distintos tipos de resíduos o bien cuando en estas escombreras se producen incendios.

En definitiva el medio ambiente se deteriora con graves consecuencias a medio y largo plazo.

La Comunidad de Madrid (Figura 5) tiene una producción de Residuos de 493.200 Tm/año, en base a estudios previos realizados durante años, iniciados por la antigua Diputación de Madrid de los cuales el más moderno es el Inventario de Residuos Industriales, en el que se han llevado a cabo estudios exhaustivos sobre industrias localizadas en el territorio de la Comunidad (PCARI, 1987), las cuales al generar alrededor de medio millón de toneladas de residuos industriales, representan una seria amenaza para el medio ambiente y la salud.

Esta producción se distribuye en tres grupos:

a).- Residuos industriales inertes, donde la producción es de 340.000 Tm/año.

b).- Residuos industriales Asimilables a Urbanos con una producción de 89.000 Tm/año.

c).- Residuos industriales Especiales con una producción anual de 64.200 Tm/año.

Residuos Industriales Inertes

Un alto porcentaje de estos productos, el 40% es retirado de las industrias por empresas contratadas, pero el 60% restante son evacuados por sus propios generadores y depositados en vertederos propios o ajenos, o bien vertidos a los colectores.

Estos residuos no son intrinsecamente perjudiciales para el medio ambiente, por lo

que pueden ser utilizados directamente para el relleno de tierras, medida esta, que en muchos casos se vé deteriorada debido al vertido simultaneo de otro tipo de residuos.

El vertido de los residuos inertes, se debe realizar, en cualquier caso, segun unas normas y un determinado programa de operaciones (Alonso Santiago, 1987), ya que a pesar de no plantear peligros al medio ambiente, el vertido libre e incontrolado puede producir importantes deterioros.

Residuos Industriales Asimilables a Urbanos.

El porcentaje más elevado, un 50%, de estos residuos son recogidos por empresas contratadas a tal efecto. Otra partida importante, un 305%, es retirada por los servicios municipales de recogida de basuras, mientras que aproximadamente el 20% es evacuado por las propias industrias.

Residuos Industriales Especiales.

El 50% de estos residuos especiales son evacuados directamente por las propias industrias generadoras. Tiene particular importancia los residuos líquidos que en su mayor parte son vertidos a ríos y a la red de colectores. El resto es recogido por empresas de recogida de residuos, excepto un 5% que recibe algun tipo de tratamiento "in situ". Este porcentaje está cubierto practicamente en su totalidad por residuos líquidos que son tratados en depuradoras de aguas residuales. La calidad de estos tratamientos es muy variable, si bien se puede decir que en la mayor parte de los casos no se cumplen los mínimos requisitos en el vertido final.

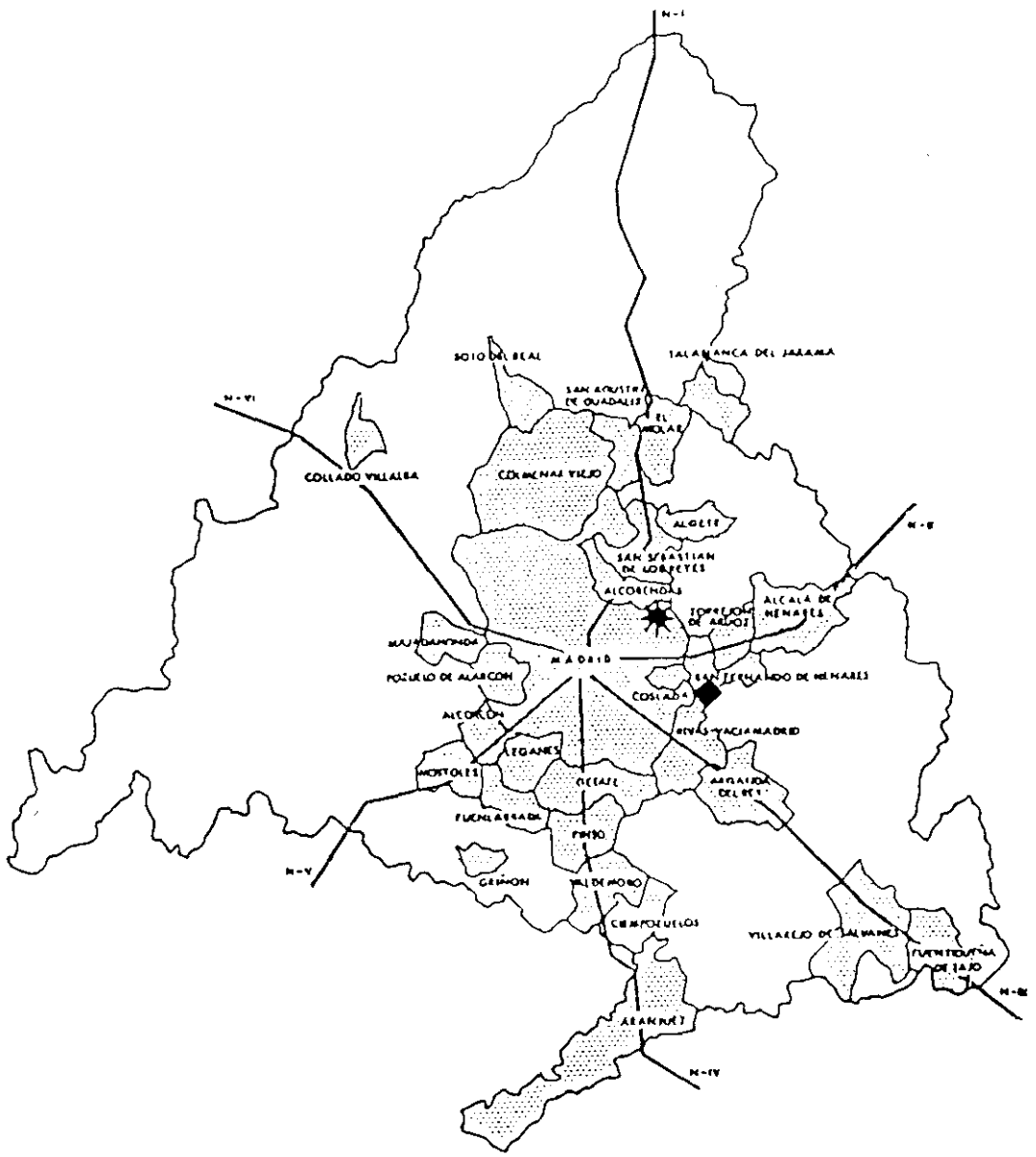
Generacion de Residuos Industriales por Zonas.

En la figura 6, se presenta la distribución geográfica de la generación de residuos industriales en la Comunidad de Madrid, basada en la empleada por la Cámara Oficial de Comercio e Industria de Madrid.

Es importante mencionar que la concentración industrial (y por tanto la generación de residuos) no es uniforme dentro de cada una de las zonas. En general las tasas más elevadas de producción de residuos, salvo algunas excepciones, se dá en los términos municipales más cercanos al municipio de Madrid.

En las figuras 7, 8, 9, 10 y 11, se puede ver el nivel de producción de residuos

```
EQUIPO EN PERIODO DE POST-INSTALACION
CC   T:      Z: 251 FIESTAS T.:                                    C
ENTRADA    CD S P OK T  E  A
2230689787
TERR PR CS --LLAMADA-- AP PE SO R --OBJETIVO-       ENVIO DE TECNICOS     RET
2428       27 09 18 01                               TEC:
                                                     FEC:
DATOS OPERATIVOS SIN PLAN   ***                   N1 HIPERCOR, S.A.
TECN ULT.VI CO.2VI CO.MAN CO.VIS %D *CRU-IN*      N2 SUC: 09  DPTO: 300 PEDIDO: 999
1835 010900                                       D1 ALCALDE FEDERICO MOLINA, 1,A
STATUS VENTA    SUPERCUE                          D2 X
                ATEN.SPC TONER IN                 PO HUELVA
MODI.C:                                           PR 838443 300600 BD: PSG
DATOS COB: SALDO EX.          0  CA     Z 2605 FST DO65 MD DP65     EST 09056219
ACTUALIZACION DE TECNICOS          HORARIOS ---MANANA-- ---TARDE--- ---SABADO--
MAQUINA    TERRITORIO  CELDA       INVIERNO 10 00 -- -- 22 00 -- -- 10 00 22 00
                                   VERANO   09 00 14 00 17 00 22 00
                                   TL 280415  959 OP: JOSE LUIS
COMENTARIOS.....................   CEN ENCUESTO SERGIO 27/09/00   T 280415  959
C0                                 CCR                            T
C1 V ALBARAN AL CAC.-915203069     ***  P A S E  D E  L A  P A L A B R A ***
C2 V T.R.MAX3.5HORAS EN CONTRATO   D. TECNICO         PRODUCTO
C3                                 OBS.
C4                                 PIEZAS:
```



MAYOR GENERACION DE RESIDUOS INDUSTRIALES

Figura 6

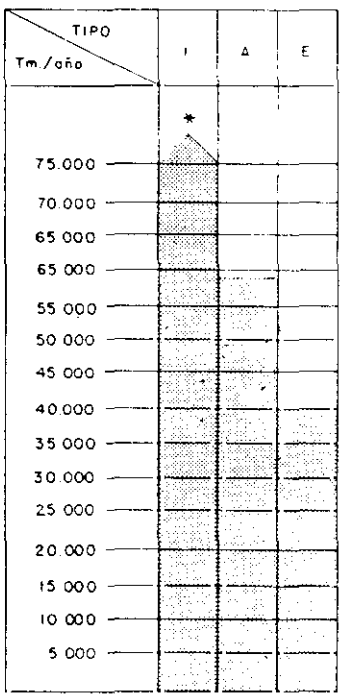


Figura 7

GENERACION DE RESIDUOS INDUSTRIALES
ZONA 1: MADRID
* 225.000

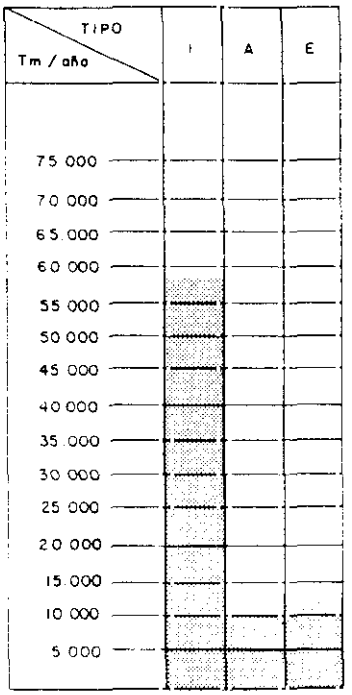


Figura 8

GENERACION DE RESIDUOS INDUSTRIALES
ZONA 2: ALCALA DE HENARES

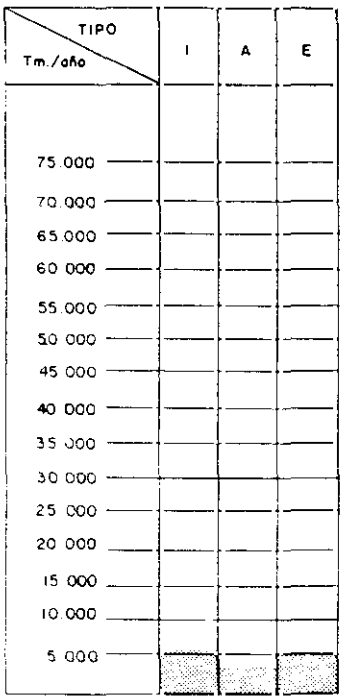


Figura 9

GENERACION DE RESIDUOS INDUSTRIALES
ZONA 3: ARANJUEZ

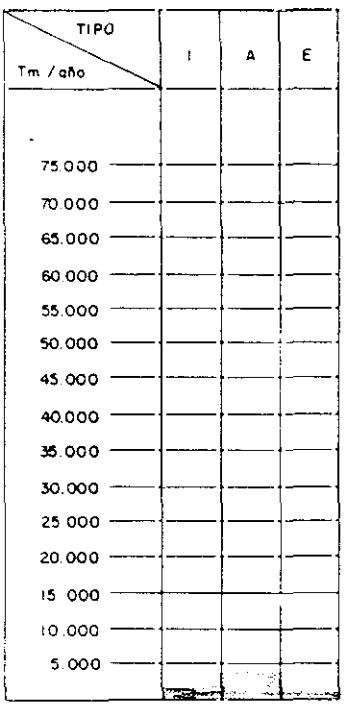


Figura 10

GENERACION DE RESIDUOS INDUSTRIALES
ZONA 4: COLMENAR VIEJO

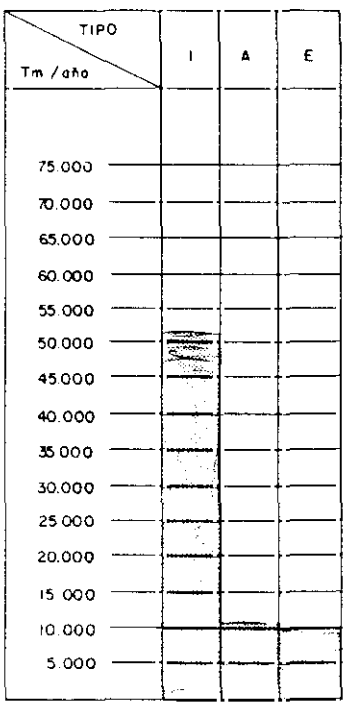


Figura 11

GENERACION DE RESIDUOS INDUSTRIALES
ZONA 5: GETAFE

industriales en la zona de estudio.

Los residuos frecuentemente presentan concentraciones importantes en metales pesados, a continuación se expresa en toneladas por año, la cantidad de residuos, en cuya composición intervienen metales pesados, generados en la Comunidad de Madrid.

	Cantidad (Tm/año)
Compuestos de Cobre	0,9
Compuestos de Zinc líquidos	9
Compuestos de Zinc sólidos	9
Compuestos de Niquel líquidos	25
Compuestos de Niquel sólidos	3
Compuestos de Cadmio	5
Compuestos de otros M.P. y mezclas	330
Fangos y depuradoras con elevado contenido en M.P.	3.800
Sólidos y fangos con bajo contenido en M.P.	7.000
Total :	11.181,9

En el momento actual, la normativa aplicable en materia de residuos industriales, se encuentra dispersa en varias disposiciones de distinto rango, entre las que cabe citar la Ley 42/1975, de 19 de noviembre sobre Residuos Sólidos Urbanos, el reglamento de Actividades molestas, insalubles nocivas y peligrosas (Decreto 2.441/1961, 30 de noviembre) y la instrucción para aplicación del mismo (Orden de 15 de marzo de 1963) e incluso en la legislación minera, Ley del Régimen Local y Ordenanzas municipales respectivas.

Así mismo, se encuentra en preparación por el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo un Anteproyecto de Ley Básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos para aquellos que teniendo un origen industrial, exijan unos tratamientos especiales para su gestión por los riesgos que presentan para la salud humana y el medio ambiente, regulándose a través de

disposiciones especiales.

La Comunidad de Madrid tiene conferidas, por la Ley Orgánica 3/1983, de 25 de febrero, la potestad reglamentaria y de ejecución de las normas de protección sobre el medio ambiente, para evitar el deterioro de los equilibrios ecológicos.

La Comunidad de Madrid tiene una producción de residuos sólidos urbanos que alcanza las 4.200 Tm/dia lo que supone 1.460.000 Tm/año. Ello representa un grave problema en ocupación del suelo en función de su recogida, tratamiento o eliminación. La producción anual en volumen sin compactar de las basuras provinciales, supone unos 8.200.000 Km^2 de territorio cada año, si a esto se añaden la cantidad de residuos inertes (escombros), residuos industriales, desechos de automóviles y lodos procedentes de las depuradoras, se alcanzan los 125 km^2 /año. De esta forma el término municipal de Madrid de 607 km^2 de superficie quedaría repleto de basuras en menos de cinco años.

Por ello las 1.460.000 Tm de basuras anuales, producidas en la provincia de Madrid, constituyen un grave problema de dificil solución en la mayoría de los casos y costoso en su totalidad (Figura 12).

La producción de mayor tonelaje de basuras se da naturalmente en el término municipal de Madrid (unas 2.800 Tm/dia) y la mayor concentración territorial en torno al área metropolitana. Detrás de Madrid la mayor produccuón de basuras se dá en Leganés con 143 Tm/dia. La produccion menor corresponde a la sierra Norte y algunos municipios aislados de la provincia, siendo el que menos basuras produce la Hiruela con 0,02 Tm/dia.

II.5.- UTILIZACION DE LODOS RESIDUALES EN AGRICULTURA

El uso de lodos residuales en agricultura como fertilizantes puede no ser beneficioso, ya que contiene metales pesados en altas concentraciones, que son potencialmente tóxicos para plantas, animales y hombre; por ello es importante controlar sus contenidos si van a ser añadidos a tierras cultivadas.

Según el Anexo I C, del Diario de las Comunidades Europeas, N° L 181/11, los valores límite para las cantidades anuales de metales pesados que se podrán introducir en las tierras cultivadas, basándose en una media de 10 años, son:

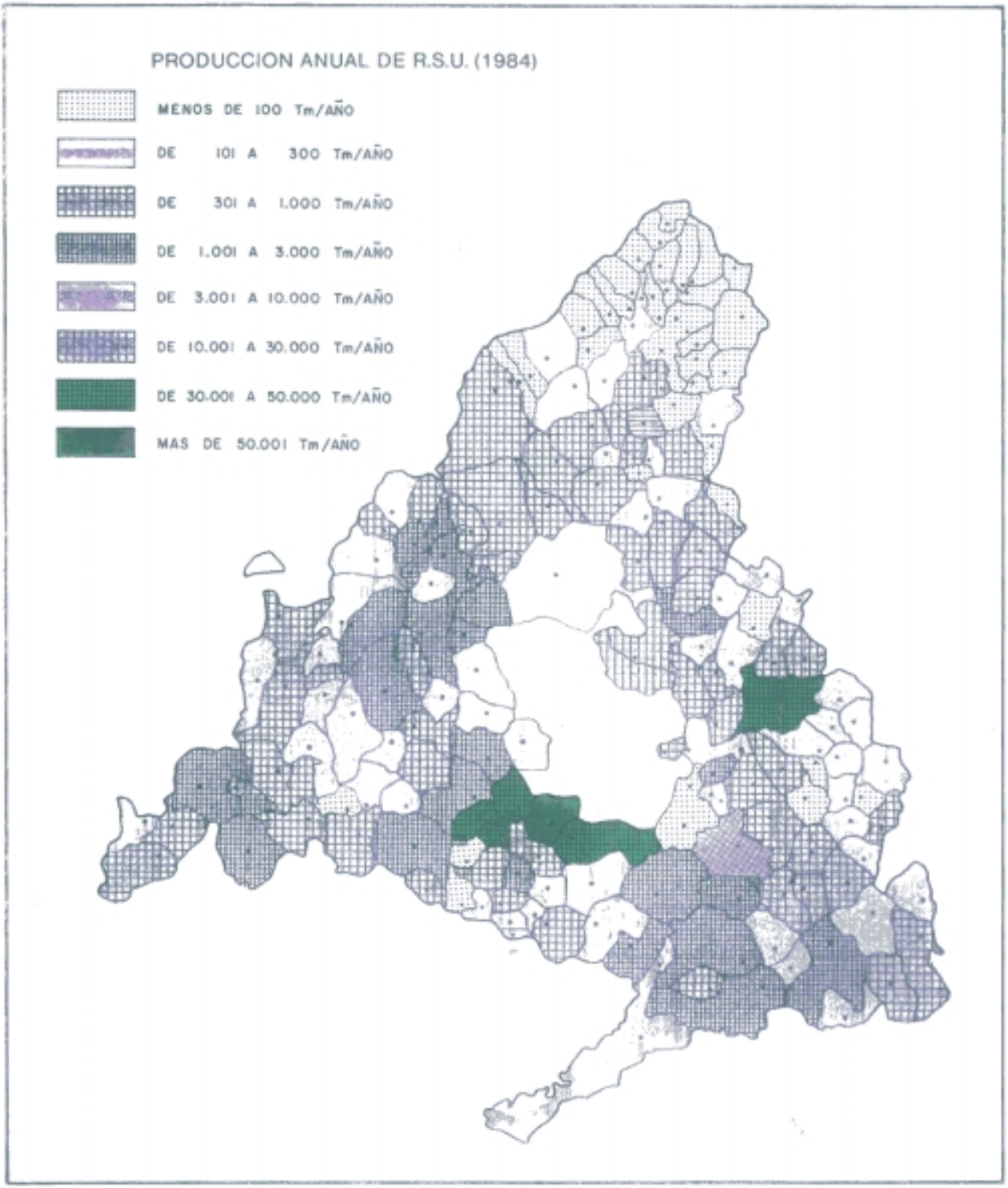

PRODUCCION ANUAL DE R.S.U. (1984)
MENOS DE 100 Tm/AÑO
DE 101 A 300 Tm/AÑO
DE 301 A 1.000 Tm/AÑO
DE 1.001 A 3.000 Tm/AÑO
DE 3.001 A 10.000 Tm/AÑO
DE 10.001 A 30.000 Tm/AÑO
DE 30.001 A 50.000 Tm/AÑO
MAS DE 50.001 Tm/AÑO

Figura 12

Parámetros	Valores límite (Kg/Ha/año)
Cadmio	0,15
Cobre	12
Niquel	3
Plomo	15
Zinc	30
Mercurio	0,1
Cromo	-

Los paises miembros de la Comunidad Europea han considerado seriamente los contenidos máximos tolerables de metales pesados en suelos agrícolas. En la directiva 86/278/CEE se fijan las concentraciones de metales pesados en suelos que reciben lodos, y las cantidades máximas anuales de estos metales pesados que pueden ser añadidas a suelos agrícolas.

Valores límites de concentraciones de metales pesados en los suelos.

(mg/kg de materia seca de una muestra representativa de los suelos cuyo pH sea de 6 a 7)

Parámetros	Valores límite
Cadmio	1 a 3
Cobre	50 a 140
Niquel	30 a 75
Plomo	50 a 300
Zinc	150 a 300
Mercurio	1 a 1,5
Cromo	-

Valores límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización en agricultura. (mg/kg de materia seca).

Parámetros	Valores límite
Cadmio	20 a 40
Cobre	1000 a 1750
Niquel	300 a 400
Plomo	750 a 1200
Zinc	2500 a 4000
Mercurio	16 a 25
Cromo	-

Además de las anteriores limitaciones, se prohibe la utilización de lodos en:

1.- Pastos o cultivos para pienso, si se procede al pastoreo o a la cosecha de los cultivos para pienso en esas tierras antes de la expiración de un determinado plazo, no inferior a 3 años.

2.- Cultivos hortícolas y frutícolas durante el periodo de vegetación, con excepción de árboles frutales.

3.- Suelos destinados a cultivos hortícolas o frutícolas en contacto directo con el suelo y que se consuman normalmente crudos, durante el periodo de 10 meses antes de la cosecha y durante la misma.

Si se utilizan lodos en suelos cuyo pH fuera inferior a 6, los Estados miembros tendrán en cuenta el aumento de la movilidad de los metales pesados, y de la absorción por las plantas, y disminuirán los valores límites fijados. Para el cinc y el cobre podrá autorizarse que sobrepasen los límites en suelos con pH constantemente superior a 7.

II.6.- CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN EL AREA URBANA DE MADRID.

La incidencia de la actividad humana sobre el entorno físico de las ciudades es muy fuerte, dando como respuesta la contaminación y deterioro del medio (Purves, 1985; García-Badell, 1987; Gregory and Walling, 1987), tambien se ha de tener en cuenta el intenso tráfico, con el que están castigadas las grandes ciudades, como Madrid y alrededores (Rodriguez Sanchidrián y Mariño, 1979a, 1979b; Pellicer et al., 1984; Moreno et al., 1992), siendo una importante fuente de contaminantes de metales pesados.

El suelo constituye una trampa geoquímica para los metales pesados. La capa superficial del suelo, puede facilmente ser arrastrada por las lluvias pasando a formar parte de los sedimentos de arroyos y rios. Ademas éstos son las vias a las que se vierten las aguas residuales, industriales y urbanas, y las arcillas de dichos sedimentos pueden atrapar los cationes de las aguas. Por ello las arcillas de estos sedimentos pueden estar muy afectadas por la contaminación.

Pellicer, (1984), estudia la fracción fina (menor de 80 mallas) de suelos de Madrid, que es la más enriquecida en arcillas y, por tanto en cationes contamiantes (Tabla 9).

Los resultados son tratados estadisticamente, resultando de ello áreas que pueden ser consideradas como más contaminadas. Los niveles más altos de Cd (Figura 13) en Madrid son alrededor de 4ppm y esta concentración se alcanza en el rio Manzanares, Arroyo Butarque, Peña Grande y Vaciamadrid.

En el suelo urbano la contaminación de este elemento no es alta; en áreas de Villaverde se ha detectado 38 ppm en la fracción fina del suelo y la fuente es posiblemente de origen industrial.

En cuanto a suelos cultivables de la zona Sur de Madrid, es en la ribera del Manzanares donde se alcanzan los valores más altos 4 ppm y en el arroyo Butarque de 4'2 ppm de Cd.

Uno de los contaminantes que más preocupan en las ciudades es el plomo, consecuencia de la densidad de tráfico.

Los valores en los sedimentos de los rios de Madrid estan dentro de un rango de 20 a 1100 ppm de Pb. Los valores más altos corresponden a los sedimentos del rio Manzanares despues de su paso por el casco urbano, hasta la depuradora de Butarque, luego el contenido en Pb

comienza a descender. En muchos casos se ha observado aumento de la contaminación, cuando el arroyo muestreado atravesaba una carretera, lo que demuestra la influencia del tráfico en la contaminación de estos arroyos.

La concentración del plomo en los suelos queda expresada en la figura 14, cabe destacar en la zona centro de Madrid valores superiores a 560 ppm. En los puntos que se indican con estrellas, en Campamento y en Villaverde, la contaminación no es originada por el tráfico, sino por la industria. En áreas cultivadas, se encuentran contenidos de Pb, relativamente altos, en las huertas del Manzanares, así como en las proximidades del arroyo de Butarque.

Con el cinc pasa lo contrario que con el plomo: las concentraciones más altas pertenecen a muestras de sedimentos de arroyos y ello es debido a que este elemento está relacionado con la dispersión hídrica. Es importante la contaminación que se observa de este metal en Carabanchel y en Villaverde (Figura 15). Con relación a los suelos de cultivo, los valores obtenidos en la ribera del Manzanares son altos pudiendo en algunos casos rebasar los 500 ppm Zn.

CONTENIDOS DE Cd, Hg, Pb Y Zn

	Cd	Hg	Pb	Zn
Sedimentos de arroyos				
Río Manzanares (Pardo) (no contaminado)	0,40	0,08	93	100
Río Manzanares (Zona Sur), después de su paso por Madrid	4,00	12,9	1.101	1.598
Arroyo Butarque	4,20	3,00	633	1.387
Arroyo de los Migueles (Vaciamadrid)	4,00	3,00	426	3.459
Arroyo Rejas	2,40	2,00	417	946
Suelos				
Suelo desarroyado sobre arenas (no contaminado, zona norte)	<0,20	0,04	40	80
Suelo desarrollado sobre margas (no contaminado, zona sur)	<0,20	0,09	60	90
Villaverde	38,00	2,59	5.563	3.704
Campamento	2,80	5,10	5.268	810
Carabanchel	8,00	3,56	387	591
Zona Centro	2,70	4,91	621	340
Atocha	1,20	1,18	973	513
Palacio de Oriente	2,20	1,27	1.566	991
Ermita del Santo (autopista M-30)	0,70	4,66	523	240
Moncloa	1,60	0,51	1.980	520
Terrenos cultivables, ribera del Manzanares	2,60	3,00	644	524

Tabla 9

MAPAS DE CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN SUELOS Y SEDIMENTOS DE ARROYOS DEL AREA URBANA DE MADRID

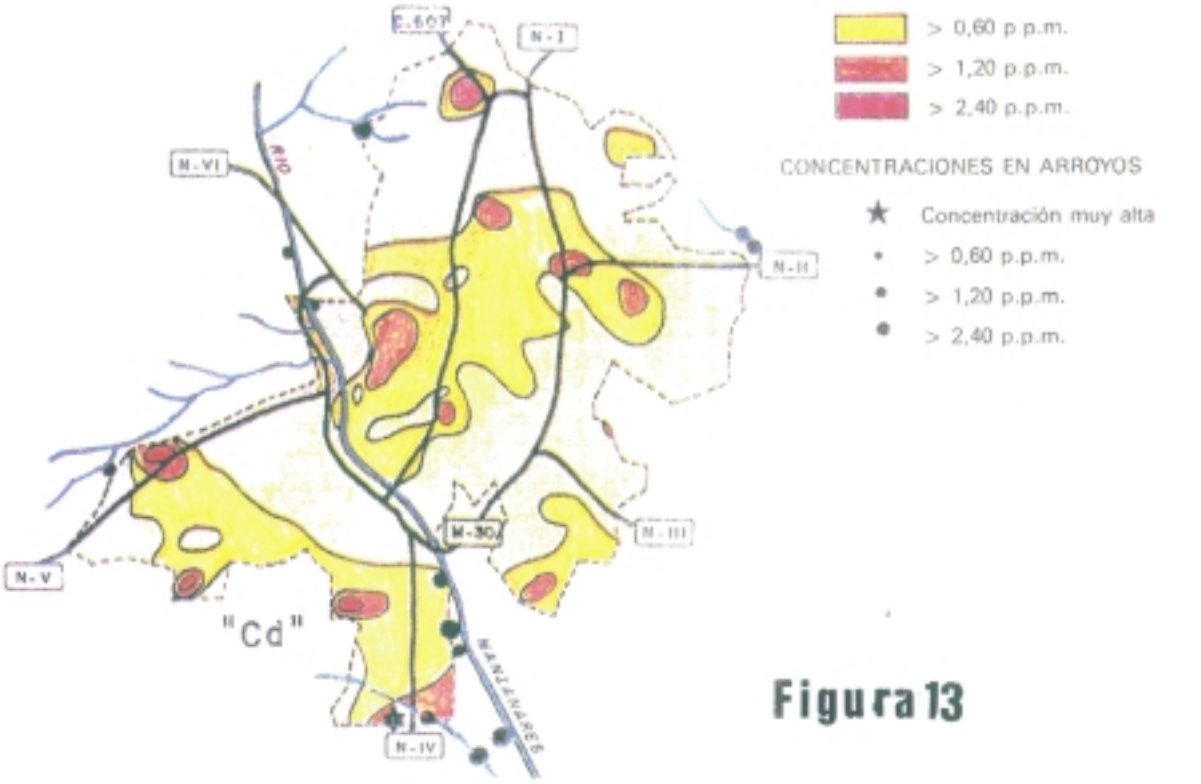


Figura 13

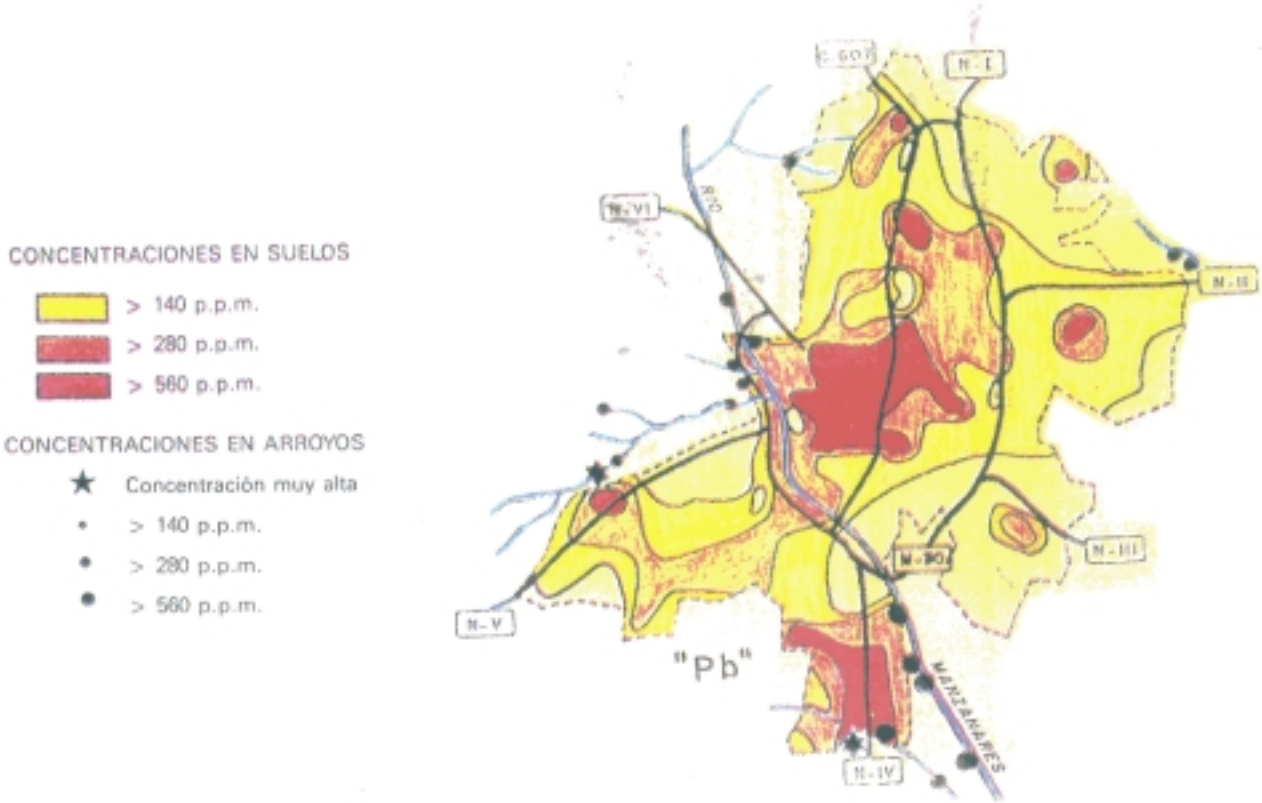
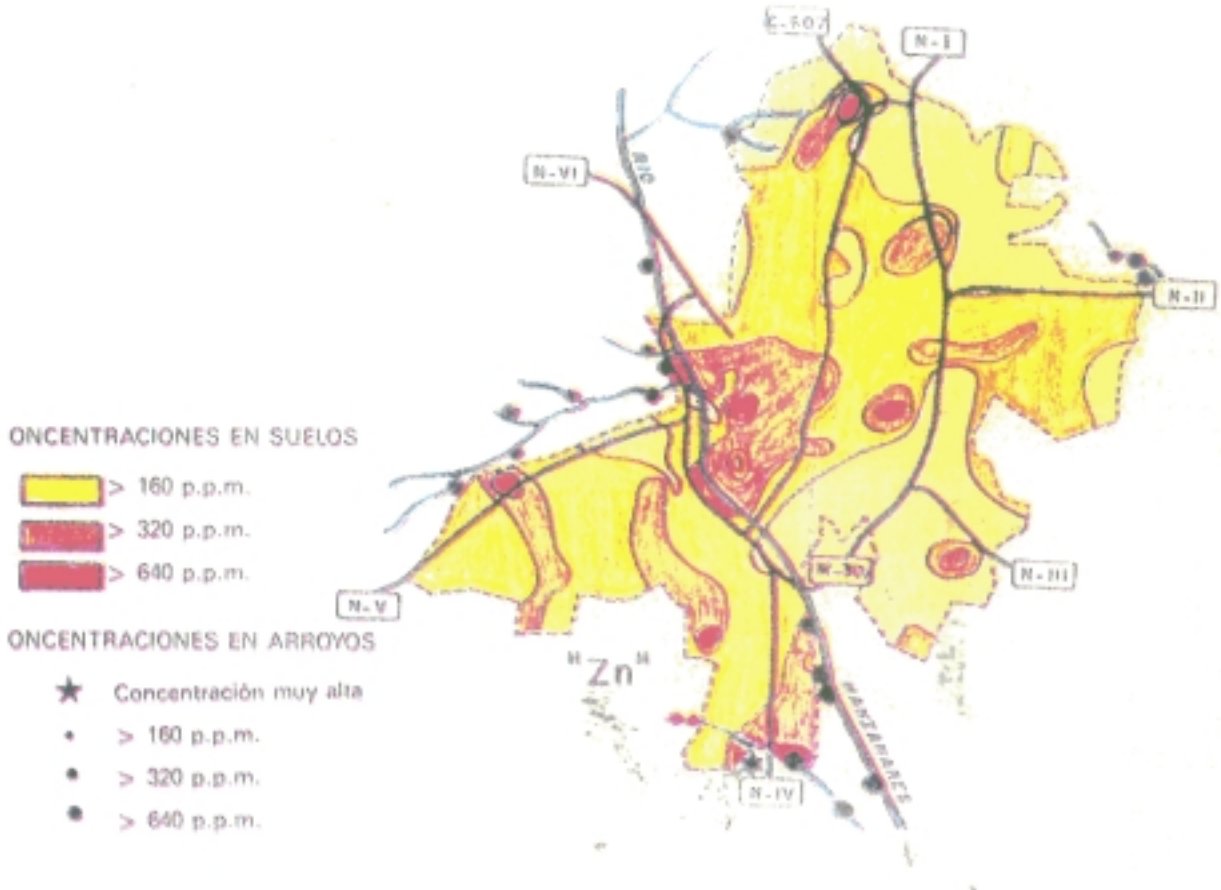


Figura 14

MAPAS DE CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN SUELOS Y SEDIMENTOS DE ARROYOS DEL AREA URBANA DE MADRID



ONCENTRACIONES EN SUELOS

- > 160 p.p.m.
- > 320 p.p.m.
- > 640 p.p.m.

ONCENTRACIONES EN ARROYOS

- ★ Concentración muy alta
- • > 160 p.p.m.
- • > 320 p.p.m.
- • > 640 p.p.m.

Figura 15

II.7.- CARACTERISTICAS GENERALES DE METALES PESADOS.

II.7.1.- PLOMO

II.7.1.1.- El Plomo en la naturaleza.

Es el metal pesado de mayor abundancia natural, con un valor que oscila de 13 a 16 ppm. (Swaine, 1955; Mitchell, 1964, 1971). El peso atómico del plomo es variable, dependiendo de su origen, aproximadamente es de 207,21 u.m.a. Sus propiedades físicas son las siguientes: densidad, 11,34 g/cc, funde a 327,43°C, siendo el punto de Ebullición de 1740°C.

Es un metal de color gris azulado, blando, maleable, fácil de fundir que se empaña al contacto con el aire.

Se presenta en la naturaleza como galena (PbS), cerusita ($PbCO_3$), anglesita ($PbSO_4$) y piromorfita ($Pb_3(PO_4)_2$) este último de menor interés económico. Estos minerales, una vez separados de la ganga y tratados adecuadamente, son sometidos a un proceso de fusión reductora en un alto horno. El plomo así obtenido está acompañado frecuentemente por otros metales tales como cobre, estaño, arsénico, antimonio, plata, cinc y bismuto, por lo que es necesario su refinamiento.

Sus dos estados de oxidación son dos y cuatro. El plomo presenta los siguientes isótopos y según su porcentaje en la naturaleza son: ^{204}Pb (1'48%), ^{206}Pb (23'6%), ^{207}Pb (22.6%), ^{208}Pb (52'3%), ^{210}Pb (<00.02%), ^{212}Pb (<00.02%).

Los dos últimos presentan actividad radiactiva y son usados en distintos experimentos como trazadores.

Sus cloruros y bromuros son débilmente solubles en agua, mientras que los carbonatos e hidróxidos son mucho más insolubles. El plomo tambien se encuentra en los minerales silicatados.

El plomo divalente presenta un radio iónico de 1.32 Å, muy semejante al del estroncio divalente de radio iónico 1.27 Å. Tambien sustituye al ión potasio de radio iónico 1.33 Å, de forma isomórfica en los feldespatos por su similitud en el radio iónico, por ello los feldespatos pueden ser plumbíferos. Además pueden reemplazar isomórficamente al Ba divalente y Na monovalente, y siendo fijado en el entramado mineral (Nriagu, 1978). A

veces el plomo está relacionado genéticamente con rocas graníticas, con contenidos que pueden ser de 30 gr/Tm, en cambio en rocas ígneas básicas el contenido es de 9 gr/Tm. En gabros y afines es de 5 gr/Tm, por lo que se puede decir que el contenido en plomo predomina en rocas ígneas de tipo ácido.

Los contenidos más altos de plomo en rocas sedimentarias se dan en el carbón con valores de 16 ppm., y en esquistos orgánicos con valores de 20 ppm. En los suelos el valor medio de plomo es de 20 ppm.

En los suelos el valor medio de plomo oscila segun paises y distintos autores, entre 10 y 25 ppm (Vinagradov, 1959; Wedepolh, 1972; Aubert and Pinta, 1977; Thornton, 1983; Berrow and Reaves, 1984). En suelos agrícolas el contenido de plomo está comprendido entre 2 a 200 ppm, pudiendo variar ampliamente, dependiendo del material original y de las distintas fuentes antropogénicas como son emisiones de humos debidos al tráfico, depósitos industriales y aguas residuales.

En suelos alejados de actividades humanas el promedio es de 5 a 25 ppm (Cannon, 1970, 1978; Bowen, 1979), apareciendo valores más altos en áreas con elevado indice de contaminación, pudiendo alcanzar los 20.000 mg/kg en zonas mineras, en general concentraciones más altas de 110 ppm de Pb total no son frecuentes en suelos naturales y por ello los valores más altos prodrían considerarse anómalos y con posibilidad de ser originados por procesos de contaminación (Swaine, 1955; Davies, 1977, 1983; Boluda et al., 1988; Broekaert et al., 1990).

El plomo incorporado en el suelo es de muy baja movilidad (Harter, 1979), por lo tanto una vez contaminado éste, lo retiene. Esta propiedad tiene consecuencias negativas para la fertilidad del suelo en áreas contaminantes, así plantas que crecen en suelos ricos en plomo, se incrementa este metal ligeramente en las cosechas.

En suelos poco maduros la relacion entre el contenido en plomo de la roca originaria y el contenido de plomo en el suelo es buena, pero en suelos más desarrollados la relación puede ser menor por una variación de este elemento por influencia de factores edáficos en la distribución del Pb en el perfil del suelo (Garate y Lucena, 1983). Podemos decir que el nivel medio de Pb en suelos no contaminados es próximo al de los valores en la corteza superior litosférica.

Por mecanismos de sedimentación gravitacional de las partículas emitidas por las chimeneas de fundiciónes se puede depositar Pb al suelo, en partículas de mayor tamaño (50

milimicras). Las partículas pequeñas, pueden sufrir una difusión Browniana, la deposición es mayor en superficies ásperas o rugosas que en las superficies lisas (Harrison and Parker, 1977; Hanssen et al, 1981). El plomo depositado sobre la vegetación llega al suelo más rapidamente por la acción de la lluvia (Goodman and Roberts, 1971; Graham and Kalma, 1974; Nriagu, 1978; Little and Wiffem, 1977; Harrison and Laxen, 1977).

La precipitación es un eficiente medio de aporte de partículas contaminantes desde la atmósfera, pudiendo originar mayor deposición de plomo que las deposiciones secas estudiadas anteriormente (Harrison and Laxen, 1978).

Los lodos procedentes de aguas residuales pueden incorporar al suelo plomo junto con otros metales pesados.

En la mayoría de los países existe un control sobre la deposición de lodos sobre suelos, ello está en función de los contenidos de Zn, Cu y Ni en los lodos y no en el contenido de Pb (Lester et al., 1979). Así considerables cantidades de Pb pueden ser adicionados a la tierra en un periodo normal de 30 años.

Una reciente revisión en las disposiciones gubernamentales de lodos residuales, ha incluido alguna restricción a la cantidad de Pb adicionado al suelo. Estas restrinciones se basan en que el Pb no es tomado ni transportado rápidamente por las plantas (Inglés et al., 1992), y por ello se elevan los niveles de plomo en los suelos, no incrementándose el contenido en planta, por lo que no ejerce efectos tóxicos en ella, pero sí puede ser ingerido directamente por los animales. El contenido de plomo acumulado sobre hierbas o superficies del suelo debe ser menor de 2000 mg/kg. El total de plomo acumulado en un periodo de treinta años podría estar en torno a 1000 Kg/ha.

Numerosos trabajos se refieren a la concentración de Pb en los bordes de las carreteras. La disminución de la concentración de Pb con la distancia a la carretera es aproximadamente exponencial (Page et al., 1973; Rodriguez Sanchidrian y Mariño, 1979a, 1979b; Cala et al., 1985; Font y Navarro, 1991; Perez, 1991).

II.7.1.2.- El Plomo y los componentes del suelo.

El plomo en el suelo puede reaccionar con algunos aniones tales como: SO_4^{2-}, PO_4^{3-} o CO_3^{2-} para formar sales escasamente solubles. Hay varios mecanismos que pueden inmovilizar el plomo en los suelos (Harter, 1979), por ejemplo, el Pb se puede inmovilizar por la formación de complejos por la materia orgánica, así se fija la mayor parte del plomo con ácidos húmicos y fúlvicos (Morteson, 1963; Serrano y Pellicer, 1991); por adsorción por los minerales de la arcilla, y sobre óxidos e hidróxidos de Fe y Mn. El dióxido de manganeso adsorbe fuertemente a éste metal con preferencia sobre otros metales pesados. Igualmente la capacidad de intercambio catiónico de los suelos puede actuar en la dinámica de los metales.

El plomo se encuentra en el suelo en forma iónica, adsorbido en distintos constituyentes (Nriagu, 1978; Fergusson, 1982) y formando parte de las redes cristalinas de los minerales. Sposito (1984, 1989) obtuvo, por extracción en suelos abonados con lodos residuales distintas fracciones de plomo: soluble en agua, intercambiable, orgánico, en forma de carbonatos y como sulfuro. Encontrando que las fracciones dominantes eran, por orden secuencial: carbonato > > sulfuro > orgánico > soluble y adsorbido. Los bajos porcentajes de las formas "solubles" y "adsorbidas" podrían ser significativas y tener relación con el bajo aprovechamiento del Pb por las plantas.

Parte de la solubilidad del Pb está afectada por las formas que predominan a distintos pH del suelo. A pH inferiores a 6 es la forma Pb^{++} la que predomina, siendo la $Pb(OH)^+$ la que adquiere mayores concentraciones entre pH 6 a 10 (Hahne and Kroontje, 1973; Lindsay, 1981).

Salim y Cooksey (1980) y Garate y col. (1982), observaron que la materia orgánica y la arcilla son los constituyentes del suelo que contribuyen a la adsorción de Pb, mientras que la influencia de otros adsorbentes como los óxidos de manganeso son despreciables. Si embargo, diversos estudios de McKenzie (1980) y McLean y col., (1969), demostraron que el papel de los óxidos de Mn, Fe y posiblemente el Al, deben ser tenidos en cuenta en la adsorción del Pb por el suelo.

Zimdahl y Skogerboe (1973) muestran que la fijación del Pb en los suelos es debido fundamentalmente a reacciones con compuestos orgánicos insolubles, para ellos, la precipitación por carbonatos y adsorción por óxidos e hidróxidos parece tener poca importancia. Por otra parte, Stevenson (1976) y Saar y Weber (1980), atribuyeron al Pb la

formación de quelatos solubles con materia orgánica.

Bittel and Miller (1974), estudiaron la adsorción del Pb en lugares de cambio de las arcillas (montmorillonita, illita y caolinita), y comprobaron que el Pb era adsorbido preferentemente frente al Ca^{2+}. Esta competitividad por la adsorción ha sido estudiada por otros autores como Griffin y Au (1977), viendo que la adsorción de Pb por la montmorillonita cálcica dependía de la relacion Pb/Ca en la solución.

La textura del suelo y, principalmente, el contenido en arcillas, tiene gran influencia en las disponibilidad de plomo. Los suelos con alto contenido en minerales arcillosos generalmente, tienen alta capacidad total de cambio y elevada capacidad de unión para cationes.

La fuerte afinidad del Pb y otros metales por la fracción arcilla comparada con las de la fracción arena, fué estudiada por Le Riche and Weir (1963), Kinniburgh y col. (1976) y Andersson (1979).

La mineralogía de arcillas tambien influye en la adsorción del Pb, Lagerwerff and Brower (1973) obtuvieron que en presencia de Al^{3+} el Pb era adsorbido más fuertemente por suelos con caolinita y montmorillonita que por los que contenían illita, mientras que en presencia de Ca^{2+} la adsorción de Pb era más fuerte en suelos con montmorillonita que en los que contenian caolinita e illita.

El mecanismo de fijación del metal por la matería orgánica es el intercambio iónico. Bunzl y col., (1976) y Bolt (1979) estudiaron la cinética de adsorción de los iones: plomo, cobre, cadmio, cinc y calcio, por la materia orgánica por procesos de intercambio iónico entre estos iones y el H^+ como ión competitivo, obteniéndose que la adsorción se llevaba a cabo en primer lugar para el Pb, y que la unión a la matería orgánica parecía ser más fuerte para el Pb y Cu que para el Zn y Cd.

La capacidad de fijación del Pb por la materia orgánica ha sido también investigada en varios estudios de absorción por plantas. La adición de abono orgánico al suelo reduce la absorción del Pb por la planta (McLean et al., 1969; Zimdahl and Arvik, 1973; Walker et al., 1977). No obstante, la materia orgánica no solamente produce fijación del Pb en el suelo, sino que también forma complejos quelados solubles con este elemento, aumentando así su disponibilidad para las plantas.

El pH del suelo es probablemente, el factor más importante que afecta a la solubilidad, movilidad y fitodisponibilidad del Pb. Ya Griffeth (1919) observó que la

toxicidad de dicho elemento era inversamente proporcional al pH del suelo. Si aumenta el pH del suelo desciende en él la toxicidad.

MacLean y col. (1969) observaron que al añadir cal al suelo decendía la absorción del Pb por la avena y alfalfa,, debido a que se inhibía la solubilidad del Pb, por la gran capacidad de la materia orgánica para complejar al plomo, al aumentar el pH.

Zimdahl y Arvik (1973) encontraron que el encalado de suelos no tenía efecto importante en la absorción de Pb en la planta de maíz, pero sí parecía frenar el transporte de Pb a las partes altas de las plantas. John y Van Laerhoven (1972) indicaron que la formación de CO_3Pb como resultado del encalado, no debía ser el único factor que afectara a la disponibilidad del Pb.

Para Reddy y Patrick (1977) la adición de cal a los suelos tiene, en primer lugar, un efecto sobre la absorción por la planta de Pb, debido en parte, a la competitividad entre este elemento y el Ca por los lugares de intercambio en la matriz del suelo y, por otra parte, afecta al traslado del Pb desde las raíces a los brotes de la planta.

II.7.1.3.- Absorción y transporte en plantas. Toxicidad.

El Pb total existente en suelos no es buen indicador del Pb utilizable por las plantas, sí lo es en cambio, el Pb extraible usando extractantes diversos como: HCl (Cala y Sanchidrian, 1989) y NH_4OAc (Perez, 1991) y otros. Por tanto la disponibilidad estimada de este elemento puede depender de varios factores como son: el tipo de agente extractante, las propiedades del suelo, su textura (Garate y Lucena, 1983) y la especie de la planta.

Usando acetato amónico como extractante a distintas normalidades, John (1975), comprobó que al disminuir la normalidad, tambien descendía la concentración del elemento extraído.

La mayor o menor facilidad para extraer el Pb del suelo está influida por varios factores: los suelos ricos en cal, con alto pH, presentan menos plomo extraíble (McLean et al., 1969; John, 1975); suelos con altos niveles de fosfatos (MacLean et al, 1969), materia orgánica y contenidos en arcilla (Karamanos et al, 1976) presentan reducida extractabilidad de plomo.

De forma general, podemos decir, que el Pb se acumula preferentemente en las raíces, esto coincide con diversas experiencias realizadas por Motto y col. (1970). En estos experimentos hicieron nacer varias especies de cultivos en suelos contaminados y en arena

lavada con ácidos a los cuales se le añadía Pb soluble en pequeñas concentraciones. Se vió que el Pb era absorbido a través del sistema de la raíz y su paso hacia otras partes de la planta era limitada, es decir la mayoría del Plomo quedaba acumulado en las raices del vegetal.

Jones y Hatch (1945) compararon varias especies de plantas que crecían en suelos tratados con arseniato de plomo, con otros suelos no tratados, los valores medios obtenidos de plomo en plantas fueron de 7'3 ppm en suelos no tratados y 11'2 ppm en suelos tratados. Una pequeña cantidad se encontraba en las partes aéreas de la planta, y el mayor contenido se produjo en las raíces. Dedolph y col. (1970), buscaron la influencia del aire, agua y suelo en el contenido de plomo en vegetales, siendo unicamente aire y suelo fuentes significativas.

Baumhardt y Welch (1972) observaron en experimentos con maíz que el Pb obsorbido en la raíz pasaba a las partes aéreas pero no al grano.

La absorción del plomo en la raíz a partir del suelo parece que es un proceso pasivo, que se realiza rápidamente en lugares de intercambio en espacios libres de la raíz, en equilibrio con la concentración de la solución del suelo.

El plomo es absorbido más lentamente en las raíces que el Cd y, consecuentemente, pasa menos al interior celular (Miller et al., 1977; Biddappa and Chino, 1981).

También el Pb puede formar complejos insolubles con los constituyentes de la pared celular, y esto disminuye su traslado a las distintas partes de la planta.

De manera general, se puede decir, que el plomo atmosférico incrementa los contenidos de plomo en la vegetación por deposición directa en la misma (Lobersli et al., 1991) y por deposición en el suelo y posterior absorción a partir de la raíz.

Roberts y Johnson (1978) indicaron los factores que pueden afectar a la retencion del plomo por deposición directa en la vegetación, estos son: tamaño de partícula, composición química, rugosidad, humedad, viscosidad de la superficie de las hojas, humedad relativa y velocidad del viento.

Un alto porcentaje de plomo depositado en la superficie de la vegetación, puede ser arrastrado por el agua (Crump and Barlow 1980, Carlson et al. 1976).

Otros investigadores (Lagerwerff et al, 1973; Davies 1980; Page and Gange, 1970) estudian la influencia del plomo atmosférico en la vegetación y sus efectos en la calidad de las misma para la alimentación animal.

De hecho, Höll y Hampp (1975) opinan que el plomo es parcialmente depositado en

la superficie y parcialmente incorporado en los tejidos de las plantas, aún después de un lavado de 24 horas.

El plomo depositado en la superficie de las plantas, encuentra un barrera mecánica de protección para su absorción, por parte de la misma. Estos obstáculos son las ceras cuticulares que recubren las hojas, tallos y frutas de plantas superiores (Schuck and Locke, 1970; Carlson et al., 1976; Alloway and Morgan, 1987; Nielsen et al., 1989; Benton Jones et al., 1990). Unicamente pequeñas cantidades de plomo atraviesan la cutícula, en excepcionales condiciones de solubilidad y pH.

Las partículas de plomo que se acumulan en la superficie de las hojas pueden causar efectos fisiológicos, obstruyendo los estomas de las hojas e impidiendo su intercambio aéreo, o interrumpiendo vías metabólicas cuando han penetrado en las hojas. Carlson y col. (1976), no encontraron evidencias de que las partículas de plomo contenidas en las hojas de soja interviniesen en el proceso de la fotosíntesis.

Suelos con un alto contenido en fosfatos inmovilizan el Pb e impiden su absorción por la planta. Los sulfuros tambien inmovilizan el plomo, debido a que el Pb se une a los grupos $S^{=}$ de los aminoácidos y proteinas de la raiz de la planta e impiden su ascenso a las partes altas de la misma.

La fitotoxicidad del plomo es relativamente baja comparada con la de otros elementos trazas (Chino, 1981). siguiendo la secuencia:

$$Cd > Cu > Co = Ni > As = Cr > Zn > Mn = Fe > = Pb.$$

El valor crítico de la concentración de plomo se encuentra para Davies y col. (1978), en un valor medio de 35 ppm (peso en seco) en hojas y brotes de cebada. Chino (1981) encontró los siguientes niveles tóxicos para el plomo: 50 a 2000 ppm en partes aéreas y 300 a 3000 ppm para raíces. El exceso de Pb en plantas altera varias funciones fisiológicas y bioquímicas en las plantas. De forma general podemos decir que altera los sistemas de producción de energía de la planta.

II.7.1.4.- El Plomo en el organismo.

En las exposiciones al plomo de origen profesional, existe el riesgo de intoxicación crónica, originando la enfermedad enfermedad profesional denominada saturnismo. La acumulación de plomo en el organismo ocasiona la constricción del sistema periférico

vascular y afecta a la sangre y a los tejidos hematopoyéticos (médula ósea). Los efectos hematopoyéticos aparecen precozmente, antes que cualquier otro síntoma, por lo que constituyen dato de gran importancia para el diagnóstico. Este metal no solo dificulta la síntesis de hemoglobina, sino que acorta la vida de los eritrocitos entre otras alteraciones que sirven para el diagnóstico de la enfermedad.

Los sintomas que se presentan en la intoxicación por plomo son: Fatiga, disminucion de la capacidad física, alteraciones del sueño, cefalalgias, dolores de huesos, gástricos, estreñimiento, inapetencia, palidez de la piel debido a la vasoconstricción.

Si continua la absorción de plomo, las enfermedad evoluciona normalmente hacia una mayor gravedad, que se manifiesta por anomalías en el aparato digestivo y sistema nervioso (Desoille et al., 1986).

Se ha visto que el Zn juega un papel protector en los casos de intoxicación por plomo, invirtiendo los efectos inhibitorios enzimáticos del plomo, y de esta manera, constituye un elemento útil para su uso conjunto con la terapia de quelación en los casos de intoxicación por plomo.

Según la directiva del Consejo de las Comunidades Europeas de 28 de julio de 1982, se establecen unas normas, ante los riesgos ocasionados a personas con una exposición al plomo metálico y a sus compuestos iónicos y se establecen unos valores límite.

La absorción cutanea es nula para el plomo y sus compuestos inorgánicos, siendo la principal via de entrada en el organísmo la inhalación de humos y polvos, principalmente en operaciones que se trabaje con plomo a temperaturas superiores a 500°C, como en las de soldadura, fundición y recubrimiento de metales o también las de desguaces de estructuras metálicas pintadas con pigmentos a base de plomo.

Durante la inhalación de humos y vapores de plomo, este metal empieza a absorberse en las vias respiratorias altas, pero la mayor cantidad pasa a la sangre a través de los pulmones. La proporción de plomo absorbida depende de la de polvo, referida a partículas menores de 5 mu y del caudal del aire respirado por la persona.

La mayor parte del plomo insoluble ingerido se excreta con las heces, aunque el ácido clorhídrico del jugo gástrico favorece la absorción intestinal.

La ingestión de sales de plomo solubles hace que éstas sean absorbidas masivamente y pasen al torrente circulatorio. La mayor parte del plomo existente en la sangre es retenido por los eritrocitos, pero otra gran parte es acumulado en el tejido óseo.

La eliminación de este metal se realiza por la orina y las heces. Sin embargo, el plomo en orina indica mucho mejor el nivel de absorción, ya que el plomo de las heces proviene la mayoría de los casos del metal no absorbido.

No se conoce para el plomo y sus compuestos inorgánicos, ningun caso de intoxicación mortal por inhalación, y tambien es dificil que se presente por ingestión.

II.7.1.5.- Uso y propiedades.

El plomo es un metal que se oxida a la temperatura ordinaria con el oxígeno del aire, formando una película de Pb_2O que produce el empañamiento de su brillo metálico. Por elevación de la temperatura se producen otros óxidos, como el litargirio, PbO, y el minio, Pb_3O_4. La película de Pb_2O formada, impide una ulterior oxidación del plomo, esto provoca la estraordinaria resistencia de este metal a la corrosión.

El ácido sulfúrico lo ataca en caliente con formación de sulfato de plomo. El ácido clorhídrico solo reacciona con el plomo en caliente y concentrado. En cambio, el ácido nítrico reacciona con este metal a la temperatura ordinaria con desprendimiento de vapores nitrosos y formación de nitrato de plomo. Tambien reacciona con el ácido fosfórico para dar fosfato de plomo insoluble.

El plomo se alea con otros metales, mejorando las propiedades físicas del arsénico, estaño y bismuto. Tambien es de interés su adición a aleaciones como el latón, el bronce y acero, a las que confiere características especiales.

Se utiliza para la fabricación de planchas o tubos muy resistentes a la corrosión, que se emplean en las industrias químicas y en la construcción, para recubrimientos protectores de otros metales, mediante los procesos de plombado a la gota, por inmersión o por pulverización de plomo fundido en virtud de la resistencia a la corrosión. Tambien se utiliza en revestimientos de cables, en aleación con otros metales, como el estaño, para elemento de soldadura, en la industria del automovil, en baños de termotratamiento, para el revenido de alambres e hilos metálicos, asi como su trefilado. Igualmente se usa como protector contra radiaciones ionizantes, en aleación con otros metales, para mejorar sus propiedades mecánicas y químicas, en forma de diversos compuestos, como el minio, en la fabricación de pinturas anticorrosivas, y en la fabricación de caracteres de imprenta, asi mismo se utiliza en vidriado y objetos cerámicos, en la fabricación de algunos materiales plásticos, en forma de estearato o carbonato, empleándose también en la fabricación de vidrios ópticos, debido

al alto indice de refracción que poseen los vidrios con gran contenido en óxido de plomo y en forma de arseniato, como pesticida, si bien se sustituye actualmente por otros menos tóxicos.

Tambien se emplea bajo forma de compuestos orgánicos, como el plomo tetraetilo.

II.7.2.- CINC.

II.7.2.1.- El Cinc en la naturaleza.

Es un metal de color blanco azulado, brillante en cortes recientes, poco dúctil y poco maleable.

Su peso atómico es de 65,38; presenta una densidad de 7,14 g/cm^3, funde a 419,4°C y su punto de ebullición es de 907°C a 760 mm. de presión; la densidad de vapor es de 2,5 (aire=1).

Es divalente en todos sus compuestos; está formado por cinco isótopos estables: ^{64}Zn, ^{66}Zn, ^{67}Zn, ^{68}Zn y ^{70}Zn cuya abundancia relativa es de 48'89%, 27'81%, 4'11%, 18'56% y 0'62%, respectivamente.

La mayoría del Zn producido en el mundo procede de las minas de sulfuro de Zn, aunque se conocen más de 80 menas de otros compuestos de Zn.

Las principales menas son los sulfuros (esfalerita y wurtzita) y sus formas de alteración, como smithsonita y hemimorfita.

La producción mundial de Zn en 1930 fue de 1'6 millones de Tm, en 1950 de 2'15 millones de Tm y en 1979 aproximadamente de 6 millones de Tm.

El Zn es el 4° metal del mundo en consumo, después del Fe, Al y Cu. La industria del automóvil utiliza, aproximadamente la mitad de la producción.

La existencia de Zn metálico en la naturaleza es escasa, existe primariamente como sulfuro, minerales silicatados, y carbonato de Zn; el principal mineral es la esfalerita (ZnS), siguen en importancia smithsonita ($ZnCO_3$), cincita (ZnO), y la willemita (Zn_2SiO_4), y la hemimorfita $Zn_4Si_2O_9(OH)_2.H_2O$ y sustituye al Mg en algunos minerales silicatados. El valor medio de Zn en la corteza terrestre es de 70 a 80 ppm, ocupando la posición 24 en abundancia, comparado con las 50.000 a 60.000 ppm de Fe, 1.000 ppm para el Mn, 50 a 60 ppm de Cu (Krauskopf, 1972).

El Zn es poco abundante en rocas metamórficas e ígneas en forma de sulfuro, la

mayor parte aparece como constituyente en los minerales que forman estas rocas (Fortescue, 1980; Fergusson, 1982) como magnetita (Fe_3O_4), piroxenos [$(Mg,Fe)Si_2O_6$ y $Ca(Mg,Fe)Si_2O_6$], anfiboles, biotitas, espinelas y estaurolitas. Las concentraciones en estos minerales de Zn(ppm) son: en magnetita <25-2500, olivino 50-82, estaurolita 2000-6000, piroxenos <30-2250, anfíboles 34-8900 y biotitas 40-2540.

Los minerales de la fracción arcillosa tienen las siguientes concentraciones en Zn(ppm): moscovita 2-200, illita 120, clorita 33-1600, montmorillonita 73-156 y caolinita 14-264. La abundancia en Zn de los distintos minerales, depende de la concentración de Zn en el magma y en las rocas premetamórficas, y la posibilidad de incorporarlo a la estructura del cristal (Davis, 1973; Wedepohl, 1974).

II.7.2.2.- El Cinc y los componentes del suelo.

El Zn se encuentra en el suelo bajo formas químicas diferentes: solubles en el agua, complejado o nó, cambiable, extraible de posiciones no cambiables, precipitado, en organísmos y restos orgánicos y constituyendo minerales primarios o secundarios. Entre las diferentes formas existen mecanismos de equilibrio que en general podrían expresarse:

$$\text{Zn-Suelo} \quad <=> \quad \text{Zn-Solución}$$

El Zn de la solución del suelo y las formas cambiables son facilmente utilizables por las plantas, mientras que las otras formas son no aprovechables o dificilmente aprovechables.

La solubilidad de los compuestos de Zn en el suelo disminuye cuando se incrementa el pH. Norvell (1972), Lindsay (1972) y Mattigod et al. (1981) y Forstner (1988), estudian la solubilidad de varios minerales de Zn en el suelo, y deducen que por cada unidad que se incrementa el pH disminuye 100 veces la solubilidad de los minerales de Zn estudiados. Este mismo comportamiento lo presentan otros metales como el Fe, Mn y Cu.

$$\text{Zn-Suelo} + 2H^+ \quad <=> \quad \text{H-Suelo} + Zn^{2+}$$

Las formas iónicas del Zn son: Zn^{2+}, $Zn(OH)^+$, $Zn(OH)_2$, $Zn(OH)_3^-$ y algo de $Zn(OH)_4^{2-}$. Con valores inferiores a pH=7'7 dominan especies solubles como Zn^{2+} y $ZnOH^+$, y por encima de 9,1 predomina $Zn(OH)_2$ (Lindsay, 1981).

Las deficiencias en Zn en suelos se asocian frecuentemente a pH altos (Pickering, 1981), ya que a valores bajos de pH existe Zn^{2+} soluble e intercambiable en el suelo, mientras que a altos pH, la solubilidad del Zn en el suelo es baja y solo pequeñas cantidades de Zn^{2+} son retenidas por el complejo de cambio.

Viets, Roawn y Crawford (1957), han comprobado el efecto de la tipología de suelos en la absorción de Zn por las plantas y la influencia del pH en su aprovechamiento. Cuando el pH del suelo desciende, la absorción del Zn por las plantas se incrementa. Usando distintos aportes de compuestos nitrógenados que modifican los pH del suelo también se modifica la absorción del Zn. La relación entre el aprovechamiento del Zn y el pH del suelo no siempre es igual, ya que pueden existir deficiencias incluso en suelos ligeramente ácidos (Randhawa and Broadbent, 1965), aunque es más común en suelos con pH alto y bajas proporciones de materia orgánica.

Los suelos pueden adsorber Zn en su complejo de cambio a partir de formas solubles en proporción relacionada generalmente con la capacidad de cambio de las arcillas. La montmorillonita sin embargo, puede adsorber Zn por encima de los valores de la capacidad de cambio catiónico (Binghan et al., 1965), particularmente cerca de pH neutro o alcalino, tan alta adsorción se podría justificar por la retención por cargas variables y la formación de precipitados, como hidróxidos, en la estructura de la arcilla (Pickering, 1981). La cantidad total del Zn del suelo se relaciona significativamente tanto con la fracción fina, como con los óxidos de Mn y Fe (Graña et al., 1991)

La materia orgánica del suelo forma compuestos muy estables con el Zn, siendo los grupos -COOH y fenólicos importantes en esta adsorción. Estudios de Randhawa y Broadbent (1965), indican que estos grupos funcionales existentes en ácidos húmicos y fulvicos forman un complejo, en algunos casos de tipo quelatos (Himes and Barber, 1957), que tienen el efecto de secuestro del Zn. Estos complejos pueden protejer a este elemento de nuevas reacciones con los componentes inorgánicos del suelo y puede mejorar su aprovechamiento por la planta (Randle and Hartmann, 1987). Cuando las deficiencias en Zn están asociadas con baja proporción de materia orgánica en el suelo, los aportes orgánicos incrementan sorprendentemente, la absorción de Zn.

Utilizando técnicas de extracción secuencial (Cala et al., 1989) se comprueba una tendencia preferente en el Zn para asociarse a óxidos e hidróxidos de Fe y Mn amorfos o de bajo grado de cristalidad, que está de acuerdo con lo observado por otros autores (Jenne, 1968; Kabata Pendias and Pendias, 1984: Broekaert et al., 1990; Serrano y Pellicer, 1991).

Altas cantidades de fosforo inducen deficiencias de Zn en plantas, debido a la formación de fosfatos de Zn insolubles en el suelo. Lindsay (1972), examina la teoría de esta reacción y deduce que la formación de compuestos, como $Zn_3(PO_4).4H_2O$, difícilmente

puede ser considerada como impedimento de la absorción del Zn por las plantas, debido a su relativa elevada solubilidad e incluso sugiere que este compuesto podría ser un buen fertilizante de Zn.

Para otros autores la adición de fertilizantes fosfatados originarían deficiencias en Zn, siendo tal vez un problema fisiológico más que un fenómeno de la química del suelo, (Judy et al., 1964; Adriano and Murphy 1970).

La formación de fosfatos de Zn insolubles en la superficie de la raiz, que pueden dar lugar a la formación de fosfatos de Fe en esta misma área, pueden originar problemas en el transporte del Zn desde la raiz al tallo en las plantas, originando deficiencias de este elemento.

Aunque la concentración de Zn total en suelos es normalmente uniforme en el perfil (Guitian, 1976), el aprovechamiento del Zn por la planta está asociado al horizonte superficial que presenta el máximo contenido de materia orgánica. La absorción del Zn por las plantas se realiza por las raices y cuando la planta muere, el Zn retorna al suelo con los restos orgánicos. Por ello se observa un mínimo en las zonas del suelo con mayor desarrollo radicular, siendo mayor la proporción de Zn por debajo de la misma.

II.7.2.3.- Absorción y transporte en plantas. Deficiencia y toxicidad

El Zn es requerido en pequeñas cantidades para el normal desarrollo de la planta, pero su papel es tan importante como el de los macronutrientes. Las deficiencias de Zn son más frecuentes que la de otros elementos y originan un descenso en la nutrición de la planta, crecimiento y producción vegetal.

El Zn está presente en la composición de gran número de metaloenzimas, es esencial en la estabilidad de ribosomas citoplasmáticos, cataliza procesos de oxidación, está relacionado con la síntesis del ácido auxinindolacético y con la transformación de carbohidratos.

La absorción del Zn por las plantas está controlada en principio por su difusión en la solución del suelo. Barber et al (1963), usando isótopos radiactivos de Zn, demuestran que el Zn se moviliza en la proximidad de las raices de las plantas, estableciéndose un gradiente de difusión a favor de la raiz, a medida que la planta toma el Zn de la solución del suelo, se van solubilizando nuevas cantidades (Elgawhary et al., 1970).

La cantidad de Zn móvil varía con el tipo de suelo y explica como algunos suelos

pueden tener más aptitud que otros para la reacción:

Zn-suelo < = > Zn-solución

Dos factores controlan la absorción del Zn, su concentración en la solución del suelo, y la capacidad ó aptitud del suelo para recuperar el nivel de Zn en solución (Mitchell 1972).

Frecuentemente en suelos arenosos la absorción de este elemento es menor porque es baja la cantidad del mismo debilmente retenida, la falta de materia orgánica, típico de estos suelos reduce la cantidad del Zn lábil presente. Follett y Lindsay (1971), Lindsay y Norwell (1969, 1978) explican una elevada correlación entre materia orgánica y la fracción extraible de Zn con DTPA en forma de quelato. Por otro lado (Rashhid, 1974), suelos tratados con turba y estiercol son también, ocasionalmente deficientes en Zn, tal vez por ser excesiva la pérdida de Zn en el horizonte superficial debido a la recolección de plantas que contribuyen a disminuir la concentración de Zn retenido.

El Zn absorbible está fuertemente afectado por la temperatura del suelo, niveles de Zn en suelos que son adecuados en una estación del año, pueden ser deficientes en la siguiente, siendo las situaciones de deficiencia en Zn normalmente más pronunciadas durante el periodo frio. El incremento en el aprovechamiento del Zn en suelos tratados a elevadas temperaturas (Bauer and Lindsay, 1965; Gallagher and Murphy, 1978), no sirve para determinar la variación de la absorción del metal por las cosechas ya que experimentalmente se extrae más Zn del movilizado naturalmente.

Existen varias explicaciones para justificar el efecto de la temperatura en la absorción del Zn:

1) La plantas se desarrollan menos a bajas temperaturas, y la zona del suelo explorada por la raiz es pequeña.

2) Los procesos de difusión son también menores con menores temperaturas y se reduce el movimiento del Zn, desplazado de unas áreas a otras en solución.

3) A bajas temperaturas se restringe la actividad de los organismos del suelo. Por esta razón, disminuye el Zn liberado desde la materia orgánica donde estaba retenido, que es el que puede ser movilizado por las plantas en la solución del suelo.

El frío puede producir condiciones mucho más severas en las deficiencias de Zn que las debidas al calor.

La absorción del Zn por los vegetales depende de las especies y variedades de plantas que presentan una diferente susceptibilidad a las deficiencias de Zn.

La concentración de Zn en las plantas oscila entre 20 y 100 ppm. Las partes más jóvenes de la planta contienen más Zn que las más viejas, más contenido las hojas y menos los tallos, la concentración de Zn disminuye con la edad.

Hay interaciones con otros nutrientes; si el aumento de la concentración de fósforo (Halim et al., 1968) en el suelo disminuye los contenidos de Zn en las plantas al igual que el aumento de Fe y Mn.

De forma general, para distintas plantas de cultivo, una concentración inferior a 20 ppm. indica una carencia segura.

Menos conocidos son los intervalos de toxicidad del Zn para la planta, pero concentraciones de 100 ppm son excesivas y concentraciones de más de 400 ppm. son tóxicas para muchas plantas de cultivo (Jones, 1972: Ruano et al., 1987; Barceló y Poschenrieder, 1992).

La toxicidad por exceso puede ser debida a la acidificación de algunos suelos, y por la aplicación continuada de Zn (Beavington, 1975), y se contrarresta mediante empleo de cal o fertilizando con fósforo.

La absorción del Zn es realizada de forma pasiva y activa. La absorción pasiva resulta de la absorción electrostática del ión Zn a través de las paredes celulares y otras superficies en los espacios libres de la raiz; esta adhesión del Zn en las células de superficie es inespecífica, no queda unido metabólicamente, siendo la fuerza de adhesión mayor que la atracción de cationes a la superficie de las arcillas. Este Zn absorbido, queda cambiable y puede representar más del 90% del Zn tomado por la raiz de la planta. La absorción activa es altamente selectiva y el metal queda unido metabólicamente. Los factores que disminuyen la actividad metabólica de la raiz, tienden a disminuir la absorción de los nutrientes. La temperatura y el oxígeno son factores suplementarios, pudiendo las bajas temperaturas y ciertos antimetabolitos reducir la absorción activa.

El Zn tiene una movilidad intermedia en la planta comparada con la de otros elementos, acumulándose en la raiz y tejidos jóvenes. La capacidad para absorber el Zn desde la fuente de nutrientes y de transportarlo desde la raiz hasta el tallo es diferente según las especies y variedades de vegetales (Bowen 1969; Bernard et al, 1980).

Las concentraciones de Zn en las hojas de las plantas son variables, dependiendo de la especie, variedad y condiciones de crecimiento; son anormalmente altas en muchas plantas jóvenes y decrece con la edad debido a los efectos de dilución y al eventual transporte a la

semilla (John, 1974).

El papel enzimático del Zn ha sido establecido por numerosos estudios. Constituye el componente esencial en numerosas deshidrogenasas, proteinasas y peptidasas. Se ha podido observar que cuando hay deficiencias de Zn se origina un descenso de los niveles de RNA (Ac.ribonucléico) y de ribosomas contenidos en las células.

La carencia de Zn puede reducir el rendimiento de la planta hasta un 50%, sin que haya síntomas visibles, se trata usando fertilizantes minerales y subproductos. Los principales fertilizantes naturales de Zn son: el estiercol y lodos orgánicos que contienen apreciables cantidades de este elemento pudiendose originar problemas de toxicidad si su uso es continuado.

Los fertilizantes facturados pueden ser inorgánicos y orgánicos.

Las principales fuentes inorgánicas de Zn incluyen: $ZnSO_4$, el más común fertilizante de Zn de elevada solubilidad en agua; ZnO y el complejo de Zn-NH_3.

Como fuentes orgánicas de Zn para usar como fertilizante se incluye el ácido Zn-etilendiaminotetracético (Zn EDTA), estos quelatos originan mayor disponibilidad de Zn que otras fuentes orgánicas.

La eficacia de fuentes de Zn orgánicas e inorgánicas es diferente según el pH y la textura del suelo y los métodos de aplicación (Martens and Chesters, 1967; Salako et al., 1975). Los quelatos son más efectivos cuando son usados a muy altos pH, suelos calcáreos (Rashid et al., 1986). Por otro lado, en suelos muy ácidos los quelatos pueden intercambiar el Zn del quelato por Fe y en este caso la eficacia es similar a la del Zn inorgánico. La alta solubilidad de los quelatos de Zn aplicado a suelos de textura gruesa puede resultar de baja eficacia debido a la lixiviación de la fuente de Zn soluble.

II.7.2.4.- El Cinc en el organismo humano.

Desde el punto de vista humano, el Zn metálico no es tóxico, pero si lo son sus sales solubles y el óxido de Zn, éste inhalado en forma de humos y su posterior condensación en finísimas partículas, causa la denominada "fiebre del Zn". Las partículas penetran en el tracto respiratorio y quedan en las vias altas, no penetrando en los pulmones.

La sintomatología cursa con fiebre irregular, sudoración, temblores, náuseas, sed, cefaleas y sensación de agotamiento. La fiebre comienza normalmente unas 5 horas después de la

inhalación del humo y dura de 3 a 6 horas, con elevaciones y descensos de la temperatura, normalizándose posteriormente ésta y cediendo sin posteriores complicaciones y sin que presente efectos acumulativos. Por el contrario, esta incidencia confiere una cierta inmunidad a corto plazo para exposiciones posteriores, incluso a más altas concentraciones. Aunque se ha comprobado que repetidas exposiciones a altas dosis pueden producir grave daño en los pulmones, con lesión en la mucosa bronquial, en la membrana bronquial y tejido bronquial y conduciendo finalmente a esclerosis interbronquial y deformaciones de los bronquios.

Las sales de Zn son, en general, higroscópicas, astringentes, antisépticas y corrosivas, ya que por su hidrólisis dejan en libertad el ácido correspondiente (Desoille et al., 1986). Sus propiedades astringentes y antisépticas son debidas a la acción coagulante sobre las proteinas. Se absorben bien por via dérmica. Por via oral las sales de Zn son irritantes del aparato digestivo a concentraciones de 675 a 2280 ppm.

II.7.2.5.- Uso y propiedades.

El cinc es atacable, tanto por ácidos como por bases fuertes en disolución, con desprendimiento de hidrógeno, formándose las sales correspondiente al ácido o el cincato correspondiente a la base. El ácido nítrico, con su caracter oxidante, reacciona con Zn, reduciéndose a óxidos de nitrógeno e incluso a nitrógeno.

A temperatura ordinaria y en atmósfera seca, el metal es estable, mientras que en atmósfera húmeda el Zn se recubre de una fina capa de carbonato básico.

El ion Zn^{2+} aparece en forma hidratada en solución acuosa ácida y neutra, mientras el hidróxido precipita en solución alcalina. Con exceso de base, el hidróxido se redisuelve por formar el ion $Zn(OH)_4^{2-}$. El ion Zn^{2+} puede formar iones complejos en solución acuosa, como con el amonio $[Zn(NH_3)_4]^{2+}$.

Es utilizado de forma industrial en el revestimiento anticorrosivo de otros metales (galvanizado), se emplea en la fabricación de piezas metálicas utilizadas en construcción, para obtención de aleaciones con otros metales, en la fabricación de pilas eléctricas. Los compuestos de Zn tienen una amplia aplicación en la fabricación de pigmentos para pinturas, en diversas materias plásticas, caucho, fotograbado, industria textil, para fabricación de insecticidas, fertilizantes, abonos y productos farmaceúticos y para síntesis orgánicas.

Los compuestos de Zn más utilizados en la indusatria son: óxidos, cloruros, bromuros, sulfatos, cromatos, carbonatos, sulfuros, fosfatos, cianuros, fosfuros, acetatos,

estearatos y naftanatos.

II.7.3.- COBRE.

II.7.3.1..- El Cobre en la naturaleza.

EL Cobre aparece en la naturaleza como elemento nativo, como Cu^{+} (r=0'96 Å) y Cu^{2+} (r=0'72 Å), siendo isomorfo con el Zn^{2+} (r=0'74 Å), el Mg^{2+} (r=0'66 Å) y el Fe^{2+} (r=0'74 Å). La proporción de Cu en la litosfera es de 70 ppm.(Lindsay, 1979).

El contenido de Cu en roca es variable según tipología: En rocas igneas tipo granito, es de 15 ppm. Las rocas igneas más ácidas dan valores más bajos en metales pesados.

En rocas sedimentarias los contenidos más altos en metales pesados corresponden a aquellas que presentan mayores proporciones en arcillas: calizas 4ppm., areniscas 2ppm., pizarras y arcillas 50ppm. y esquistos 70 ppm.(Wedepohl, 1969, 1970; Krauskopk, 1967, 1972; Parket et al., 1978). El metamorfismo no altera el contenido en metales pesados, en los materiales, aunque sí los distribuye (Davies, 1980; Jenkins and Wyn Jones, 1980).

Respecto al grado de distribución del Cu en la naturaleza se puede observar cómo las rocas que contienen más altos niveles de Cu, pórfidos, están escasamente representadas mientras que las más frecuentes, granitos, areniscas y calizas, presentan proporciones más bajas en dicho elemento.

La composición química del suelo, refleja la de su material original, y a su vez está modificada por diferentes procesos edáficos (Boluda et al., 1988): los suelos desarrollados a partir de materiales de textura gruesa, arenas y areniscas y de rocas ígneas ácidas como riolitas y granitos,suelen contener menores cantidades en Cu que las derivadas de materiales de texturas finas: rocas sedimentarias, como arcillas, pizarras, y de rocas ígneas básicas.

El valor medio del Cu en suelos es de 30 ppm (Swaine, 1955), y según Levinson (1980) se encontraría dentro de un rango de 2 a 100 ppm .

Los procesos que afectan a la movilización y redistribución del contenido total y las formas del Cu en suelos, influyen tanto en el perfil del suelo como en los distintos suelos de la zona (Swaine and Mitchell, 1960; Mitchell, 1964: Follet and Lindsay, 1970).

Los factores que afectan a la relación entre el Cu de la roca original y el que aparece en el suelo son fundamentalmente el desarrollo y evolución del suelo, el drenaje, el pH, el potencial redox y la cantidad de materia orgánica del suelo (Baker, 1986).

Existen factores antropogénicos que modifican el contenido metálico del suelo, como son: procesos metalúrgicos y fundiciones, diversas fuentes de emisión industrial, el tráfico, distintos materiales de desecho de la actividad humana (vertederos), y la utilización de lodos urbanos, estiércol de cerdo, compost, fertilizantes y pesticidas (Purves, 1985).

La abundancia del Cu en las rocas ígneas está particularmente controlada por los procesos de diferenciación magmática, variando el contenido de Cu en los minerales y las cantidades de éstos contenidas en las rocas (Nriagu, 1979).

Durante el proceso de cristalización, los primeros cristales formados se separan de la mezcla fundida y van al fondo de la cámara magmática. En general, los silicatos magnésicos tienen altos puntos de fusión, cristalizan primero causando el relativo enriquecimiento del magma en otros componentes. A continuación, minerales de Fe y Ca originan posteriormente un resíduo rico en minerales de bajo punto de fusión en la mezcla residual de silicatos y aluminosilicatos alcalinos y cuarzo.

Las más altas concentraciones de Cu aparecen en rocas básicas, tales como el gabro, peridotitas y el basalto, ya que el olivino, componente esencial de ellas, presenta concentraciones entre 40 y 50 ppm. En rocas más ácidas, tipo granitos, granodioritas, riolitas y dacitas los valores medios son de 10 ppm. Los granitos y granodioritas, tienen unos valores medios de 10 a 20'3 ppm. (Swaine, 1955; Wedepohl, 1969; Nriagu, 1979; Graham, 1981).

El Cu se encuentra formando parte de minerales como calcopirita, malaquita y azurita, calcantita, tenorita etc., siendo posibles las sustituciones isomórficas de Fe por Cu en piroxenos tipo augitas, en anfíboles etc. debido a su semejanza en radio iónico.

II.7.3.2.- El Cobre y los componentes del suelo.

Ademas de formar parte de la composición química de minerales, en las estructuras cristalinas de minerales primarios y secundarios, el Cu puede estar retenido por los componentes del suelo, en general la adsorción se ajusta a la siguiente secuencia: óxido de manganeso > materia orgánica >óxido de Fe > minerales de la arcilla (McLaren et al. 1983). El ión predominante por debajo de un pH = 6'9 es Cu^{2+}, al elevarse este pH la forma predominante es $Cu(OH)^{\circ}_2$, y próximo a un pH = 7 es el $CuOH^+$ (Linsay, 1972, 1979).

El cobre tiene un potenial iónico bajo, por lo que permanece soluble en medio acuoso (Schindler, 1987).

En los suelos, elementos como Cu, Co, Ni y Zn muestran afinidad por óxidos de Mn siendo ésta más elevada para el Cu.

Cuando el pH está comprendido entre 2 y 8 la secuencia de selectividad por los hidróxidos de manganeso es:

Cu > Co > Mo > Zn > Ni.

El cobre forma complejos muy estables con la materia orgánica (Hodgson et al., 1966), dentro de la fracción orgánica del suelo los ácidos fúlvicos y húmicos son los que constituyen la fracción más activa por los grupos carboxílicos y fenólicos; tambien la celulosa tiene la capacidad de retener cantidades importantes de iones de metales pesados (Pickering, 1981). La estabilidad del complejo metal-humato es función de la naturaleza del ión, de la carga del ligando y de los factores ambientales como pH (Farrat and Pickering, 1978) y potencial redox. Se ha visto que la mayor parte del Cu se asocia tan fuertemente a la materia orgánica que suelos ricos en ella pueden resultar deficitarios en Cu para la vegetación.

Los óxidos e hidróxidos de Fe coloidales de disociación anfótera, retienen iones cargados positivamente a un pH >= 8, mientras que a pH < 8 éstos hidróxidos cargados positivamente pueden compensar las cargas negativas superficiales de las arcillas, debido a una atracción electrostática entre ellos.

La afinidad intrínseca de iones metálicos por los óxidos coloidales se incrementa en este sentido:

Cd < Co < Zn < Pb < Cu (Forbes et al., 1976).

La fracción arcillosa retiene cationes del suelo con distinta afinidad. La capacidad de adsorber cobre por los minerales de arcilla está en general relacionada con los valores de su capacidad de cambio: montmorillonita > illita > caolinita (Mclaren et al. 1983; Amacher et al., 1986).

En la adsorción de Cu por las arcillas influye la carga y la estructura de la arcilla (Schulthess and Page, 1990).

El pH puede afectar significativamente la adsorción del Cu tanto por las arcillas como por la materia orgánica.

Los ácidos húmicos pueden complejar de 3 a 200 g de ión metálico por Kg de materia orgánica (Pratt et al., 1964) y ésta puede ser adsorbida fuertemente por partículas arcillosas (Rashid, 1974; Kuvat, 1992), siendo estos complejos Matería orgánica-Cu-arcilla, responsables del control de los niveles del ión metálico en la solución del suelo.

Los microelementos unidos a la materia orgánica y arcilla son difíciles de movilizar (Gaynor and Halstead, 1976). La movilidad vertical de los metales pesados es prácticamente nula, localizándose éstos en los 10 primeros cm del suelo (Swaine and Mitchell, 1960; Follet and Lidsay, 1970).

La adsorción del Cu por la materia orgánica y la arcilla, tiene lugar bajo forma $CuOH^+$, fundamentalmente.

Estudios sobre la adsorción del Cu en sistemas arcillas-materia orgánica indican que el Cu es adsorbido por la materia orgánica por ser la unión Cu-materia orgánica más fuerte que la de Cu-arcillas. Por lo que los suelos orgánicos tienden a ser más deficientes en Cu para la vegetación que suelos minerales, ya que el Cu adsorbido por la arcilla es más aprovechable por las plantas que el fijado por la materia orgánica.

Complejos de cobre de carga positiva, son completamente adsorbidos por los suelos mientras que los complejos de Cu con carga negativa son parcialmente adsorbidos. Esto indica que el grado de adsorción de las especies de cobre está determinado por la carga del ión adsorbido y la fuerza de los enlaces que se establecen con las partículas del suelo (Hodgson, 1963; Follet and Lindsay, 1971; Norvell, 1972; Ellis and Knezek, 1980).

El Cu total sometido a extracción secuencial (Graña et al., 1991) presenta una mayor asociación a los óxidos de Fe y Mn de menor cristalinidad, y se relaciona significativamente con la fracción fina del suelo y óxidos de Fe y Mn.

II.7.3.3.- Absorción y transporte en plantas. Deficiencia y toxicidad.

El Cu es uno de los siete nutrientes, junto con el Fe, Mn, B, Zn, Mo, y Cl, considerado esencial para el crecimiento de las plantas (Beavington, 1975).

La absorción del Cu por las plantas puede ser en forma de Cu^+ y Cu^{2+} (Murphy and Walsh, 1972) y se debe a un proceso activo dependiente de la temperatura (al descender ésta desciende su absorción), de procesos metabólicos, y de las concentraciones de Cu.

El Zn y el Cu compiten en la absorción por los mismos lugares (Tiffin, 1972).

Pequeñísimas cantidades de Cu disponible es absorbido por la raiz de las plantas y la actividad o concentración efectiva se realiza en la superficie de la raiz (Baker, 1986). El Cu se acumula en los tejidos de las plantas, en las hojas nuevas y en las zonas de crecimiento. Síntomas de deficiencia en Cu han sido asociados con nuevas áreas de crecimiento de la planta (Katyal and Randhawa, 1986), y ello sugiere que el elemento, una vez depositado, sea

relativamente inmóvil.

El Cu es adsorbido por suelos ricos en fracciones coloidales, tales como arcillosos y húmicos, más fuertemente que otros cationes como Ca, K, Mg e H y algunos metales pesados divalentes.

El Cu aprovechable existe en el suelo de formas muy diversas, como ión cúprico, y cómo ión cuproso de algunos minerales primarios, cómo ión absorbido por el complejo de cambio arcilla-humus, y quelado por moléculas solubles orgánicas y cómo iones en solución verdadera (Baker, 1986). Algunos estudios de suelos minerales indican que aproximadamente un 20% de Cu total es orgánico e intercambiable y soluble en agua, y que alrededor del 80% es inorgánico y soluble en ClH.

Los suelos muy arenosos son probablemente deficientes en Cu para un normal crecimiento de las plantas, asi como para cubrir las necesidades forrageras de los animales (Hodgson et al. 1966).

El Cu se encuentra como componente en numerosas enzimas en las plantas, siendo además necesario para la actividad de varias enzimas específicas. Las funciones del Cu en las plantas son diversas: es constituyente de los grupos prostéticos de enzimas y activador de sistemas enzimáticos, por lo que afecta a multitud de procesos fisiológicos en el metabolismo de los hidratos de carbono (fotosíntesis, respiración, distribución de hidratos de carbono), metabolismo de N (fijación de nitrógeno y sintesis y degradación de proteinas), metabolismo de la pared celular, producción de semillas (Katyal and Randhawa, 1986), resistencia a las enfermedades y crecimiento del vegetal.

La absorción de Cu por las raices de las plantas es la más baja entre los elementos esenciales (Grahan, 1981), existiendo una relación lineal entre la absorción y la concentración de Cu. Una vez absorbido el Cu se acumula en las raices, en tejidos de la planta, en hojas nuevas y zonas de crecimiento. Los niveles adecuados en tejidos vegetales para el normal crecimiento son de 5 a 20 ppm (Jones, 1972), valores inferiores a 4 ppm se consideran deficientes y superiores a 20 ppm tóxicos.

No obstante, influyen muchos factores en los niveles de este elemento en las plantas. Así, Jarvis y Whitehead (1983) observaron que la concentración de Cu es mayor en legumbres que en pastos, en suelos con similares condiciones. En general, los factores que influyen son de tipo edáfico, especies vegetales, tipo de fertilizantes y método de utilización de los mismos.

No todas las plantas manifiestan una respuesta semejante ante estados carenciales de Cu, presentando distinta sensibilidad según especies y variedades.

La textura del suelo es importante en la determinación del Cu necesario para la respuesta en la cosecha. Barber y col. (1963) estiman que deberían aplicarse, durante 5 - 10 años consecutivos, una cantidad de 6'72 Kg/Ha/año en suelos arenosos, y durante 60 o más años en suelos con alta capacidad de cambio catiónico.

Se ha visto que el Cu tiene un efecto significativo en la alfalfa (Medicago sativa L.) y en el trébol rojo, en general, las concentraciones aparecen más altas en el trébol rojo que en la alfalfa, sin embargo, el Cu no ejerce efecto en el crecimiento del trébol rojo y si ejerce efecto en el crecimiento de la alfalfa.

Caldwell (1971), indica que tratando con Cu remolacha azucarera (Beta vulgaris L.) en suelos bajos en este elemento, aumenta el rendimiento de la planta en azucar de un 0'38 a un 0'63 Tm/Ha y también el crecimiento de zanahorias (Daucus carota L), incrementándose el rendimiento de 2'5 a 6'5 Tm/Ha.

Algunos de los factores más importantes que afectan a la absorción, transporte por las plantas y sus respuestas al Cu son debidos a caracteres genotípicos, pH, textura del suelo, interacciones con otros nutrientes, y condiciones climatológicas.

Cuando las cantidades de cobre son deficitarias en el suelo, se hace preciso la adición de fertilizantes que lo contenga.

Las fuentes del Cu son muy diversas, las inorgánicas pueden ser puras o mixtas, con Cu y otros micronutrientes, o bien con Cu y otros no micronutrientes. Las fuentes orgánicas están constituidas por quelatos sintéticos o complejos orgánicos de iones metálicos:

1.-Sales inorgánicas.-Es la fuente más común de fertilizantes, sobre todo de CuO, y mezclas de $CuSO_4$ e $Cu(OH)_2$ también usadas, en general el $CuSO_4$ es el más soluble y el más importante de las sales inorgánicas.

2.-Quelatos sintéticos.-Existen dos muy comunes comercializados que contienen Cu: EDTA (etilendiamina tetracético) y HEEDTA (hidroxietiletilendiamina triacético). Los quelatos de Cu son más eficaces que las formas inorgánicas, la relación de eficacia es de 6 a 1 (Follet and Lindsay, 1971).

3.-Complejos orgánicos naturales.-Muchos compuestos orgánicos naturales contienen quimicamente grupos reactivos similares a los agentes quelantes sintéticos. El metal quelado

de estos compuestos tiene más baja estabilidad que el de los quelatos sintéticos.

4.-"Fritted" de micronutrientes.-Son preparados por fusión de compuestos de micronutrientes inorgánicos dentro de una matriz silicatada. Estos tienen una lenta solubilidad en el suelo, pero la liberación está controlada en función del tamaño de la partícula y de la composición de la matriz.

Davies y col. (1978) encontraron como niveles críticos de toxicidad de Cu en brotes de cebada en primavera, 20 ppm en suelos de cultivos arenosos y de 4 ppm. en la solución del suelo. Para el arroz se observaron niveles tóxicos en la parte aérea a partir de 20-30 ppm de Cu y en las raices el intervalo tóxico era de 100 a 300 ppm.

Estudiando cultivos de arroz se ha comprobado que la toxicidad de los metales sigue el orden Cu > Ni > Co > Zn > Mn, que se corresponde con la electronegatividad de los elementos (Follet et al., 1981).

Los síntomas frecuentes de toxicidad por Cu en plantas son: reducción del crecimiento y desarrollo, decoloración de la raiz y clorosis en las hojas.

Los niveles de Cu en las plantas estan relacionados con la concentración de este elemento en el suelo (Combs and Dowdy, 1982).

Baker (1974) indica que la toxicidad del Cu en algunas plantas y en algunos suelos puede ser espectacular: cuando la cantidad adicionada en un determinado periodo de tiempo excede de 150 a 400 ppm, tejidos en plantas con contenidos de 21 ppm. indicarían excesiva acumulación tóxica del elemento.

II.7.3.4.- El Cobre en el organismo.

El cobre es muy utilizado para usos industriales y sus sales se usan como fungicidas, algicidas, insecticidas y pinturas anticorrosión. Por lo tanto existe un riesgo de ingestión de cobre en cantidades tóxicas por procesos de contaminación de alimentos, de bebidas y en trabajos profesionales. Sin embargo la acción emética del ión cúprico evita su absorción por vía intestinal.

Una dieta equilibrada proporciona de 3 a 5 mg de cobre de los que se absorben un 5-10%.

Existe un antagonismo entre Cu con Mo y Zn, de tal manera que un exceso de Zn o Mo en la dieta evita la absorción, llegando a producirse un defecto de este elemento.

En los seres humanos no es frecuente el deficit de Cu con producción de anemia, en cambio si lo es para el ganado que pasta en algunas zonas cuyo terreno presenta bajo contenido en este elemento.

Un ser humano adulto contiene 100 - 150 mg de cobre (20mg/kg), distribuido en los órganos con el siguiente orden: hígado > cerebro > corazón > riñon.

En los músculos aparece una tercera parte del cobre presente en el organísmo. Los niveles de este elemento en tejidos desciende gradualmente con la edad, para mantenerse despues relativamente constante.

La bilis es la vía normal de excrección, y por la orina solo se elimina un 1% de la excrección diaria.

El cobre en el organismo se regula por la absorción intestinal y la secrección biliar, y por su almacenamiento en el hígado en forma de ceruloplasmina (Doadrio, 1984).

Existen dos enfermedades de origen genético en el hombre relacionadas con su exceso o carencia:

A).- **El síndrome de Menkes.**- Debida a un defecto de cobre, y se caracteriza por una degeneración cerebral progresiva y anormalidades en los huesos. En estos enfermos el nivel de Cu en plasma es muy bajo, también en hígado y cerebro. Ello se debe a que está disminuida la absorción de cobre por la pared intestinal, y por el contrario está muy aumentada su excrección en la orina. El tratamiento que se sigue, es la administración por via parenteral o intravenosa de sales de cobre.

B).- **La enfermedad de Wilson.**- Se caracteriza por una excesiva acumulación de cobre en hígado, cerebro y córnea, originando una cirrosis hepática, asi como daños cerebrales y renales. Se caracteriza por un nivel muy bajo en ceruloplasmina, un descenso de cobre en sangre seguido de un fuerte aumento de la secrección urinaria.

II.7.3.5.- Uso y propiedades.

El cobre es uno de los más importantes metales para el hombre, tiene color rojizo, brillo metálico, ductil, maleable y buen conductor del calor y la electricidad, tiene un peso atómico de 63,546, un punto de fusión de 1,083°C y un peso específico de 8,96. Tiene dos isótopos naturales: ^{63}Cu y ^{65}Cu con una abundancia relativa de 69,09% y 30,91% respectivamente. El isótopo radiactivo ^{64}Cu, es el más usado para marcajes.

En la naturaleza se presenta como: Cu^{+} de radio iónico de 0,96A y Cu^{2+} de radio iónico 0,72A.

Se utiliza fundamentalmente en la industria electrica, en la fabricación de cables y aparatos electricos, así como en aleaciones de latón y bronce; se pueden realizar aleaciones de Cu con Sn, Pb, Zn, Ni, Al y Mn. Debido a su alta conductividad térmica y a su relativo caracter inerte, se usa en la fabricación de utensilios de cocina, radiadores y en sistemas de conducción de agua. Forma parte de fertilizantes, bactericidas y fungicidas para agricultura asi como de algicidas empleados en la depuración de agua. Utilizado como pesticida puede ser origen de contaminación de suelos y plantas (Myrlian, 1987). Es utilizado como aditivo en comidas, en medicamentos y compuestos químicos, como estimulante del crecimiento y como agente de control de enfermedades en explotaciones ganaderas y avícolas, por lo que los suelos y plantas de zonas próximas pueden sufrir contaminaciones con este metal.

II.7.4.-CADMIO

II.7.4.1.- El Cadmio en la naturaleza.

El cadmio es un elemento escaso en la naturaleza. Su peso atómico es de 112,40, su densidad es de 8,642, presentando un punto de fusión de 321°C y un punto de ebullición de 767°C; su concentración en la litosfera es de 0,1 a 0,2 mg kg^{-1} ocupando el lugar 67 en función de su abundancia (Fleischer et al 1974; Gong 1975).

Es tan raro como el mercurio, y su relación con el cinc en abundancia en las rocas terrestres, está en razón de 1/350 (la proporción del cinc en la naturaleza es de 70 mg kg^{-1}).

El cadmio es un elemento fuertemente calcófilo, aparece formando sulfuros como greenokita, le siguen en esta propiedad el Zn, Hg, Pb y Cu.

El Cd está íntimamente ligado al Zn en la naturaleza, por ello se encuentra en sus menas y en paragénesis con Pb-Cu-Zn. También se encuentra como impureza isomórfica en sulfuros especialmente de Zn (Esfalerita y Wurtzita), donde la concentración llega a alcanzar hasta un 5% (Chizhikov 1966). El contenido medio de Cd en sulfuros de Zn es aproximadamente de 0,3%.

Algunos silicatos secundarios de Zn y algunos carbonatos, contienen por encima de 1,2% (Fleischer et al. 1974). Las concentraciones de Cd en las rocas ígneas son

generalmente bajas, la mayor parte se encuentra en la biotita, y no guarda relación con la concentración de ningún otro elemento. La razón Zn/Cd en rocas ígneas, varía mucho, aunque su valor medio para las rocas máficas, es mayor que para las rocas graníticas (Gong, 1975). Las rocas sedimentarias, pizarras, sedimentos oceánicos y lacústres, rocas fosfatadas, y areniscas son las que presentan mayor concentración en cadmio. En granitos es de un rango de 0,02-1,6, en pizarras sedimentarias de 0,02-11, y en rocas fosfatadas el rango es de <10-500 ppm. (Fleisher et al. 1974; Gong 1975; Gong et al. 1977).

El cadmio se encuentra en suelos, aguas y plantas en proporciones bajas, si no han sido contaminados (Street et al., 1977). En suelos no cultivados y sin contaminar, la concentración de cadmio está muy relacionada con la cantidad de Cd existente en la roca madre.

Una concentración atípica de Cd en suelos, 22 ppm, fue localizada (Lund et al. 1981), en California, y los niveles de Cd en los suelos quedaban reflejados en las concentraciones existentes en la vegetación. Los suelos procedentes de materiales pizarrosos dan, en general, concentraciones más altas en Cd, 7'5 ppm de media; los originados por areniscas y basaltos son los que presentan las proporciones mas bajas en este elemento, 0'84 ppm, mientras que suelos aluviales procedentes de materiales mezclados tienen una concentración intermedia de Cd.

II.7.4.2.- El Cadmio y los componentes del suelo.

Los suelos no contaminados contienen muy pequeñas cantidades de Cd (0,1 ppm), pero las labores agrícolas, actividades industriales, aguas contaminadas, etc., pueden elevar los niveles a más de 100 ppm.; las pérdidas que se ocasionan de este elemento por lixiviación de aguas naturales son mínimas, debido a que tanto el Cd metálico como el ión divalente presentan baja solubilidad y ésta desciende si en la solución hay fosfatos o carbonatos.

Por otro lado, las plantas son capaces de tomar elementos metálicos del suelo, apreciándose que la relación de Cd en planta/Cd en suelo es del rango de 1:10 (Hodgson 1970)

Teniendo en cuenta el elevado peligro potencial que representa el Cd para la salud cuando está en la cadena alimentaria, es fundamental conocer los niveles de este elemento en plantas y suelo.

Las proporciones de Cd retenidas por el suelo (Levi-Minzi et al., 1976) dependen

de su capacidad de adsorción, a la que contribuyen componentes tales como la arcilla, materia orgánica, óxidos e hidróxidos de Fe y Al, y fracción carbonatada (Cala et al 1992), pudiéndose predecir la disponibilidad de Cd para la planta conociendo los tipos de fuerzas e interacciones del metal con los componentes del suelo.

La naturaleza de los componentes orgánicos del suelo pueden variar desde un material celulósico puro, hasta polímeros complejos o ácidos húmicos. La cantidad de Cd parece asociado con la fracción de ácidos fúlvicos que presenten los contenidos más altos en aminoácidos, formando compuestos solubles, pudiendo permanecer el ión metálico en solución acuosa. Sin embargo la unión del Cd con sustancias húmicas solubles en álcalis es tan fuerte (John, 1972; Petruzzelli et al 1977) en suelos, que el elemento no es absorbido por brotes de trigo, hasta que la cantidad de Cd es muy superior a la retenida por la matería orgánica. La materia orgánica presenta grupos funcionales debido a los cuales en presencia de cationes metálicos, pueden dar distintos tipos de complejos. La estabilidad del complejo metal-humato, está en funcion de la naturaleza y cantidad del ión metálico, de la fuerza energética de los ligandos y de los factores ambientales tales como el pH y el potencial redox. Las fracciones húmicas de bajo peso molecular tienen más capacidad para acomplejarse con el metal que otras fracciones de mayor peso molecular

La adsorción de iones de Cd por ácidos húmicos, según los estudios de Riffaldi y Levi-Minzi (1975) llevados a cabo en distintos suelos italianos, es independiente de la temperatura y se incrementa con el pH ya que los procesos de adsorción catiónica están en relación con la disociación de grupos funcionales en los ácidos húmicos, que pueden disociarse en función del pH. Casi todo el Cd adsorbido por los ácidos húmicos puede ser desplazado por una solución de 0'25 M de acetato de cobre y sólo la mitad es desplazada por una solución 1 M de acetato amónico. Esto indica que la unión del cadmio con los grupos funcionales de los ácidos húmicos, no es tan fuerte como la del cobre, o el amonio.

La arcilla es un componente coloidal del suelo y tiene la capacidad de adsorber iones; por ello sistemas acuosos cargados de matales pesados pueden ser modificados por la fracción arcilla (Herms et al., 1988).

En minerales tipo illitas, vermiculitas y montmorillonitas, la mayor parte de la carga y de la capacidad de cambio es debida a sustituciones isomórficas. En minerales tipo montmorillonita la carga, 0,3 - 0,5, se debe al reemplazamiento en posiciones octaédricas (Al^{3+} por Mg^{2+} ó Fe^{2+}); ésto crea deficiencias de cargas localizadas en el interior de los

octaedros, que se compensan en la superficie de las láminas con cationes que no quedan fuertemente retenidos y que fácilmente son intercambiables.

En minerales tipo illitas, carga 0,85, las sustituciones isomórficas tienen lugar en posiciones tetraédricas (Si^{4+}, reemplazado por Al^{3+}), y la fuerza de atracción entre las cargas negativas que se manifiestan en la superficie y los cationes que compensan el deficit, es mucho más fuerte; la estructura no se expande en suspensión acuosa, y ésto junto a la cuantía de la carga contribuye a la baja proporción de cambio (Kelvin et al., 1984). Estudiando el efecto en diversas soluciones, se ha comprobado que es elevada la afinidad del ión Cd por la superficie de la arcilla.

De investigaciones basadas en la adición de arcillas (saturadas con Pb, Cd ó Ca), a soluciones conteniendo diferentes cationes, se deduce que el Cd^{2+} compite, más ó menos, con el Ca^{2+}, pero con menos afinidad que el Pb^{2+} (Bittel and Miller, 1974).

Los valores de adsorción del Cd en medio ácido presentan una distribución logarítmica que varía casi linealmente con el pH (Farrah and Pickering, 1977); siendo el trazado logarítmico en suspensiones de illita y caolinita, similar tanto para el cadmio como para otros metales pesados, deduciéndose la importancia de las cargas variables en la capacidad de cambio de ambos tipos de arcillas, mientras que en la montmorillonita la contribución de estas cargas de borde a la capacidad total, es pequeña.

La afinidad de la materia orgánica por la montmorillonita es diferente según el elemento que exista: Na < K < Cs, Ba <Ca < Zn < Co < Cu y Ca < Al < Fe (Theng and Scharpenseel, 1976). Las interacciones entre ácidos fúlvicos y minerales arcillosos no expandibles, tales como caolinita, moscovita y sepiolita, tienen lugar principalmente sobre la superficie, la cantidad de compuestos orgánicos adsorbidos decrece con el incremento de pH, pero se incrementa , si se eleva la concentración de la materia orgánica (Kodama and Schnitzer, 1974).

La adsorción de ácidos húmicos por arcillas varia no linealmente con la concentración y se representa por la ecuación: $y = a.c^b$

Siendo:

y la cantidad adsorbida por unidad de masa,

c, la concentración de la solución de ácidos húmicos.

a y b son constantes.

Para la caolinita, vermiculita y moscovita, el valor de a y b son > 1, y son más altos cuando

es montmorillonita (Orlov and Pivovarova, 1974).

En estudios de Complejos sintéticos órgano-arcillosos formados por la adsorción de acidos húmicos extraidos del suelo, sobre montmorillonita saturada con Na, Al, Fe y Ca, se observa el poder de fijación para el Cd (Miller et al., 1976; García-Miraga y Page, 1977), esta adsorción disminuye ligeramente cuando los complejos están recubiertos de materia húmica y disminuye mucho si el complejo presenta recubrimiento de oxi-hidróxidos de Fe y Al. (Lagerwerff and Brower, 1972; Levy and Francis, 1976; Vallace et al., 1977).

Se puede concluir que la afinidad del Cd por los lugares de cambio y la cantidad que se adsorbe sigue este orden: óxidos e hidróxidos de Al o Fe < Ac. húmicos = Montmorillonita.

La capacidad de adsorción que presenta la celulosa puede ser distinta según el tipo de material celulósico considerado y está en relación con su capacidad de cambio y las posibles cargas variables. El orden de afinidad por las posiciones de cambio es: H^+ > Pb > Cu > Zn = Cd. La adsorción del Cd y de otros iones metálicos se incrementa con el pH, y con la aparición de especies hidroxiladas del metal, a un pH 6 - 7.

Los óxidos e hidróxidos de Fe y Mn, considera Jenne (1968) que juegan un papel dominante en el control de las concentraciones de Mn, Fe, Co, Ni, Cu y Zn en suelos y agua. Esto es debido, en parte a su capacidad de adsorción, y en parte al hecho de que la formación o disolucion de tales sustancias depende de cambios de acidez, potencial de oxidación ó de la presencia de agentes complejantes (Tanaka and Ueta, 1974).

Las superficies de óxidos e hidróxidos de Fe coloidales, pueden retener cargas positivas a un pH 8, existiendo una interacción entre este material y las arcillas (Kelvin et al., 1984) cargadas negativamente. Cantidades significativas de iones metálicos son adsorbidos en precipitados recientes de geles de óxidos de Fe, siendo la adsorción total a un pH menor que el requerido para la precipitación de hidróxidos en la solución, de este metal.

La afinidad intrínseca de los metales pesados para los óxidos decrece, Cu > Pb > Zn > Co > Cd.

El tipo de adsorción parece estar influenciado por las cargas superficiales, tamaño de los iones y por la densidad de adsorción de los iones metálicos (Forbes et al. 1976).

El Cd es específicamente adsorbido por óxidos e hidróxidos de Mn; la cantidad de metal adsorbido se incrementa casi linealmente hasta que es totalmente adsorbido.

Considerando éstos procesos de adsorción y la magnitud de la capacidad, es lógico

pensar que suspensiones de óxidos e hidróxidos de Mn (ó revestimientos), deben influir fuertemente en los niveles de los iones metálicos acuosos cuando están presentes.

II.7.4.3.- Absorción y transporte en plantas. Toxicidad.

El cadmio es un elemento no esencial en la nutrición de las plantas ó en la actualidad no se conocen sus funciones en los seres vivos (Barceló y Poschenrieder, 1989). En condiciones normales las plantas toman pequeñas cantidades del suelo.

La absorción y acumulación de Cd por las plantas está correlacionada positivamente con la concentración existente en el suelo, que a veces incluso puede ser tóxica, sin embargo dependiendo de las condiciones del suelo y del medio ambiente y de la susceptibidad a la toxicidad de especies y variedades de plantas, las concentraciones de cadmio en los tejidos, no siempre se incrementan cuando aumenta la concentración en el suelo (John and Van Laerhoven, 1976; Page, 1981).

Los factores que causan los aumentos y descensos de concentración de Cd en los tejidos no son bien conocidos. En general por encima de un cierto nivel hay una correlación positiva, casi lineal entre los niveles de Cd añadido al sustrato y la concentración de Cd resultante en los tejidos de la planta. Esperiencias realizadas por Page y Bingham (1973), con distintas especies de vegetales cultivadas en soluciones con concentraciones de 0'1 a 0'5 ppm, ponían de manifiesto que el vegetal contenía hasta 200 a 300 ppm; las plantas no toman ni acumulan Cd del suelo tan facilmente como de una solución, porque los iones de Cd no son tan rapidamente captados del suelo como de la solución.

Resultados de experimentos de Miller y col. (1976), indican que la mejor correlación absorción de la planta con la concentración de Cd en suelos se obtienen cuando se considera el Cd cambiable además de la concentración total de Cd en suelo.

La cantidad del Cd absorbido por la planta está regulado por los factores del suelo, tales con el pH, potencial redox, fertilizantes, materia orgánica y presencia de otros elementos (Miller and Koeppe, 1970; Helz et al., 1975; Page, 1981).

El Cd es rapidamente transportado por toda la planta, la distribución entre las raices y los ápices depende de la variedad vegetal y del tiempo de tratamiento. En general las raices contienen por lo menos dos veces más concentración que los ápices (Koeppe, 1977).

A pesar de la facilidad del Cd para pasar del suelo a las plantas sólo una pequeña

fracción es absorbida (Errecalde et al., 1991). Una razón es que el Cd es fitotóxico a ciertos niveles, lo cual reduce su absorción.

La similitud de radio del Cd y Zn, hace que ambos compitan en los sistemas biológicos (Haghiri, 1974). El Cd no tiene funciones conocidas, pero el Zn es un elemento esencial, ambos parecen entrar en competencia por cietos enlaces orgánicos en vivo, sumándose los efectos tóxicos del Cd a los producidos por la disminución.

El Cd compite con el Zn al formar complejos proteícos y podría esperarse una asociación negativa (Vallee and Ulmer, 1972; Hassett et al., 1976), por ello la razón de ambos elementos dentro del tejido de la planta parece tener una gran importancia biológica. De acuerdo con ello, Chaney (1974), redujo el contenido de cadmio de los abonos, de manera que este metal representara en el suelo el 1% o menos del contenido en Zn. Posteriormente Jones y Jarvis (1981) proponen que la relación Zn/Cd debe tener un valor próximo a 1000 para que el Zn ejerza su papel antagonista del Cd para la planta. Sin embargo Turner (1973), vió que la concentración de Cd aumentaba a medida que lo hacía la concentración de Zn, y la adición de Zn al suelo hace aumentar la absorción de Cd por las plantas de arroz (Chino, 1981).

La interación entre Cd y Zn puede ser por tanto antagonista ó sinérgica; también interaciona con otros iones, así el Cd hace descender la cantidad de Mn tomado por las plantas, y tambien puede producir deficiencia en Fe (Root et al, 1975), así como disminuir el contenido en otros iones, como Ca, Mg y N (Cunningham et al., 1975). Por otro lado el Se y el Ca (Tyler y McBride, 1982), reducen la absorción de Cd.

El Cd es tóxico para las plantas en concentraciones más bajas que otros metales como Zn, Pb, Cu etc. Se ha observado que la fitotoxicidad depende tanto de las especies de plantas como de la concentración de cadmio en el suelo (Barceló y Poschenrieder 1992).

Los síntomas de toxicidad en los cultivos, en general, se parecen a la clorosis por Fe (Haghiri, 1974), además pueden manifestar necrosis, marchitamiento, coloración rojo-anaranjado en las hojas y reducción general del crecimento (Bingham et al., 1975; McLean, 1976).

El nivel crítico de Cd en tejidos de la planta joven de cebada que afecta a su crecimiento es de 15 ppm (Davies et al., 1978), en el arroz es de 10 ppm por encima del cual se retarda el crecimiento, este nivel se modificó posteriormente por Chino (1981) de 5 a 10 ppm en ápices y 100 a 600 ppm para raices de arroz.

Varios investigadores han relacionado el descenso en la absorción de Cd con el aumento de la capacidad de cambio catiónico del suelo (CEC), debido a la gran capacidad de los suelos para absorber iones Cd (Haghiri, 1974; Miller et al., 1976; Williams et al., 1984). Haghiri (1974) informó de una relación inversa en las elevadas concentraciones de Cd en espigas de avena y la capacidad de cambio catiónico del suelo basado en experimentos. También midió el descenso de Cd cambiable (fué determinado por extracción con acetato amónico 1N) con el aumento de CEC del suelo. Trabajando con relativamente bajas concentración de Cd añadido al suelo, Williams y David (1977) obsevan una diferencia de cinco veces, entre el porcentaje de Cd añadido y el tomado por las espigas, en dos suelos diferentes; la absorción en un tercer suelo fué intermedia, y otros autores atribuyen la diferencia, a las variaciones del cambio catiónico del suelo (CEC con rango entre 5'5 a 27'9 miliequiv/100 g). Miller et al. (1976) encuentra una correlación significatica y negativa entre la concentración de Cd en los tejidos con la CEC y la interación del CEC con el pH.

II.7.4.4.- El Cadmio en el organismo.

Este elemento penetra en el organismo por inhalación y en menor proporción por via digestiva. En los líquidos intra y extracelulares, el cadmio se fija a la metalotionína, una proteina sintetizada principalmente en el hígado y que, al ser de bajo peso molecular, es filtrada por el glomérulo y readsorbida posteriormente por las células del tubo proximal, donde libera el metal. Este mecanismo justifica la nefrotoxicidad del cadmio.

Se deposita en hígado y riñones, y en menor proporción en pulmones, páncreas, tiroides, testículos y glándulas salivares. La eliminación del cadmio acumulado en el organismo se realiza por la orina y heces de forma lenta y escasa (30 microg/día), por ello el cadmio es un elemento escaso y acumulativo (McKenzie and Kay, 1973).

Toxicologicamente, inhibe los grupos sulfhidrilos (-SH) y altera el metabolismo de los aminoácidos azufrados y la acción de enzimas como la anhidrasa carbónica, la deshidrogenasa y la carboxipeptidasa.

Ejerce una acción competitiva con el cinc, desplazándolo como cofactor en ciertas reacciones enzimáticas; ello inhibe el papel preventivo que podría tener en cinc en las intoxicaciones crónicas de cadmio.

Los humos y el polvo de cadmio y sus compuestos son muy tóxicos, tanto por lo que concierne a intoxicaciones agudas cómo crónicas, ya que existe evidencia clínica de sus

efectos acumulativos. Así mismo, son relativamente frecuentes las intoxicaciones por ingestión de alimentos contaminados, puesto que los ácidos orgánicos disueltos en ellos disuelven el cadmio, sin embargo la penetración por vía intradérmica es inapreciable.

Las intoxicaciones agudas se producen generalmente por inhalación de humos, polvo o vapores producidos por el calentamiento del metal, y como consecuencia de su volatilidad relativamente grande, incluso en estado sólido.

Es característico de la intoxicación por cadmio la falta de sintomatología al principio de la exposición, evidenciándose solamente ligera irritación de las vías altas respiratorias. La continuada exposición tiene como resultado la aparición de tos, dolor de torax, sudoración, escalofríos, en general, síntomas parecidos a la gripe. Finalmente, entre las ocho o veinticuatro horas después de la exposición, se observa disnea, dolor torácico, tos y debilidad general, síntomas debidos a la neumonía, que a veces se asocia con enfisema pulmonar y que puede producir la muerte entre cuatro o siete dias después de la exposición, con una incidencia de un 15% de casos mortales.

Las intoxicaciones crónicas se producen despues de exposición prolongada a humos y polvo del metal como óxido o sulfuros principalmente observándose alteraciones dentarias.

Las lesiones producidas por la intoxicación del cadmio puede ser de dos tipos: locales o generales.

En el primer caso, quedan afectadas las vias respiratorias altas. Las lesiones pulmonares suelen aparecer en forma de enfisema, después de exposición a polvos de óxidos de cadmio o a humos de cadmio, pudiendo desarrollarse lentamente, sin signos de bronquitis.

En el segundo caso, se producen lesiones renales con proteinuria de bajo peso molecular, anemia con disminución de hemoglobina, aumento de la velocidad de sedimentación, trastornos hepático-digestivos con náuseas, vómitos y diarreas. También se ha mencionado ocasionalmente la aparición de fisuras óseas en el cuello del fémur, omóplato y costillas, precedida por violentos dolores. Dichas fisuras se pueden descubrir como consecuencia del examen radiológico sistemático del torax, en sujetos con exposiciones superiores a los diez años.

Un síntoma frecuente de la intoxicación crónica es la anosmia, así como las lesiones renales, de las que el primer síntoma es la albuminuria de proteinas de bajo peso molecular. El cadmio se deposita en los riñones, mientras que la excreción urinaria suele ser pequeña aunque la exposición haya tenido lugar durante largo tiempo.

Las medidas de prevención irán encaminadas a evitar la inhalación de humos y polvos y la ingestión de alimentos contaminados, y a mantener las concentraciones de cadmio ambiental recomendadas por la OMS que en 1979 tenian como nivel límite 0'02 mg/m^3.

II.7.4.5.- Uso y propiedades.

El Cd es un metal de color blanco metálico con matíz azulado. Es muy maleable. Es insoluble en agua y en disolventes orgánicos, es atacado facilmente por los ácidos, incluso por los más débiles.

Se puede decir que practicamente todo el Cd utilizado en la industria es un subproducto del proceso de obtención del cinc, del plomo y del cobre a partir de sus minerales. La producción mundial apenas supera las 12.000 toneladas anuales. Por su gran resistencia a la erosión, el Cd se utiliza para el metalizado o cadmiado de otros metales, bien a pistola o bien a galvanoplastia electrolítica.

Sus aleaciones son muy numerosas: cadmio-cinc y cadmio-cobre para la fabricación de cables eléctricos, cadmio-plata para soldaduras; cadmio-oro usado en joyería y odontología. Las aleaciones antifricción por su resistencia al desgaste se usan en la industria aeronáutica, en la del automovil, y en la fabricación de rodamientos a bolas.

También es utilizado en la fabricación de electrodos para lámparas de vapor de cadmio, acumuladores alcalinos, células fotoeléctricas, barras captadoras de neutrones en los procesos de fisión de los reactores nucleares y como desoxidante en el niquelado de los metales.

Los compuestos de cadmio presentan muchas aplicaciones en la industria. Así, el óxido de cadmio se utiliza en cerámicas, esmaltes, en la fabricación de semiconductores, y como nematocida. El sulfuro de cadmio es utilizado en el tratamiento de las dermatitis seborreícas, como pigmento para pinturas, papel, caucho, textil,plásticos, cerámica y pirotecnia. Los seleniuros de cadmio constituyen los pigmentos rojo y naranja del cadmio y se usan en los semiconductores y células fotoeléctricas. El cloruro de cadmio encuentra aplicaciones en fotografia, en la fabricación de espejos, tubos de vacio y como amarillo de cadmio.

Todos los procesos que van acompañados de emisión de humos y polvo de cadmio son altamente tóxicos, presentando un gran riesgo para la salud.

III.- CARACTERISTICAS GEOLOGICAS DE LA ZONA

La zona estudiada, se ubica dentro de la Comunidad de Madrid, al sur de las estribaciones meridionales de la Sierra de Guadarrama (Sistema Central), y dentro de la denominada submeseta Sur o Cuenca del Tajo.

Comprende las hojas: 36-44, Villaviciosa de Odón; 37-44, Alcorcón y la 37-45 de Getafe, de los mapas topográficos a escala 1:25.000, editados por el Instituto Geográfico y Catastral, la hoja geológica 559 de Madrid a escala 1:50.000 y la hoja geológica 45 de Madrid a escala 1:200.000, editadas por el IGME (Figura 16).

Casi un 40% de su area, (que corresponde al cinturón industrial de la zona sur de Madrid), está ocupado por Urbanizaciones, Industrias y areas de Servicios, ello confiere unas caracteríticas fisiográficas muy peculiares.

La presencia de los rios Guadarrama, Manzanares y Jarama, ejercen una acción geomorfológica muy característica (Pedraza, 1987) al dejar a lo largo de su curso y encajamiento numerosas formas algunas de ellas de amplio desarrollo, como es el caso de la terrazas.

Tributario de la margen derecha del Manzanares que atraviesa el area estudiada, es el Butarque, y el arroyo de la Vega tributario de la margen izquierda del Jarama; en general son cursos de agua de cierta importancia y frecuentemente perpendiculares a los rios a los cuales fluyen.

En cuanto al relieve, podemos decir que la zona estudiada nó presenta grandes desniveles, oscilando entre las cotas más altas en la zona Noroccidental de 740 m. (Ventorro del Cano), y las mas bajas al Sureste de 560 m. Aunque no es importante esta diferencia altimétrica, de hecho existe un cambio en el paisaje de Norte a Sur.

En la mitad norte de la zona que mira a la sierra, debido a la litología de caracter arenoso, el relieve es algo más accidentado, la incisión vertical de los cursos de agua, es más intensa y las laderas ofrecen pendientes de cierta importancia. Por el contrario, la zona sur, de litología de caracter más fino (arcillas, margas y yesos), ofrece un relieve de pequeñas colinas y suaves lomas, donde destaca algun que otro rasgo morfológico importante, es la denominada Superficie de Madrid (Riba, 1957; López Vera y Pedraza, 1976) que aparece desarrollada entre las cotas 680-800 m, arrancando desde los alrrededores de Colmenar Viejo; varios kilómetros al norte, de nuestra zona, esta superficie aparece seccionada por los

cursos de dirección N-S del Manzanares y Jarama, ambos tributarios del Tajo. El encajonamiento de estos rios da lugar a una variada gama de formas (Glacis, terrazas, escarpes), ocupando los niveles de aluvión en la zona de estudio, areas bastante amplias al Oeste del rio Manzanares.

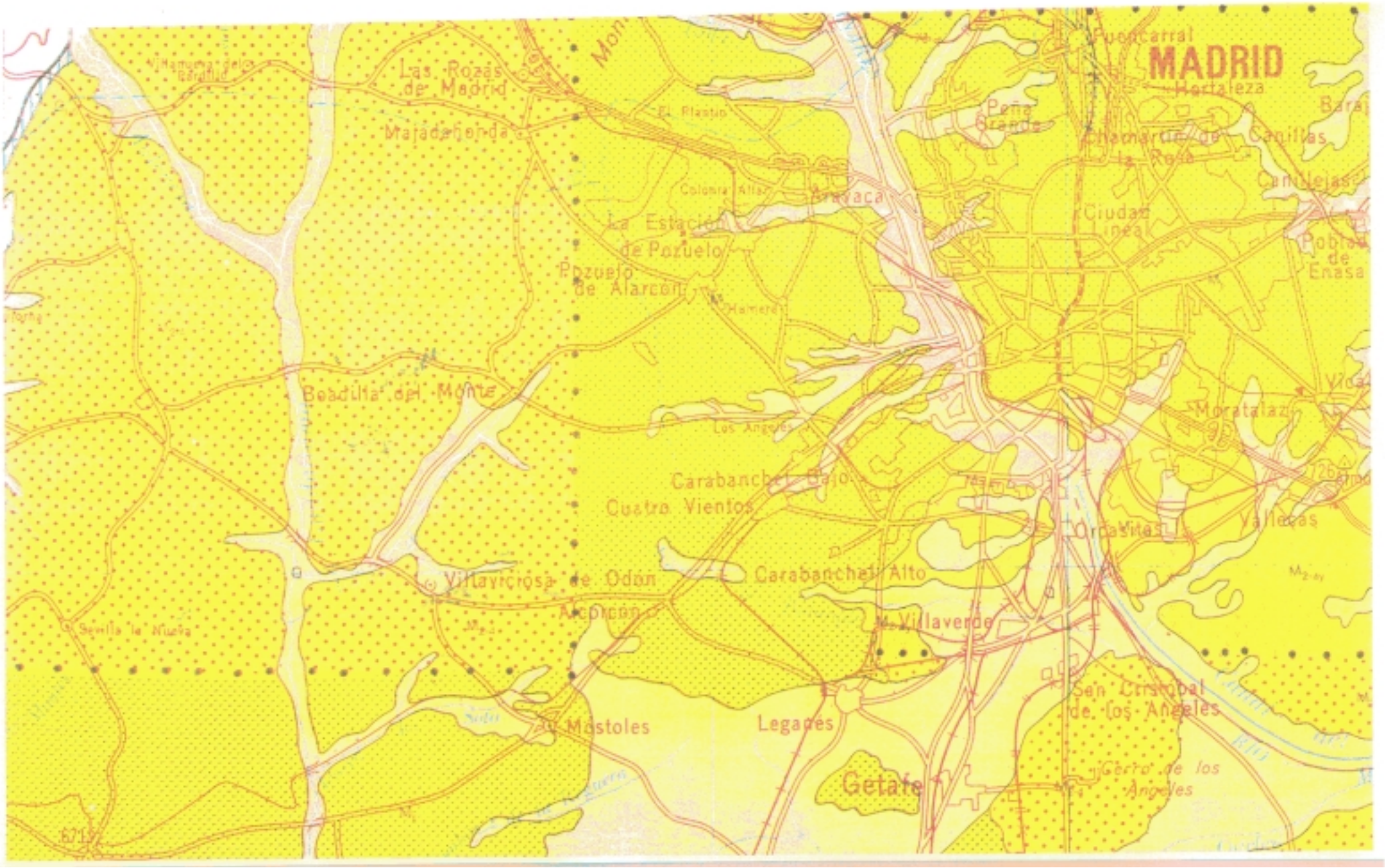
Desde un punto de vista geológico, la zona se sitúa al Sur del borde meridional de Sistema Central, de composición granítico-metamórfica, y en la parte NO de la denominada Cuenca Terciaria del Tajo. El area fuente de los sedimentos de Madrid está formada por granitoides tardihercínicos entre El Escorial y Colmenar Viejo (Aparicio et al., 1975 y Bellido et al., 1981) y, en menor grado por facies fémicas, facies de gneisses glandulares y niveles metamórficos preordovícicos que afloran al E de Comenar Viejo y están limitados por la falla de La Berzosa-Riaza.

Los depósitos corresponden al Terciario (Neógeno) y Cuaternario, no estando presentes los sedimentos cretácicos y paleógenos que afloran de forma discontinua en areas adyacentes (Norte de Villaviciosa de Odón, Torrelaguna). Hacia el Sur y el Este los depósitos miocenos terrígenos pasan en cambio lateral de facies a los niveles de las zonas centrales de la Cuenca (Riba, 1957; Capote y Carro, 1968; San José, 1975a; Vegas 1975, Alberdi et al., 1985). Los materiales cuaternarios en el area de Madrid corresponden en su mayor parte a los distintos niveles aluvionares de los rios Manzanares, Jarama y Guadarrama. Destacan en esta zona el importante volumen de vertidos y rellenos antrópicos desde épocas históricas, acentuándose de manera importante en la actualidad.

III.1.-ESTRATIGRAFIA

Aparecen representados varios conjuntos litológicos de características bien diferenciadas. Destacan en la parte occidental y septentrional, los depósitos arcósicos miocenos, que fueron agrupados bajo la denominación general de "Facies Madrid" (Riba, 1957). Dichos depósitos forman asimismo un conjunto morfológico netamente individualizable en relación con los sedimentos yesíferos y arcillo carbonáticos que afloran al Sur y Este. Los términos arcillosos coinciden, en gran parte con depresiones morfológicas de la zona centro-oriental, por último las formaciones yesíferas más meridionales dan lugar a escarpes bastante abruptos en la vertiente izquierda del Manzanares, presentando un

Figura 16


MADRID
Las Rozas de Madrid
Majadahonda
El Plantío
Pozuelo de Alarcón
La Estación de Pozuelo
Aravaca
Ciudad Lineal
Canillejas
Hortaleza
Barajas
Moratalaz
Vallecas
Villaverde
Carabanchel Bajo
Carabanchel Alto
Cuatro Vientos
Villaviciosa de Odón
Alcorcón
Móstoles
Leganés
Getafe
San Cristóbal de los Angeles

desarrollo amplio en niveles de terrazas.

Terciario

El Mioceno comprende la totalidad de los depósitos terciarios que afloran en la zona estudiada. Muestran una gran variedad litológica,que podriamos agrupar en tres grandes conjuntos: uno mas occidental formado por sedimentos de origen detrítico (verdaderas molasas continentales), otro situado en una banda central constituido por materiales detríticos finos con intercalación de los primeros minerales de neoformación y por último un conjunto situado en el borde oriental constituido casi exclusivamente por litofacies de tipo químico.

Unidades litológicas que se distinguen:

1.-Yesos masivos.

Afloran en la parte más meridional dando lugar a un farallón visible en la margen izquierda del Manzanares. Como tendencia general, los yesos masivos se encuentran hacia la base de la formación yesífera aflorante al S y SE de Madrid, su espesor no supera en superficie los 40 metros.

Estas facies evaporíticas, son propias de un medio lacustre de clima árido.

La unidad de yesos masivos tiene su equivalente hacia áreas más centrales de la Cuenca de Madrid, en la denominada Unidad salina (García del Cura, 1979), mayoritariamente constituida por niveles de anhidrita y halita y localmente por depósitos de thenardita y glauberita. Esta formación con niveles potentes de halita ha sido detectada en áreas próximas a Madrid (zona de Pinto-Valdemoro).

2.-Yesos tableados y nodulares entre arcillas.

Constituyen una alternacia, generalmente monótona, de arcillas de tonos pardo-grises o verdosos en superficie, en ocasiones laminadas, y bancos de yesos con espesores variables entre unos centímetros hasta 2 o 3 metros. Intercalan localmente bancos tableados muy finos de dolomías o magnesitas con textura micrítica.

Esta alternancia de yesos y arcillas está bien representada al Sur y Sureste de Madrid.

La composición de las arcillas de esta unidad presenta; esmectitas (5-5O %), fracción illita predominante (45-75 %), y caolinita (5-20 %).

La sedimentación de esta unidad de yesos y arcillas corresponde, a un lago salino, con

oscilaciones en el espesor de la lámina de agua. El depósito de las arcillas tiene lugar bajo lámina de agua, conservándose en estado reducido la materia orgánica. La fina laminación de las arcillas indica un ambiente tranquilo sin evidencias de agitación por corrientes.

3.- Arcillas marrones y verdosas, arenas micaceas. Niveles de carbonatos y silex.

Constituyen el tránsito lateral hacía el norte de la s facies anteriormente descritas. En la zona Sur de Madrid las arcillas que constituyen esta unidad se denominan "gredas", y han sido explotadas desde antiguo en varias canteras de la zona.

Desde un punto de vista composicional, las arcillas de esta unidad son fundamentalmente illíticas, con bajos porcentajes en esmectitas y caolinita, presentan indicios de clorita e interestratificados clorita-montmorillonita.

El depósito de esta unidad se realizó posiblemente en un ambiente palustre a lacustre somero, de características alcalinas y bajo condiciones evaporíticas.

4.- Arenas arcósicas de grano medio a fino, limos y arcillas marrones. Arcosas gruesas con cantos, fangos y arenas arcósicas. Niveles de sepiolita, carbonatos y silex.

Esta unidad constituye un cambio lateral de facies hacia el Norte de la unidad arcillosa (3) anteriormente descrita.

Los materiales arcósicos correspondientes a esta unidad afloran ampliamente en la parte occidental y septentrional de la zona, se integran dentro del conjunto denominado "Facies Madrid".

El regimén de depósito de estas facies arcósicas corresponde a un sistema de abanicos aluviales coalescentes cuyas direcciones de aporte tienen componente aproximada NO-SE, en la parte más occidental presenta una tendencia más sesgada ONO-ESE, formando un continuo con las direcciones obsevadas en la zona de Villaviciosa de Odón.

El espesor de estas arcosas es de unos 110 m, y disminuye hacia el Sur, pasando por un cambio lateral de facies a las unidades arcillosas.

Litologicamente, esta unidad es una alternancia monótona de arcosas, generalmente muy arcillosas, y arcillas arenosas, con aspecto masivo en su estructura interna.

Destaca por la importancia científica y económica los niveles de sepiolita; este mineral fibroso de la arcilla se encuentra en proporciones variables, relacionada con procesos edáficos (Megías, et al., 1982).

En cuanto a su composición mineralógica, las arcosas presentan porcentajes variables

de feldespatos, entre 20 al 55 %. Las arcillas que constituyen la fracción fina de las arcosas presentan proporciones similares de esmectitas e illitas.

El depósito de las arcosas queda integrado dentro de un sistema de abanicos aluviales cuyo abastecimiento se realiza a partir del desmantelamiento de los granitoides del Sistema Central, con cierta influencia en la parte oriental de aportes procedentes de los macizos metamórficos del Guadarrama (Hoyos et al., 1985).

5.- Arcillas verdes y rosadas, arenas micaceas y margas, arcillas con intercalaciones de bancos carbonáticos. Niveles de carbonatos y silex.

Constituye una de las unidades más complejas dentro de la región, tanto por la variedad de litofacies que presenta como por la discontinuidad lateral y frecuentes cambios entre ellas.

El límite inferior de esta unidad queda defínido en la parte Sur y Sureste, donde las arcillas con mayor o menor presencia de niveles de carbonatos, reposan directamente sobre niveles yesíferos. Los depósitos más basales se amoldan localmente a depresiones de origen exokárstico, posteriormente reactivadas sobre los yesos (Calvo et al., 1984)

La mineralogía de todas estas facies es muy variada, aunque caben distinguir algunos aspectos:

- El predominio de las esmectitas dentro de las arcillas.
- El caracter dolomítico de los niveles carbonáticos.
- Los niveles de silex son de naturaleza normalmente cuarcífera, en mosaicos cripto y microcristalino.

Las arenas micaceas constituyen la facies terrígena más gruesa dentro de esta unidad, aunque de poco espesor.

Algunos niveles de arcillas dentro de esta unidad presentan cierto contenido en matería orgánica, en estos mismos niveles se han encontrado restos variados de esporas, que reflejan un ambiente de aguas estancadas rodeado por zonas de bosque bajo.

Las asociaciones mineralógicas obsevadas en los depósitos arcillosos, así como la mineralogía de los carbonatos, sugiere que el depósito de estos materiales tuvo lugar en un ambiente lacustre alcalino bajo condiciones climáticas de relativa aridez.

6.- Yesos detríticos, arcillas verdosas y carbonatos.

Estos depósitos afloran esencialmente en la parte sureste, y su espesor es muy variable, oscilando desde un metro hasta algunas decenas.

La sedimentación de estos depósitos se interpreta como resultado del desmantelamiento erosivo de los yesos sobre los cuales se dispone esta unidad. El relleno de estas depresiones se realizó mediante sucesivas arroyadas de materiales detríticos yesíferos, así como por arcillas, todo ello bajo lámina de agua muy somera.

La diferncia entre esta unidad y las observadas en unidades yesíferas infrayacentes representan un notable cambio geoquímico y paleogeográfico en la cuenca (Alberdi et al., 1983; Junco y Calvo, 1983), relacionado con eventos tectónicos y climáticos. Este episodio ha sido propuesto (Aguirre et al. 1976) como coincidente con la fase Neo-Castellana detectada en otras áreas de la Cuenca del Tajo.

En partes más centrales de la Cuenca de Madrid esta discontinuidad es correlacionable con un fuerte cambio en la naturaleza de las facies evaporíticas, entre yesos y anhidritas de neto caracter evaporítico y depósitos de yesos detríticos (San José, 1975b; Megías et al., 1982).

7.-Calizas, dolomias y arcillas verdosas. Niveles de silex.

Afloran en la parte más meridional de la zona dando lugar a un conjunto de pequeñas mesas, aparecen afloramientos en la parte superior de los cerros de La Marañosa (Vegas et al., 1975). Este conjunto de litofacies ha sido denominado bajo el término de "Serie ó Facies Blanca" (Alía et al., 1973; Martín Escorza, 1976), en una amplia zona de la Cuenca de Madrid.

El límite inferior de esta unidad carbonática es transicional sobre depósitos de yesos detríticos, arcillas y carbonatos en la parte más meridional, así como sobre arcillas verdes y rosadas con carbonatos en puntos mas septentrionales. Lateralmente existe tambien una transición progresiva con esta última unidad, haciéndose predominantes los carbonatos en dirección Sur.

La sedimentación de esta unidad carbonatada tuvo lugar en un ambiente lacustre somero bajo condiciones evaporíticas, ocasionalmente con retracciones de ámbito lacustre que fué ocupado por llanuras de fango.

8.- Arenas arcósicas de grano grueso, gravas y arcillas.

Corresponden al último episodio sedimentario arcósico observado dentro de este área. Las arcosas de esta unidad presentan tonalidades blancas o pardoanaranjadas, caracterizadas por un notable aumento del tamaño medio del grano en relación con las unidades arcósicas infrayacentes. Cada ciclo presenta en conjunto una granulometría mayor respecto al inmediato ciclo infrayacente.

Composicionalmente las arcosas de esta unidad son en conjunto muy homogéneas, con porcentajes de feldespatos entre 20-60 %, plagioclasa subordinada en relación con los feldespatos potásicos, y como accesorios, apatito, circón, turmalinas y granates. Los cantos, estan constituidos por granito, sienita, cuarzo, pórfidos y otros. Esto, con los datos paleontológicos obtenidos, permiten atribuir una edad Aragoniense Superior a este conjunto arcósico.

Cuaternario

Las formaciones geológicas más recientes están caracterizadas, principalmente por depósitos aluviales con debil espesor, asociados a las superficies divisorias y glacis. Los conos aluviales, coluviones, derrames, limos yesíferos y otros sedimentos relacionados con las depresiones endorreícas o de origen karstico, son a veces por su génesis y evolución formaciones puntuales de escasa importancia.

1.- Materiales asociados a las superficies y glacis.

Están relacionados con antiguas superficies o arrasamientos labrados, en las arcosas gruesas de edad Aragoniense Superior y hoy presentan las zonas culminantes de las superficies divisorias de partición de las aguas entre los rios Guadarrama-Manzanares y Manzanares-Jarama.

Su edad puede ser equivalente a las primeras terrazas del Sistema Jarama-Henares, y, desde luego más jóvenes que la Raña.

Los depósitos asociados a los glacis tienen una mayor variedad litológica y textural, ya que dependen del sector donde se hayan desarrollado.

En la margen derecha del rio Manzanares, desde la via Carpetana a San Cristobal de los Angeles, se encuentran los glacis con sedimentos siliceos mejor conservados. Su alimentación proviene de los relieves próximos de Carabanchel Alto y Leganés, constituidos por arcosas de grano fino a medio.

2.- Terrazas y depositos de fondo de valle.

La región está drenada principalmente por el rio Manzanares y sus afluentes de la margen derecha, este sistema fluvial tiene su origen en el conjunto montañoso, Sierras del Guadarrama-Somosierra.

- Valle del Manzanares.

Las terrazas del rio Manzanares ha sido estudiadas por numerosos autores desde el

siglo pasado. Desde un punto de vista geológico y geomorfológico, son trabajos destacados Royo Gómez y Menéndez Puget (1929), y más recientemente los de Riba (1957) y Vaudour (1969, 1979).

Las terrazas identificadas y cartografiadas, ademas de la llanura aluvial a: +3,5 m, alcanzan el número 12, con alturas relativas desde el cauce de: +8m, +10m, +12-15m, +18-28m, +25-30 m, +35-40 m, +44-46m, +52-54m, +60m, +68-72m, +80-85m, y 90-94m. En esta secuencia de terrazas, no está completa ninguna en la sección transversal al valle del Manzanares.

Los arroyos de Butarque y de los Meaques, no tienen terrazas diferenciadas en sus márgenes, aunque presentan fondos de valles amplios y bien desarrollados.

Las terrazas que presenta el Rio Manzanares no son uniformes litologica ni texturalmente. Las terrazas de la carretera de Andalucia, las de Villaverde Bajo, terrazas de Gavia y la compleja de Butarque, presentan facies de arenas de tamaños medios a gruesos, moderadamante clasificados que alternan con gravas y cantos con tamaños que suelen ser mayores a los 7-8 cm., pudiéndose intercalar niveles arcillosos en la secuencia.

3.- Conos aluviales, coluviones y derrames.

Los conos aluviales son muy numerosos, ya que la mayor parte de los arroyos dejan en su desembocadura un deposito de este tipo.

La litología de estos depósitos es, en general, muy monótona, de tipo arenoso ó arcillo-arenoso, con algunos cantos sueltos.

La composición de los coluviones y derrames, al igual que los conos aluviales, está tambien intimamente relacionada con la litología y textura del relieve del cual proceden. Depósitos coluvionares arenosos de cierta importancia son los que se encuentran al pie de Carabanchel Alto y Leganés.

Los derrames son sedimentos algo mas evolucionados que los coluviones. Corresponden a materiales transportados por escorrentia lineal o en láminas que provienen del lavado de material fino procedente de un relieve inmediato.

La potencia de todas estas formaciones superficiales no suelen alcanzar los 4-5 m de espesor.

4.- Sedimentos asociados a fondos semiendorreicos.

Los sedimentos asociados a estas depresiones tienen escasa potencia, un máximo de 3 a 4 m. Estas disposiciones se encuentran siempre instaladas en los sedimentos miocenos,

otro aspecto común de estas depresiones es que drenan dificultosamente y, al mismo tiempo, están alimentadas además por las aguas fluviales, por canales de escorrentía de funcionamiento esporádico y torrencial.

La edad de estos depósitos y paleosuelos ha sido atribuida por Paquet y Vaudour (1974) y Vaudour (1979) a un Pleistoceno Superior.

5.-Formas Karsticas.

Se desarrollan en la zona Sur en relación con la aparición de los yesos terciarios. Se trata de procésos de karstificación generalmente sobreimpuestos a una fase de karstificación miocena (Alberdi et al., 1983; Calvo et al., 1984, Hoyos et al., 1985).

Es un karst fundamentalmente externo, en que las formas están representadas por depresiones de colapso asociadas a fracturas en cuyos bordes se desarrollan pequeñas dolinas y formas en seudotorrecillas con un fuerte lapiaz superficial.

La composición de estos rellenos, son margas arenosas con cantos de carbonatos, silex, sepiolita y yesos. Su espesor es variable pudiendo alcanzar los seis ó siete metros.

6.- Limos Yesíferos.

Aparecen tambien asociados a las facies yesíferas terciarias. Se trata de materiales finos con un 70 % de tamaño limo más arcilla, concentrándose el resto en el tamaño de arena fina y muy fina.

Estos materiales se sitúan en pequeñas depresiones y provienen de la alteración de los yesos.

III.2.-CARACTERISTICA GEOMORFOLOGICAS

El área estudiada es fisiográficamente de apariencia monótona. Sus elementos destacados son las superficies divisorias o planicies altas que forman las cumbres de anchas lomas (Royo Gómez y Menéndez Puget, 1929), que parten las aguas de los rios que drenan la zona, el Manzanares, el Jarama y el rio Guadarrama en el borde más occidental.

Los valles de perfiles transversales disimétricos, están constituídos por largas vertientes en sus márgenes derechas, estructuradas en glacis y terrazas. La explicacion hay que buscarla en un contexto regional más amplio, donde las relaciones tectónicas Sierra-Depresión y juego tardio de bloques en la misma Depresión, tienen un papel preponderante frente a otros condicionantes, como suelen ser el clima, la litología o los volúmenes de

sedimentos aportados por los afluentes a los rios principales.

Las altiplanicies o divisorias representan la superficie de Madrid o las tambien denominadas rampas areno-fedespáticas de Vaudour (1979). Ambas, las que separan el Jarama-Manzanares y el Manzanares-Guadarrama, son restos muy retocados de antiguos arrasamientos coetaneos con las primeras terrazas del sistema fluvial Jarama-Henares.

Las superficies divisorias forman así dos grandes ejes de direcciones submeridianas a favor de las cuales se articula, al menos, una secuencia de dos glacis de edad Pleistoceno Inferior y anteriores a la primera terraza del rio Manzanares, que se sitúa en cotas relativas de 90-94 m, respecto a su cauce actual. El gran glacis de Carabanchel Alto, en la margen derecha, y los retazos de los glacis del Alto del Retiro y Alto del Espinillo, en la margen izquierda, constituyen los relieves previos a la organización definitva de la linea de drenaje del Mazanares.

Glacis y terrazas son los elementos morfológicos mayores, junto con los fondos y llanuras aluviales, que mejor definen la estructura de los valles. Se disponen en secuencia escalonada siempre en menor número los glacis que las terrazas, éstas al igual que los glacis, están encajadas unas en otras, dejando ver el sustrato terciario sobre el cual se apoyan, a excepción de las más bajas que pueden quedar solapadas. Las depresiones semiendorreicas y las formas karsticas son morfotipos tambien característicos de la región de Madrid. Vaudour (1979), ha estudiado detenidamente los fondos semiendorréicos situados entre el Sur de Madrid y la Sagra. Estas formas poligénicas presentan un modelo de disección complicado.Originalmente parecen estar relacionadas con cambios laterales de facies, fenómenos karsticos o tectónicos según los casos, y en su génesis han podido intervenir tanto la erosión eólica como la hídrica. En la parte sur, bien en arcillas verdes o en glacis con cobertera areno-feldespática, se han desarrollado áreas de drenaje deficiente, favorecidas por las nulas o bajas pendientes.

En cuanto a las formas kársticas, son muy poco abundantes, limitándose áreas de influencia de los yesos masivos.

Las formas estructurales, están condicionadas, en primer lugar, por niveles resistentes a la erosión, como son las calizas dolomíticas., los niveles de silex y los carbonatos silicificados, y originan relieves en mesas, en otros casos morfologías cónicas de bordes planos y contornos más o menos circular.

La reactivación de fallas durante el Cuaternario origina aspectos geomorfológicos

típicos como son: cambios bruscos de la red de drenaje, la adaptación de algunos cauces a alineaciones tectónicas, y las inflexiones rápidas del perfil longitudinal de los arroyos como consecuencia del levantamiento del área mediante impulsos sucesivos. En otras regiones se producen alineaciones morfológicas de posible origen tectónico que inciden preferentemente en las direcciones de los trazados de algunos valles.

Modelan definitivamente el territorio las torrenteras y los arroyos que al final de su recorrido abandonan los conos aluviales, en general, de tamaños y espesores reducidos. Derrames, depósitos coluviales y limos yesíferos que se acumulan en pequeñas depresiones, todos ellos de escaso interés, cierran el abanico de formas y formaciones superficiales recientes. Por último conviene señalar que todos estos factores, litológicos, estructurales y tectónicos, así como los procesos fluviales, eólicos, karsticos, edáficos que han modelado esta región de Madrid, han estado condicionados por un medio climático poco contrastado, de tipo mediterráneo, durante todo el Cuaternario, donde los procesos de alteración (Vaudour, 1979) no ha sido profundos.

III.3.-TECTONICA DE LA REGION

Este territorio se emplaza integramente en la denominada Cuenca del Tajo, o Cuenca de Madrid, según los diferentes autores. Dicha Cuenca corresponde a una de las grandes zonas subsidentes intracontinentales, de edad Terciaria, que ocupan el interior de la península Ibérica. En realidad, estas cuencas no representan verdaderas fosas tectónicas pues su desarrollo coincide con una deformación compresiva de la Península Ibérica durante el Terciario, cuyo resultado es la estructuración de relieves positivos, como el Sistema Central, y zonas subsidentes (Vegas y Banda, 1982)

Dentro de esta cuenca de sedimentación el área de Madrid está situada en las proximidades de su borde septentrional, enmarcado en el Sistema Central. Este borde aparece como una linea de mayor actividad frente a los esfuerzos tectónicos, que produjeron la deformación causante de la elevación del Sistema Central y la subsidencia de la cuenca. Debido a la naturaleza de los sedimentos detríticos del área de Madrid, la tectónica no se manifiesta en superficie, aunque algo se refleja en la jerarquización de los arroyos en la facies arcósicas.

En este contexto es preciso situar también las deformaciones de gran amplitud

descritas en algunas zonas de la Cuenca de Madrid (Capote y Carro, 1968; Vegas et al., 1975; Capote y Fernandez Casals, 1978). Estas deformaciones representan zonas donde los sedimentos terciarios adquieren una cierta estructuración en pliegues muy amplios que pueden extenderse a otras zonas donde su identificación resulta más compleja.

A estas deformaciones regionales es preciso sumar otro tipo de deformaciones, mucho más locales, puestas de manifiesto únicamente por criterios geomorfológicos. Estas deformaciones condicionan y trastocan depósitos de terrazas y glacis produciendo basculamientos o interrupciones.

La disposición general del drenaje, se confirma como uno de los escasos métodos para poder establecer una relación entre morfoestructura y tectónica. El Manzanares, Jarama y Guadarrama, así como sus cauces de segundo orden, indican una cierta transparencia en fracturas de dirección N-S. Esta jerarquización de la red de drenaje es causante de la disposición de los interfluvios principales, que constituyen las rampas de Griñon, al Oeste, y de Fuencarral, al Este. Por otra parte, los arroyos tributarios de estos cauces se disponen sensiblemente en dirección E-W (arroyos de Aluche, Butarque, La Gavia y los Migueles), con una cierta disposición en candelabro. Este sistema de fracturación E-W, deducido de la disposición geométrica de los afluentes del Manzanares, completa el mosaico de bloques cuya transparencia a través de la cobertera sedimentaria es posible detectar. Merece destacar, el cambio brusco de orientación del cauce del Manzanares al Sur de Villaverde que puede explicarse de una forma coherente por la adaptación al sistema de fracturas N-S en su tramo más septentrional y una posterior y subsiguiente adaptación al sistema E-W a partir de Villaverde. Cabe destacar la complicación del valle inferior del Manzanares en la zona de la desembocadura en el Jarama. Ello puede explicarse por la adaptación a la zona de la deformación amplia de los materiales terciarios correspondiente al denominado sinclinal de los Gózquez.

IV.- TIPOS DE SUELOS DE LA ZONA

El area estudiada en este trabajo, se encuentra según el Mapa de asociaciones de Suelos de la Comunidad de Madrid (Monturiol y Alcalá del Olmo, 1990), dentro del sector 2° comprendido entre la linea Navalcarnero-Pozuelo-Alcobendas-San Sebastian de los Reyes y la que uniría Torrejón de Velasco-Pinto y Coslada.

Existe en la zona un claro dominio de sedimentos arcósicos, y los suelos existentes según los citados autores constituyen las siguientes asociaciones de suelos (figura 17).

CM1: formada por Cambisoles eútricos, Regosoles cálcicos y Luvisoles gleicos (siempre de mayor a menor abundancia).

Se desarrollan sobre margas yesíferas, cantos, arenas y limos calcareos, arcillas y yesos, presentando en general una textura media-fina (<35% de arcilla y <15% de arena).

CM2: formada por Cambisoles eútricos, Regosoles dístricos y Cambisoles dístricos que se desarrollan sobre litologías calizas margosas, margas y calizas duras. Tienen una textura gruesa (<18% de arcilla y >65% de arena).

LV9: formada por Luvisoles háplicos, Calcisoles háplicos y Leptosoles eútricos, estan desarrollados sobre calizas margosas y calizas. La textura que presentan es gruesa fina.

LV14: Luvisoles háplicos y Regosoles cálcicos, desarrollados sobre, calizas margosas, margas, calizas duras, arcillas y yesos. Presentan textura media (<35% de arcilla y >15% de arena).

LV15: Luvisoles háplicos, Calcisoles háplicos y Leptosoles eútricos, desarrollados sobre gravas, arenas,limos y arcillas (terrazas), arcosas, arcillas y yesos, con textura fina (entre 35% y 60% de arcilla).

LV17: Luvisoles háplicos y Luvisoles gléicos, están desarrollados sobre calizas margosas y margas calizas. La textura es gruesa y media.

FL2: Fluvisoles eútricos y Luvisoles gléicos se han for-mado sobre, gravas, arenas, limos y arcillas (terrazas). La textura es media (<35% de arcillas y >15% de arena ó >18% de arcilla si la arena >65%).

AT1: Constituida por Anthrosoles úrbicos y Cambisoles eútricos, desarrollados sobre cantos, arenas, limos calcareos, arcillas y margas; presentan textura media.

AT2: Constituida por Anthrosoles úrbicos y Luvisoles háplicos desarrollados sobre cantos, arenas, limos calcareos, arcosas, arcillas y margas. La textura es media (< 35% de

arcilla y > 15 % de arena ó > 18% de arcilla si la arena > 65%).

RG6: Constituida por Regosoles cálcicos y Regosoles eútricos, desarrollados sobre arcillas, margas, limos y cantos calcáreos (coluviones). La textura es fina (entre 35% y un 60% de arcilla).

LP1: Formados por Leptosoles eútricos y Gypsisoles cálcicos, estan desarrollados sobre margas yesíferas y yesos. La textura es media fina (<35% de arcilla y <15% de arena).

Principales características de las unidades de Suelos.

Cambisoles.- Son suelos que se dearrollan sobre cualquier material geológico, principalmente en litología ácida, como: granitos, gneis, esquistos, pizarras, micacitas y cuarcitas. La característica más importante es la existencia de un horizonte de alteración B cambico que se corresponde con el horizonte (B), de otras clasificaciones. Se forma por alteración "in situ" de los minerales de la roca o materiales de partida y origina un color pardo , una estructura típica y liberación de óxidos de hierro, aunque siguen existiendo minerales alterables procedentes de los materiales parentales.

En estos suelos además de un horizonte B cámbico puede haber un horizonte A ócrico o úmbrico o incluso A mollico, siempre que esté situado por encima de un horizonte B cámbico con grado de saturación menor de un 5O%. Se corresponden con tierras pardas y suelos pardos de otras clasificaciones.

Los **cambisoles eútricos** presentan valores iguales o mayores al 50% en el grado de saturación, al menos entre los 20 y 50 cm de profundidad a partir de la superficie y que no son calcareos dentro de esa profundidad. Tiene un horizonte cámbico con coloración parda pero sin tendencia al rojo, es decir con matiz según las tablas de Munsell, menor de 7,5 YR y con una intensidad de color de 4 o menor de 4. Tienen ademas un horizonte A ócrico.

Cambisoles dístricos: presentan un grado de saturación menor del 50% al menos entre los 20 y 50 cm de profundidad y carecen de propiedades gleicas dentro de los primeros 100 cm. Tienen un horizonte A ócrico .

Regosoles.-Son suelos poco evolucionados, sin horizontes de diagnóstico salvo la presencia de un horizonte A superficial de tipo ócrico o úmbrico. Se desarrollan sobre materiales poco consolidados o debilmente consolidados, tipo depósitos coluviales, excepto sobre aquellos de texturas gruesas. De los regosoles que enumera la F.A.O. (1989), en la zona objeto de estudio tenemos regosoles calcáricos, dístricos, gypsicos y eútricos.

Regosoles calcáricos: son los que tienen carbonato cálcico por lo menos entre los 20 y 50 centímetros de la superficie.

Regosoles gypsicos: presentan yeso, al menos entre 20-50 cm de profundidad a partir de la superficie.

Regosoles dístricos: presentan una saturación en bases menor del 50% al menos entre los 20 y 50 cm de profundidad.

Regosoles eútricos: son los que tienen una saturación en bases por lo menos del 50% al menos entre los 20 y los 50 centímetros de la superficie y en esa profundidad no son calcáreos.

Leptosoles: La F.A.O. los define como "suelos limitados en profundidad por una roca dura continua o por material muy calcáreo (CO_3Ca equivalente, mayor del 40 %) o por una capa contínua cementada dentro de una profundidad de 30 cm a partir de la superficie, o que tienen menos de 20 % de tierra fina hasta una profundidad de 75 cm.; sin otros horizontes de diagnóstico más que un horizonte A móllico, úmbrico u ócrico, con o sin horizonte B cámbico". Estos suelos se desarrollan sobre gran variedad de materiales geológicos y litologías diferentes como son calizas de composición y naturaleza muy diversas, neises y granitos, yesos y coluviones. La textura predominante en el horizonte superior es la textura media.

Los leptosoles que dominan en el área de estudio son:

Leptosoles eútricos: son leptosoles con un horizonte superior A ócrico y un grado de saturación (con acetato amónico) del 50% o más y carecen de una roca dura o de una capa continua cementada dentro de los 10 primeros centímetros.

Calcisoles: Presentan un horizonte cálcico o un horizonte petrocálcico o simplemente concentraciones de caliza pulverulenta dentro de una profundidad de 125 cm a partir de la superficie. No existe otro horizonte de diagnóstico más que un horizonte A ócrico, B cámbico o un horizonte B argílico siempre que esté impregnado en carbonato cálcico. En el area de estudio solo existe un tipo de Calcisol.

Calcisol háplico: Es un calcisol característico, excepto que no posee ni horizonte B argílico ni horizonte petrocálcico.

Gypsisoles: Son los suelos que tienen como característica horizonte gypsico o petrogypsico. Pueden poseer un A ócrico, B cámbico, ó un horizonte argílico impregnado en yeso o $CaCO_3$, y un horizonte cálcico. Se desarrollan sobre yesos y margas yesíferas.

Gypsisoles cálcicos: Presentan un horizonte cálcico, es decir de acumulación de CO_3Ca, careciendo en cambio de un horizonte gypsico o petrogypsico auténtico.

Luvisoles: Presentan como característica un horizonte B con claro enriquecimiento en arcillas, que en parte es iluvial. Como consecuencia de un lavado existe un arrastre de arcilla procedente del horizonte superior y posteriormente acumulación en este horizonte B denominado argílico y también textural, ya que por la arcilla hay un cambio de textura. Este horizonte, denominado Bt, se origina por acumulación de arcilla, en parte con formación in situ y en parte por acumulación por lavado; es un horizonte subsuperficial, con contenido en arcilla mayor que el horizonte situado encima debido también a una destrucción parcial de arcilla del horizonte superior o pérdida de esta fracción por erosión. La F.A O. (1989), ha redefinido el concepto y características del antiguo horizonte argílico sustituyéndole por el nombre de árgico, con una capacidad de cambio igual o superior a 24 $cmol_c\ kg^{-1}$ de arcilla, y un grado de saturación del 50 % o más, en este horizonte B. Los luvisoles carecen de horizonte A móllico. Junto con los cambisoles son los más representados en la Comunidad de Madrid. Son suelos agrícolas y su uso fundamental es el cultivo de cereales.

En la zona estudiada se presentan los siguientes tipos:

Luvisoles cálcicos: Presentan un horizonte cálcico o concentraciones de caliza pulverulenta en una profundidad de 125 cm a partir de la superficie. En la Comunidad de Madrid estos suelos se desarrollan sobre distintos niveles de terrazas de los principales rios de la Comunidad, a partir de las calizas del páramo o sobre la "facies Madrid".

Luvisoles háplicos: con horizonte Bt o argílico no presenta coloraciones tendentes al rojo, ni su morfología muestra un horizonte cálcico ni concentraciones de caliza pulverulenta ni de cualquier otro tipo, dentro de los 125 cm, ni posee finalmente propiedades hidromórficas en una profundidad de 100 cm a partir de la superficie. Muestran valores de pH próximos a 7 y de saturación entre el 70 y el 85 %. Generalmente son de textura franco-arcillo-arenosa, poco pedregosos en el horizonte B, con buena permeabilidad, aunque ésto disminuye con la profundidad: pobres en materia orgánica y como los Luvisoles, en general, sin problemas de salinidad.

Luvisoles Gleicos: Son Luvisoles con problemas hidromórficos dentro de los primeros 100 cm a partir de la superficie, presentan valores bajos para el pH y para la saturación de bases. No tienen carbonatos en el horizonte B y son de textura más bien arcillosa, son los

de más baja permeabilidad.

Fluvisoles: Son suelos poco evolucionados edáficamente ya que se desarrollan sobre depósitos aluviales cuaternarios (recientes) por tanto no se diferencian horizontes salvo uno superficial algo más oscuro debido a la materia orgánica, mejor estructurado, denominado horizonte A que puede ser ócrico, móllico, úmbrico.

Fluviosoles eútricos: tienen un grado de saturación en bases del 50% ó más entre los 20 y 50 cm de la superficie pero no són calcáreos dentro de estos límites.

Anthrosoles: Es un grupo incorporado por la F.A.O. (1989), para recoger todos aquellos suelos que de alguna manera se han visto fuertemente influenciados por la acción humana, se incluyen, los suelos con horizonte A fímico, los suelos formados sobre vertederos controlados, sobre minas, en los que los laboreos o trabajos profundos han eliminado total o parcialmente los primitivos horizontes del suelo.

El horizonte A fímico engloba horizontes superficiales antrópicos y plágico y está formado por una capa superficial al menos de 50 centímetros de espesor formado por el hombre mediante el continuo abonado durante largo tiempo, mezclado con tierras que en su composición incluyen trozos de ladrillos y cerámicas.

Anthrosoles úrbicos: presentan en superficie, con una profundidad mínima de 50 cm, una acumulación de residuos procedentes de basuras y escombros urbanos, que se han depositado sobre suelos más o menos decapitados o bien sobre materiales geológicos subyacentes.

La Comunidad de Madrid era eminentemente agrícola y forestal pero debido a su gran desarrollo demográfico e industrial se alteró esta utilización, abandonándose las actividades tradicionales. El resultado fué que buenos suelos agrícolas llanos y profundos han sido ocupados por viviendas, naves industriales y red viaria, otros suelos ganaderos y forestales fueron transformados en urbanizaciones y segundas viviendas, sin planificación seria y sin visión ecológica de conservación del medio físico y el entorno natural. La consecuencia mas grave ha sido la ruptura del equilibrio ecológico con problemas de erosión y desertización. Los suelos de la Comunidad de Madrid cartografiados a escala 1:200000, tienen una capacidad potencial en consonancia con sus propiedades y características, pero el aprovechamiento y uso actual a veces no coincide con esa capacidad, como consecuencia de tradiciones y herencias históricas. Estos suelos tuvieron durante siglos un sistema mixto de

uso, en parte dedicados a pastoreo utilizando el encinar abierto y en parte al cultivo cerealístico en función de unas necesidades propias; ocupan generalmente posiciones topográficas llanas o con suaves ondulaciones, son exceptuando los de vega, los de más alta potencialidad agrícola, siendo idóneos tambien para pastizales mediante la implantación de riegos por aspersión (Monturiol y Alcalá del Olmo, 1990).

ASOCIACIONES DE SUELOS

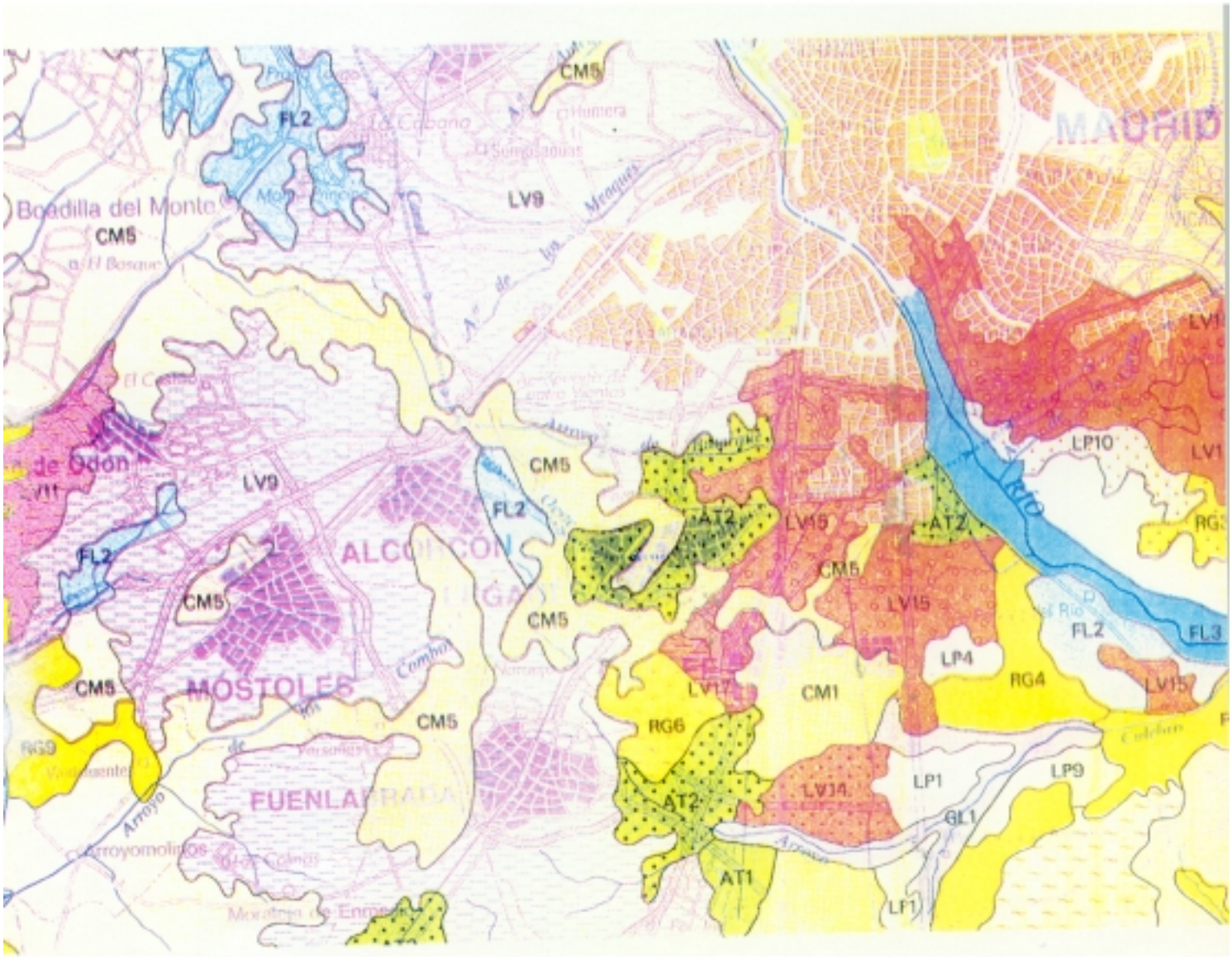


Figura 17

V.- CLIMA Y VEGETACION

V.1.- CLIMATOLOGIA

El clima juega un papel determinante en las propiedades y evolución de los suelos, siendo temperatura y humedad los parámetros mas importantes.

La mayor o menor humedad de un suelo es función de la permeabilidad del perfil y de la capacidad de retención del agua, además de otros factores extrínsecos como el relieve, naturaleza del material, vegetación, tipos de cultivo, régimen de temperatura y distribución y cuantía de las precipitaciones.

Para el conocimiento del clima en una zona se necesita saber los valores de la precipitación de las aguas de lluvia a lo largo del año y su relación con las temperaturas en la zona, y ello viene dado por el balance hídrico, que representa las ganancias y pérdidas de humedad en un intervalo de tiempo.

Las ganancias vienen dadas por la precipitación (P) y las pérdidas por la evapotranspiración (ETP). Para los meses en que hay un balance positivo [(P-ETP) > 0], el agua se acumula en el suelo y es utilizada por las plantas, para reacciones químicas, procesos de lavado e incluso movimiento mecánico de materiales.

Cuando P -ETP < 0, el balance hídrico es negativo y la curva de precipitación queda por debajo de la curva de la temperatura, el clima presenta un periodo seco.

Los términos que se manejan para calcular el balance hídrico de un territorio son las entradas, las salidas y las reservas internas de agua.

Las entradas corresponden prácticamente a las precipitaciones. Las salidas corresponden al agua de escorrentía, que se favorece por la pendiente o el drenaje, agua de infiltración y la partida más importante, a la evapotranspiración. La pérdida de agua del suelo al estado de vapor, más el vapor de agua que se pierde por evaporación más la transpiración de las plantas constituyen la evapotranspiración.

La evapotranspiración potencial (ETP) segun Thornthwaite varía desde cero hasta un máximo cuando existe en la superficie del suelo un exceso de agua.

La evapotranspiración real (ETR) representa el agua perdida realmente. La evapotranspiración aumenta cuando existe en el suelo una potente cubierta vegetal, y por el contrario desciende en superficies desnudas de vegetación.

Las reservas internas se deben a la existencia de vegetación y a las características del suelo, que están en función de su textura, porosidad y a la época del año.

En la vegetación se producen reservas en épocas húmedas y actúa, por tanto, de forma favorable a la economia del agua y en periodos secos actúa de forma desfavorable por aumentar la evapotranspiración.

Conocidas la temperatura media mensual, la precipitación media mensual y la ETP mensual (Tabla de balances hídricos), tomando los datos de las estaciones meteorológicas de Cuatro Vientos y Getafe se pueden calcular los demás índices, (Elias Castillo y Ruiz Beltran, 1977), para las citadas estaciones.

El estudio de los datos de la estación de Getafe (Tabla 10 y 11) indica que no existe reserva de agua en el suelo en el periodo de Junio a Octubre por lo que existirá déficit durante estos mismos meses. Existiendo superavit únicamente en los meses de Febrero y Marzo.

En relación a los datos de la estación de Cuatro Vientos (Tabla 12 y 13) se deduce que no existe reserva igualmente de Junio a Octubre (coincidiendo ese mismo periodo con déficit), siendo meses de superávit de agua los meses de Enero, Febrero y Marzo.

Según la clasificación de Papadakis (Elías Castillo y Ruiz Beltrán, 1977), (Tabla Termométrica), para la estación meteorológica de Cuatro Vientos, el régimen térmico climático sería Mediterráneo templado (TE_1), con una temperatura media anual de 13'9° y el régimen de humedad sería Mediterráneo húmedo (ME), donde Ln=171 mm sería mayor que el 20% de la ETP anual, que representa el exceso de agua correspondiente a un tipo climático Mediterráneo Templado húmedo, que excede a las necesidades vegetales en suelos húmedos.

Bajo el punto de vista agrícola este clima es de tipo invierno avena fresco (AV), que viene definido por una temperatura media de las mínimas absolutas del mes más frio (Enero) de -4'6°C. Corresponde a este clima un tipo verano arroz (o), siendo la media de los máximos de los meses más cálidos de 26'7°C.

El régimen térmico para la estación de Getafe es Mediterráneo templado (TE_1), con una temperatura media anual de 14'0°, con la ETP más elevada en el mes de Julio. El régimen de humedad en la zona de estudio en función del índice anual de humedad y del agua de lavado en relación con la ETP es Mediterráneo seco (Me), correspondiendo a una Ln=145 mm, menor del 20% de la ETP, siendo por tanto el tipo climático Mediterráneo

Templado seco.

Bajo el punto de vista agrícola este clima es de tipo invierno avena fresca (av), y un tipo de verano arroz (o).

Se han elaborado los diagramas ombrotérmicos de Gaussen, (siendo P = 2T), para las dos estaciones (Figuras 18 y 19) presentando pocas variaciones y resultando que el periodo seco comienza en Mayo y se prolonga hasta Septiembre-Octubre, existiendo época húmeda durante los meses de Octubre a Abril, debido al aumento de las precipitaciones y al descenso de las temperaturas.

En la época seca el descenso de la pluviosidad y fuertes aumentos de la temperatura, provocan un fuerte incremento de la evapotranspiración, que presenta un máximo en Julio.

Simbolos utilizados en la termometria.

T' : Temperatura media de las máximas absolutas. La anual corresponde a la media de las absolutas anuales.

T : Temperatura media de las máximas.

$\mathbf{t_m}$: Temperatura media.

t : Temperatura media de las mínimas.

t' : Temperatura media de las mínimas absolutas. La anual corresponde a la media de las mínimas absolutas anuales.

e : Duración de la estación libre de heladas mínimas. Es el periodo en el que t' sobrepasa la temperatura umbral de 7°C.

E : Duración de la estación libre de heladas disponibles. Periodo comprendido entre aquellas fechas en que t' alcanza o supera los 2°C. Y se han indicado ambas fechas extremas bajo el epígrafe de H.

Símbolos utilizados en el balance hídrico.

ETP: Evapotranspiración potencial media mensual (Thornthwaite).

P : Precipitación media mensual.

V : Variación. Se obtiene restando la reserva del mes menos la reserva del mes anterior.

R : Reserva. Hay reserva cuando no existe déficit. Cuando la reserva es menor o igual a 100 tendremos que el superávit es igual a 0; R = P - ETP + R del mes anterior.

ETR: Evapotranspiración real. Para obtenerla tenemos que tener en cuenta que si P es mayor que ETP, entonces ETR es igual a ETP, y cuando P es menor que ETP, ETR = P + V.

D : Déficit. Cuando hay reserva no hay déficit, si R=0 entonces D = ETP - P - V.

S : Superávit. Cuando R = 100; S = P - ETV - V. Si R es menor que 100, S=0.

Ih : Indice de humedad de Papadakis. Se obtiene dividiendo la precipitación media anual entre la evotranspiración y también se incluyen los índices mensuales que se obtienen análogamente, si bien los meses que siguen a la estación húmeda se suma la precipitación de agua en el suelo hasta cubrir las necesidades hídricas. Si la precipitación excede a la evapotranspiración, el mes es húmedo. Si el cociente está comprendido entre 0.5 y 1, es intermedio y seco si es menor de 0.5.

L_n : Agua de lavado. Se obtiene sumando la diferencia entre la precipitación y la evapotranspiración en el mes en que la precipitación supera a la evapotranspiración (periodo húmedo).

V.2.- VEGETACION POTENCIAL

La zona objeto de estudio se halla situada en el piso Mesomediterraneo en la región Mediterranea, dentro de la provincia Castellano-Maestrazgo-Manchega, (Rivas-Martinez, 1982), se encuentran representadas dos series climatófilas:

A).- La serie mesomediterránea castellano-aragonesa basífila de la encina (Bupleuro-Quercetum rotundifoliae S.). que se caracteriza por encinares basífilos de ombroclima seco, a esta serie corresponden las zonas 1 y 2 del área objeto de estudio.

El bosque climax representante de esta serie es un encinar, pobre en arbustos y lianas.

La vocación del territorio es agrícola, y se da con éxito en secano el cereal, la vid, el almendro y el olivo. La ganadería también es adecuada como aprovechamiento de los yermos, eriales, majadales y rastrojeras.

El aprovechamiento forestal debería ser sólo marginal y de corrección de la erosión. Como especies a repoblar, además de las arbustivas y arbóreas del ecosistema, se darían el pino carrasco (*Pinus halepensis*) y el pino piñonero (*Pinus pinea*).

B).- La serie meso-supramediterránea guadarrámico-ibérica silicícola de la encina

(*Quercus rotundifolia*) (*Junipero oxycedri-Quercetum rotundifoliae S.*), se caracteriza por encinares silicícolas de ombroclima seco o subhúmedo inferior. A ella corresponden las zonas 3 y 4 del sector estudiado.

La serie silicícola de la encina (*Quercus rotundifolia*) ocupa una amplia franja central de Este a Oeste en la provincia de Madrid. El bosque que representa a la climax es un encinar pobre en arbustos y hierbas vivaces, en el que la propia encina o carrasca, en forma de arbusto, constituye su primera etapa de sustitución.

La vocación del territorio es ante todo ganadera y la dehesa, con los pastos de majadal (*Poo bulbosae-Trifolietum subterranei*), muy aptos para el ganado ovino, sería la estructura y explotación más acorde con las condiciones climáticas y edáficas de estos territorios. En los suelos más profundos y limosos, pueden dar buenos rendimientos los cultivos de cereales, y viñedos.

TABLA 10. TERMOMETRIA. Estación: Getafe (Madrid)

Período 1948-69 Años:22 Long 3º 43' W Lat 40º 18' Altm: 623

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	A
T'	15,4	17,6	22,5	25,9	30,1	35,5	37,9	37,0	33,4	26,4	19,8	15,1	32,0
T	9,9	11,6	15,2	18,3	22,9	27,8	32,5	31,2	26,8	20,4	13,9	10,0	20,0
tm	5,6	6,7	9,7	12,3	16,5	20,9	25,0	24,0	20,2	14,9	9,1	5,9	14,0
t	1,2	1,7	4,2	6,3	10,1	14,0	17,5	16,9	13,7	9,3	4,4	1,7	8,0
t'	-4,5	-4,2	-1,5	0,9	4,3	7,8	12,4	12,2	8,5	2,8	-1,4	-4,0	-6,0
H'				11									

Invierno t' del mes más frío (Enero): -4,5° Verano e: 4,5 meses

t del mes más frío (Enero): 1,2° E: 6,8 meses (209 días)

T del mes más frío (Enero): 9,9° M: (V-X): 26,9°

Ecología de los cultivos: Avena Fresco (Av) Arroz (O)

Régimen Térmico: TEMPLADO CALIDO (TE)

TABLA 11. BALANCE HIDRICO. Estación: Getafe (Madrid)

Período 1948-69 Años:22 Long 3º 43' W Lat 40º 18' Altm: 623

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
ETP	10	15	31	50	82	120	156	138	94	55	22	12
P	40	49	47	50	42	27	6	15	33	37	52	47
V	30	5	0	0	-40	-60	0	0	0	0	30	35
R	95	100	100	100	60	0	0	0	0	0	30	65
ETR	10	15	31	50	82	120	156	138	94	55	22	12
D	0	0	0	0	0	33	150	123	61	18	0	0
S	0	29	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ih	4,00	3,27	1,52	1,00	1,00	0,72	0,04	0,11	0,35	0,67	2,36	3,92
LL	8	9	9	9	8	5	2	2	5	6	8	8
N	1,2	0,8	0,2								0,1	0,8
G		0,1						0,1			0,3	

Régimen de Humedad: Mediterráneo Seco.(Me)

Tipo climático: Mediterráneo Templado. (TE Me)

TABLA 12 . TERMOMETRIA. Estación Cuatro Vientos (Madrid)

Período 1945-69 Años:25 Long. 3° 37' Lat. 40° 22' Altm: 690

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	A
T'	14,8	16,8	21,8	24,7	29,5	35,4	37,8	36,7	31,5	26,4	19,9	15,1	38,3
T	9,3	11,1	14,6	17,9	22,4	27,7	32,4	31,3	26,6	20,1	13,6	9,8	19,7
tm	5,3	6,4	9,3	11,9	15,9	20,6	24,6	23,7	19,9	14,4	9,0	5,7	13,9
t	1,3	1,7	4,1	5,9	9,3	13,4	16,7	16,0	13,2	8,8	4,3	1,6	8,0
t'	-4,6	-4,0	-1,0	0,9	3,9	7,6	11,4	11,2	7,7	3,0	-0,8	-3,6	-6,5
H				12							8		

Invierno t' del mes más frío (Enero): -4,6° Verano e: 4,3 meses

t del mes más frío (Enero): -1,3° E: 6,9 meses (210 días)

T del mes más frío (Enero): -9,3° M: (V-X): 26,7°

TABLA 13 . BALANCE HIDRICO. Estación Cuatro Vientos (Madrid)

Período 1945-69 Años: 25 Long. 3° 37' W Lat. 40° 22' Altm: 690

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	A
P	44,00	57,00	50,00	47,00	42,00	28,00	9,00	14,00	34,00	45,00	57,00	51,00	478,00
ETP	10,00	15,00	28,00	47,00	78,00	116,00	152,00	135,00	94,00	52,00	22,00	12,00	761,00
Ih	4,40	3,80	1,79	1,00	1,00	0,79	0,06	0,10	0,36	0,87	2,54	4,25	0,63
LL	8,00	9,00	9,00	9,00	9,00	5,00	3,00	2,00	6,00	7,00	10,00	8,00	85,00
N	1,40	1,00	0,40								0,10	0,90	3,80
G		0,10	0,10	0,40	0,40	0,30	0,20		0,20	0,10			2,30

Régimen de humedad: Mediterráneo Húmedo. (ME)

Tipo climático: Mediterráneo Templado. (TE Me)

Climatograma.
Estación: Getafe (Madrid)

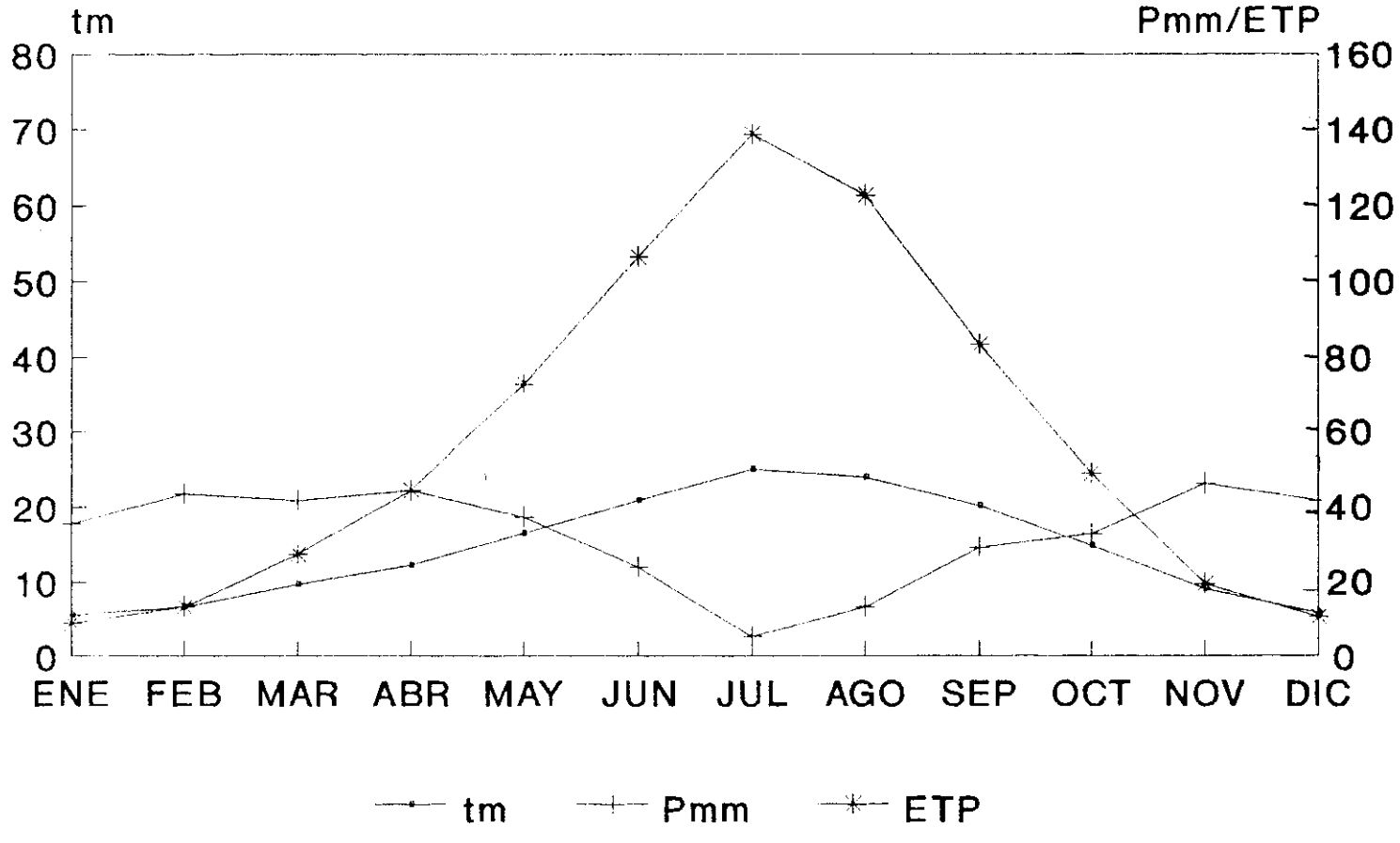


Figura 18

Climatograma.

Estación: Cuatro Vientos (Madrid)

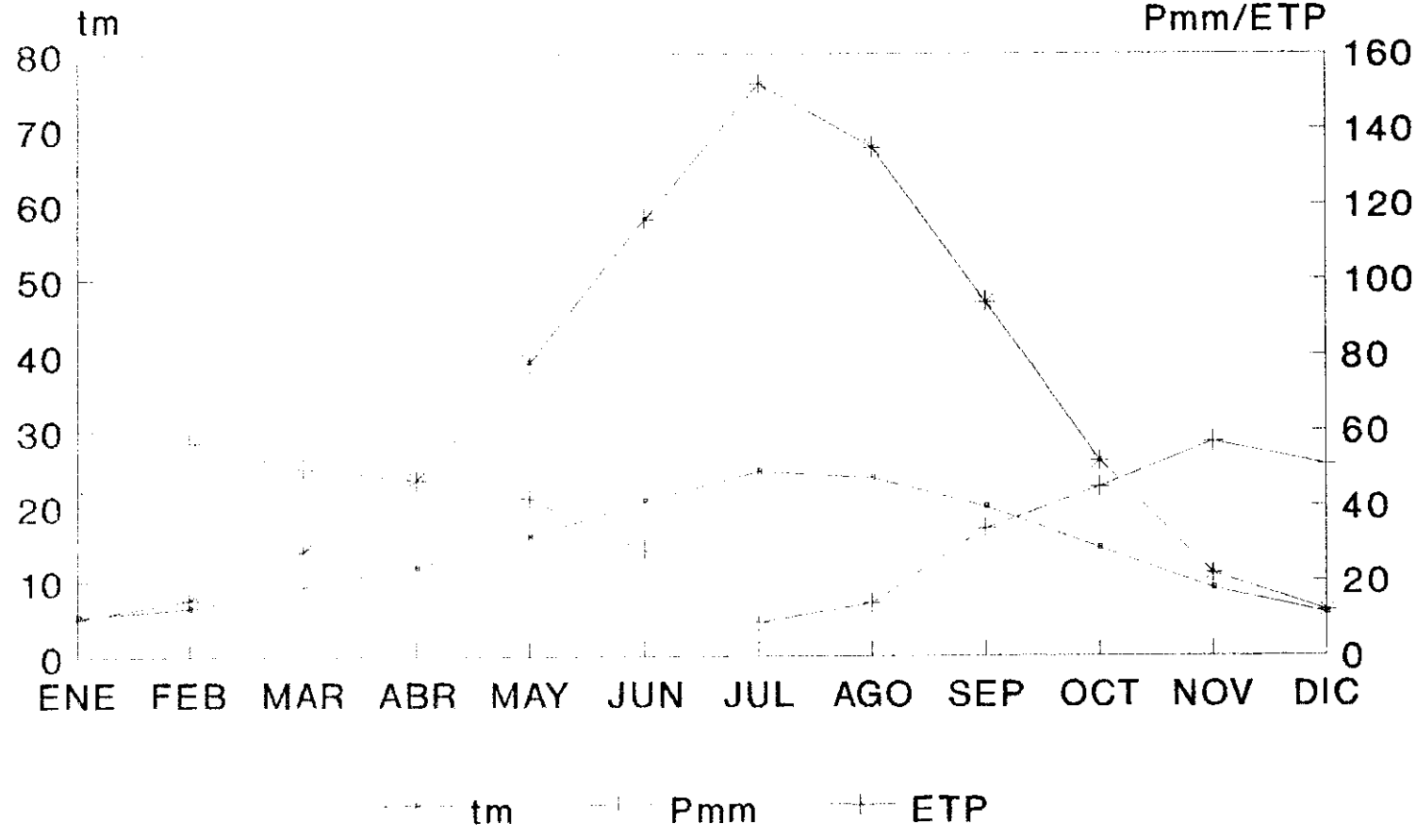


Figura 19

VI.- METODOS

- Las muestras de suelos, una vez secas al aire, se han tamizado, por tamiz de 2mm, obteniéndose asi la fracción "tierra fina" (menor de 2 mm), a partir de la cual se han llevado a cabo todas las determinaciones analíticas.

- Las muestras de vegetales, una vez secas al aire se han triturado, procediendo posteriormente a la determinación del contenido de metales.

VI.1.- DETERMINACION DEL COLOR.

Se ha determinado el color de los suelos en húmedo y en seco, según la nomenclatura de Munsell Soil Color Charts.

VI.2.- ANALISIS GRANULOMETRICO.

Se ha realizado el "Método Internacional de Análisis Mecánico", con el fin de separar las distintas fracciones del suelo: arena gruesa, arena fina, limo y arcilla. El objeto de la determinación de la composición granulométrica de la fracción menor de 2 mm del suelo, es obtener la distribución porcentual de las partículas inorgánicas individuales según su tamaño, de lo cual se deduce su textura.

Se trata la muestra previamente con agua oxigenada para oxidar toda la materia orgánica contenida, empleando cómo dispersante hexametafosfato sódico y carbonato sódico.

La fracción arena gruesa se separa por tamización, la fracción limo y arcilla por extracción con la pipeta de Robinson, según las distintas velocidades de sedimentación (basado en la ley de Stokes) y la fracción arena fina se obtiene por decantación y lavado.

VI.3.- DETERMINACION DE ESTRUCTURAS.

La determinación del tipo y grado de estructura se ha realizado (F.A.O., 1977) en las fracciones mayor y menor de 2 mm de las muestras de suelos.

VI.4.- DETERMINACION DEL pH.

Las medidas se realizaron en un pH-metro Crison (mod. digit 501).

El método empleado fué el de la sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo.

Se ha determinado el pH en agua y en KCl 0'1N, utilizando una suspensión de suelo/líquido 1:2'5.

VI.5.- DETERMIANCION DE CARBONATOS.

El método empleado ha sido el gasométrico, con el Calcímetro de Bernard, que consiste en medir el anhidrido carbónico desprendido por un determinado peso de muestra, al reaccionar con ácido clorhidrico, expresando el resultado en gr kg^{-1} de carbonato cálcico.

VI.6.- DETERMINACION DE LA MATERIA ORGANICA Y CARBONO ORGANICO.

Se siguió el método de Sauerlandt modificado por Guitian y Carballas (1976), utilizando un valorador automático Metrhom 632.

Se basa en la oxidación de la materia orgánica del suelo finamente pulverizado, con un exceso de dicromato potásico 2 N en caliente en medio fuertemente sulfúrico, el calor desprendido en la reacción facilita la oxidación. El dicromato que no reacciona se valora con una solución de Sal de Mohr 0,2 N(sulfato ferroso amoniacal) en un pH-metro Metrohm 632.

El carbono orgánico se expresa en gr kg^{-1}.

El contenido de materia orgánica total se obtiene multiplicando los valores del carbono total por el factor 1.724.

VI.7.- DETERMINACION DEL NITROGENO TOTAL.

Se determinó empleando la modificación del método de Kjeldalh, con un digestor-destilador de nitrógeno Labson B-300 y un valorador automático Metrhom (mod. 665 Dosimat, 663 pH-metro y 614 Impulsomat).

El proceso se realizó en tres fases:

Digestión. Ataque o destrucción de la materia orgánica, y transformación del nitrógeno orgánico en amónico.

Destilación del amónico a partir de las sales amónicas y recogida de éste sobre ácido bórico 0,65 M.

Valoración del amoniaco condensado con ácido sulfúrico N/14 de factor conocido.

El valor del nitrógeno total se expresa en gr kg^{-1}.

VI.8.- ANALISIS DEL COMPLEJO DE CAMBIO.

Se ha determinado la capacidad total de cambio (T) mediante percolación a través del suelo de acetato amónico 1N a pH 7, quedando saturado el complejo de cambio con NH_4^+. Posteriormente se efectuó un lavado con alcohol para eliminar el exceso de sal retenido mecanicamente por el suelo. El NH_4^+ fijado en posiciones de cambio se desplaza haciendo percolar una solución de cloruro sódico a través del suelo. Para cuantificar la capacidad total de cambio, se realizó una determinación de nitrógeno en la solución percolada de cloruro sódico, con destilador y valorador automático, expresándose el resultado en $cmol_c\ kg^{-1}$. Los cationes de cambio se determinaron en el percolado realizado con acetato amónico. Se analizarón Na^+, K^+, Ca^{2+} y Mg^{2+}, los dos primeros por fotometría de llama. Ca^{2+} y Mg^{2+} se determinaron por fotometría de absorción atómica en un espectrofotómetro Perkin Elmer. A partir de los datos obtenidos del análisis del complejo de cambio se calculó el grado de saturación de los suelos (V).

VI.9.- DETERMINACION DE METALES PESADOS EN SUELOS Y PLANTAS.

En el análisis de suelos para conocer las concentraciones de metales pesados, se ha utilizado el método de Polarografía Inversa debido a su máxima sensibilidad, selectividad y precisión.

El método polarográfico de análisis está basado en las curvas de corriente-voltaje que se originan en un microelectrodo, cuando la etapa determinante de la velocidad en una reacción electroquímica,es la difusión. El desarrollo de la polarografía constituyó un avance muy significativo en la metodología electroquímica, debido a que se introdujo el elemento "selectividad" a través de un control del potencial de electrodo, elemento que estaba ausente en los antiguos métodos electroquímicos de potenciometría y conductimetría. Pero no era una técnica adecuada para análisis de rutina. Sin embargo, al aparecer con posteridad los amplificadores, se dió un nuevo impulso a las técnicas polarográficas.

En la actualidad, los instrumentos utilizados totalemte electrónicos, proporcionan grandes sensibilidades para muchas sustancias electroactivas. La voltametría presenta una sensibilidad máxima con elementos ambientales tales como el plomo, el cobre y el cadmio (Willard et al. 1971, Gonzalez Cuesta 1989).

El fundamento de la técnica utilizada es el siguiente: En una cubeta donde se coloca la solución de la muestra, en contacto con tres electrodos:

ER . Electrodo de Referencia.
EW . Electrodo de Trabajo.
EA . Electrodo Accesorio

El electrodo de trabajo desprende una gota de mercurio, en cuya superficie se realiza la siguiente reacción:

En Polarografía Directa: $Metal^{2+} + 2e^{-} \rightarrow Me^{o}$

En Polarografía Inversa hay dos fases:

En una primera fase se produce una preconcentración en un tiempo determinado (para ello hemos utilizado un Timer mod. 662 VA). En ella se produce la reacción:

$Metal^{2+} + 2e^- \rightarrow Me^o$

En una segunda fase, se realiza el barrido en el que la reacción es: $Metal^o - 2e^- \rightarrow Me^{2+}$

Con la polarografía inversa se llega a una mayor sensibilidad pudiéndose obtener picos para concentraciones de elementos tan pequeñas, que por la polarografía directa no saldrían.

Para los elementos analizados (Zn, Pb, Cu y Cd) el barrido se realiza en un rango de potencial de -1,200 a 0 voltios, obteniendo los picos a los valores de voltaje de :

Zn ------- -1,04 v.
Pb ------- -0,46 v.
Cd ------- -0,62 v.
Cu ------- -0,24 v.

Para la cuantificación de los picos obtenidos, se ha utilizado el método de "adición de patrón". Para cada muestra medida se añade un patrón conocido de los elementos a analizar, y se comparan las alturas de los picos del patrón y problema, obteniendo un resultado de gran exactitud, pues ambos están sometidos a las mismas condiciones.

CONTENIDOS TOTALES DE METALES PESADOS EN SUELOS.

La determinación del Zn, Pb, Cu y Cd totales, por polarografía inversa, se realizó previo ataque a la muestra con ácidos perclórico y fluorhídrico en un reactor Phaxe 2.000, en dos fases: una primera digestión en estufa a 120°C y una segunda de evaporación a sequedad en baño de arena a 70°C. Añadiendo nuevamente un pequeño volumen de ácido perclórico al residuo se garantiza el estado oxidado de todos los metales pesados.

Despues de una filtración y una disolución se procedió a cuantificar las concentraciones de metales pesados por el método de Polarografía Inversa en un Polarógrafo Metrohm (mod. 626 Polarecord, 621 VA-Timer y 663 VA-Etand).

CONTENIDOS DE METALES PESADOS EN PLANTAS.

La determinación se realizó en las partes del vegetal utilizadas en alimentación humana o animal y en los primeros brotes. Se empleó la misma técnica de ataque que en los

suelos, para obtener homogeneidad de los resultados y asegurar la eliminación de la sílice, que puede absorber los microelementos.

La cuantificación se realizó igualmente por Polarografía Inversa.

EXTRACTANTES PARA METALES PESADOS ASIMILABLES POR LAS PLANTAS EN SUELOS.

Según la bibliografía se han utilizado diversos extractantes para evaluar las diferentes formas químicas de los metales en suelos, comprobándose que la forma química del elemento y las características del suelo afectan a la facilidad para su extracción, relacionando con ella la asimilabilidad para las plantas.

La posibilidad que tienen las plantas para tomar un elemento del suelo se conoce como disponibilidad. Los datos obtenidos de la utilización de diferentes extractantes varían de manera significativa dependiendo del extractante empleado, por lo que su elección no es facil y la interpretación de los resultados se ha de hacer con precaución, ya que se trata de disponibilidad estimativa.

Entre los extractantes más empleados se encuentran:

- Acido acético 0'5M.

- HCl 0'1N, 0'2N y 0'05N. Wear and Sommer (1948), Martens y Chesters (1967), Wear y Evans (1968), Nelson y col (1959). Navrot y Ravikovitog (1969), demostraron que las partículas de carbonato cálcico, muy finas, tenían gran influencia en la determinación del Zn extraible con ácido.

- En 1981 el COMIFER propuso tres métodos de extracción:

- HCl 0'2N

- EDTA + Acetato Amónico.

- EDTA 0'02M + Acetato amónico 0'5M + Acido acético 0'5M a pH 4'7.

- Cala y Sanchidrian (1989), realizaron un estudio comparativo de los cuatro extractantes siguientes:

1.- HCl 0'1M

2.- HCl M

3.- HAc 0'5M

4.- NH_4Ac 0'5M + EDTA 0'02M + HAc 0'5M a pH 4'65.

Obteniéndose diferencias notables en los contenidos de metales pesados extraídos por

los distintos extractantes, y concluyendo que el último de los empleados era el más indicado para el Pb, Cu y Zn, mientras que para el Cd, Ni y Cr era más adecuado el HCl 1M.

-Acetato amónico 1N a pH 7. Obteniéndose correlaciones lineales significativas entre la extración química por acetato amónico 1N a pH 7 y la biológica (utilizando Lolium multiflorum y Lepidium sativum) para el Cd, Pb Cu y Zn. En general el Zn extraído por ácidos en suelos neutros o alcalinos no expresa bien el Zn asimilable, siendo el acetato amónico el extractante que conduce a la mejor correlación entre el contenido de Zn existente en suelos y el de las cosechas. (Haq y col. 1980).

En este trabajo se ha utilizado este último extractante para la determinación del contenido de metales de cambio.

A partir del percolado obtenido con acetato amónico, para la determinación de los cationes de cambio (Na^+, K^+, Ca^{2+} y Mg^{2+}), se han cuantificado las concentraciones de metales pesados Zn, Pb, Cu y Cd por Polarografía Inversa.

En todas las técnicas utilizadas para la determinación de metales pesados se han utilizado reactivos "ultrapuros", necesarios para evitar la contaminación y obtener unos optimos resultados.

Todos los datos obtenidos han sido tratados estadisticamente y relacionados mediante las correspondientes ecuaciones de las rectas de regresión.

VI.10.- DETERMINACION MINERALOGICA DE LA FRACCION ARCILLA POR DIFRACCION DE RAYOS-X.

Se ha realizado la extracción de la fracción arcilla, mediante bujías porosas a partir de una suspensión de suelo.

Tras la eliminación de la materia orgánica, se obtuvieron los difractogramas (Difractómetro Rigaku, alfa-Cu) correspondientes a las preparaciones de arcilla en agregados orientados, calentadas a 550ºC y solvatadas con etilenglicol.

La interpretación de los diagramas ha llevado a la estimación semicuantitativa de la composición mineralógica de la fracción arcilla.

VII.- DESCRIPCION DE MUESTRAS

La selección y recogida de las muestras de este trabajo se ha llevado a cabo en suelos agrícolas, en una zona de gran incidencia de contaminantes debidos a: su elevada demografía, polígonos industriales, aguas residuales, tráfico, contaminantes atmosfericos etc., lo que puede dar lugar a los altos niveles de metales pesados Pb, Cd, Zn y Cu en suelos y plantas.

La selección de muestras se ha realizado teniendo en cuenta los criterios siguientes:

1.- Se han recogido muestras próximas a aquellos lugares donde la emisión de contaminantes es mayor como: autopistas, autovías y carreteras comarcales, polígonos industriales y centros de población.

2.- Se han seleccionado también zonas geograficamente deprimidas donde se ven incrementados los contenidos de metales pesados por acumulación.

3.- Se han muestreado todos los cultivos de regadio de la zona, tratados con abonos naturales ricos en materia orgánica muy apta para la fijación de metales pesados.

4.- De todos aquellos suelos tratados con abonos químicos, plaguicidas y fertilizantes se han tomado muestras, ya que estos tratamientos favorecen el incremento de metales pesados.

5.- Finalmente teniendo en cuenta la baja movilidad de los elementos estudiados, y que los aportes son de origen externo, se han tomado las muestras en los horizontes antrópicos de los suelos.

El estudio de las muestras se ha realizado por zonas, y queda indicado de forma gráfica en la figura 20.

VII.1.- ZONA 1: GETAFE

MUESTRA A-1

Situación : Próxima a la carretera general de Andalucía en el km. 11.4, en su lado derecho, a 10 metros de la misma.

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Barbecho.

Nota : Aflorando en superficie, lentejones de yesos.

Suelo muy mullido con lombrices.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rosaceo (5YR 6/2) en seco y gris rojo oscuro (5YR 4/2) en húmedo.

Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular, fuerte, en muestra sin tamizar y granular fina, moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-2

Situación : Municipio de Getafe, a unos 70 m. de distancia de la carretera general de Andalucía.

Vegetación : Cultivo de secano, sembrado de cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Suelo muy mullido, con niveles de yesos y cantos sueltos en la superficie de calcedonia.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rosaceo (5YR 6/2) en seco y pardo rojizo (5YR 4/3) en húmedo.

Textura franco arcillo arenosa.

Estructura granular heterométrica, moderada en muestra sin tamizar, y granular fina moderada en muestra tamizada.

MUESTRA A-3

Situación : Próxima al polígono industrial "Los Angeles", margen derecho de la carretera general de Andalucía en el km. 12.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cebada (Hordeum vulgare L).

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular en muestra sin tamizar y granular fina en muestra tamizada.

MUESTRA A-4

Situación : El Bercial (Barrio de Getafe). Tomada a unos 80 metros de la autovía

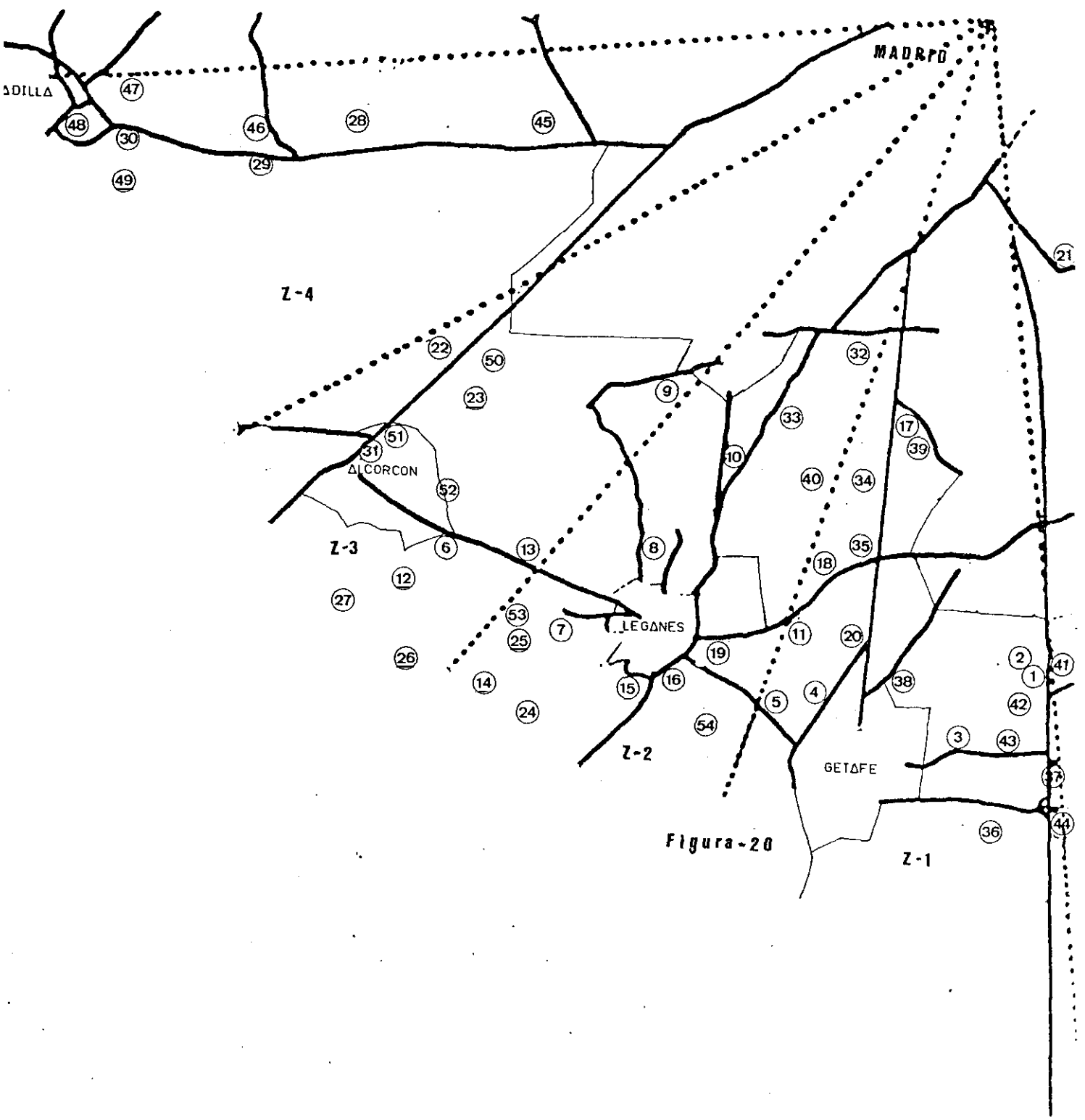


Figura-20

de Toledo, frente a "Galvanización Madrileña".

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de secano de cereales, trigo (Triticum sp. pl. et cvar. pl.).

Nota : Suelo muy antropizado con fragmentos de escorias negras y carbon vegetal.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color marron rojizo (5YR 5/3) en seco y marron rojizo (5YR 4/3) en húmedo. Textura franco arcillosa. Estructura granular, moderada, en muestra sin tamizar y granular muy fina, moderadamente debil en muestra tamizada.

MUESTRA A-5

Situación : Tomada al pie a 6 metros de la carretera del polígono industrial de Leganés.

Vegetación : Cultivo de secano de cereales.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rosaceo (5YR 7/2) en seco y gris rojizo (5YR 5/2) en húmedo. Textura arenosa. Estructura granular, moderada, en muestra sin tamizar y granular muy fina, debil en muestra tamizada.

MUESTRA A-11

Situación : Carretera Leganés-Villaverde (polígono industrial de Leganés).

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de regadío, riego por aspersión, sembrado de espinacas (Spinacia oleracea L.) y acelgas.

Nota : Suelo antropizado con restos de carbonilla.

Recogida de muestras vegetales, hojas de acelgas (Beta vulgaris L. cvar. pl.).

Descripción morfológica.

Ap 0-20 cm. Color gris muy oscuro (5YR 3/1) en seco y negro (5YR 2/1) en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, moderadamente debil, en muestra sin tamizar, y granular muy fina,

moderada en muestra tamizada.

MUESTRA A-17

Situación : Próxima a la autovía de Toledo, junto a la fundición de aceros "Aristrain".

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de secano sembrado de cereales, trigo.

Nota : Recogida de muestras vegetales, brotes de trigo (Triticum sp. pl. et cvar. pl.).

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color marrón rojizo claro (5YR 6/3) en seco y marrón rojizo (5YR 4/3) en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en la muestra sin tamizar granular fina moderadamente debil en la muestra tamizada.

MUESTRA A-18

Situación : Debajo del tunel de la carretera Villaverde-Leganés. Zona "Pie quebrado".

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Sembrado de cereales, trigo (Triticum sp. pl. et cvar. pl.).

Nota : Suelo muy mullido, tratado con fertilizantes y embasurado. Recogida de muestras vegetales (brotes de trigo).

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color gris oscuro (5YR 4/1) en seco y gris muy oscuro (5YR 3/1) en húmedo. Textura arcillo arenosa. Estructura granular mediana, muy debil en muestra sin tamizar y granular muy fina, muy debil, en muestra tamizada.

MUESTRA A-20

Situación : Próxima a Getafe y a la autovía de Toledo.

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Suelo de secano, en barbecho en el momento de la recogida de

muestras.

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y en húmedo (5YR 4/3). Textura arcillo arenosa. Estructura granular mediana, fuerte, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderadamente debil en muestra tamizada.

MUESTRA A-21

Situación : Barrio de la China (Madrid), muestra tomada a 5 metros de la M-30 y próxima al rio Manzanares.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de regadío: hortalizas, espinacas (Spinacia oleracea L.), lechugas (Lactica sativa L.), zanahorias (Daucus carota L. cvar. pl.) etc.

Nota : Suelo de regadio, con cultivo de hortalizas muy mullido, y tratado con abonos.

Recogida de muestras vegetales, hojas de espinacas (Spinacia oleracea L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rosaceo (5YR 7/2) en seco y gris rojizo (5YR 5/2) en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura migajosa mediana, muy debil en muestra sin tamizar, y granular fina, muy debil, en muestra tamizada.

MUESTRA A-34

Situación : En el término municipal de Getafe, a unos 20 metros de la autovía de Toledo, km. 8.

Posición fisiográfica : Loma.

Vegetación : Cultivo de secano, sembrado de cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Muy mullido con lombrices, gusanos etc., con cantos sueltos de silex.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris (5YR 6/1) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en húmedo. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin

tamizar, y granular fina moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-35

Situación : Muy próxima a la autovía de Toledo en el km. 9, en el cruce con la carretera Villaverde-Leganés, junto a "Standard Electrica".

Posición fisiográfica : Zona deprimida.

Vegetación : Hortalizas, sembrado de lechugas (Lactuca sativa L.).

Nota : Es una vaguada con drenaje y acumulación de aguas encharcadas y malolientes. Con cantos sueltos de silex en superficie.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y pardo rojizo oscuro (5Yr 3/2) en húmedo.

Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular fina moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-36

Situación : Próxima al polígono industrial "Los Angeles", y a la autovía de Toledo.

Posición fisiográfica : Zona deprimida.

Vegetación : Erial con cardos.

Nota : Zona hundida, muy encharcada, todos los alrededores sin cultivar, para ser construidos.

Descripción Morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2) en seco y rojizo oscuro (5YR 3/2) en húmedo.

Textura arenosa franca. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar y granular muy fina, moderada en muestra tamizada.

MUESTRA A-37

Situación : Ubicada en el km. 13,5 de la carretera de Andalucía (Los Olivos).

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de secano, sembrado de cereales.

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo claro (5YR 6/3) en seco y pardo rojizo (5YR 4/3) en húmedo.

Textura franca. Estructura granular gruesa, moderada, en muestra sin tamizar y granular muy fina, moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-38

Situación : Getafe, próxima a la carretera de Getafe a Villaverde.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de secano, sembrado de cereales.

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color gris rosaceo (5YR 6/2) en seco y pardo rojizo (5YR 4/4) en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular gruesa, fuerte en muestra sin tamizar, y granular muy fina, moderadamente debil en muestra tamizada.

MUESTRA A-39

Localidad : Villaverde.

Situación : Próxima a la autovía de Toledo.

Posición fisiográfica : LLanura.

Vegetación : Erial.

Nota : Muy antropizado.

MUESTRAS A-41, A-42, A-44

Situación : Al margén izquierdo, de la nacional de Andalucía en el km. 11 (A-41). Las muestras A-42 y A-44, ubicadas en el margen derecho en los kms. 12 y 14 respectivamente.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Secano, sembrado de cereales.

Nota : Recogida de muestras vegetales de la A-44 (hojas de diversas

Gramineae).

MUESTRA A-43

Situación : En el km. 12.5 de la carretera nacional de Andalucía, junto a la estación de servicio Los Olivos.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Barbecho.

VII.2.- ZONA 2: LEGANES

MUESTRA A-7

Situación : Muy próxima al casco urbano de Leganés. Al pie de la carretera Alcorcón-Leganés.

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Cultivo de regadío, hortalizas, Acelgas (Beta vulgaris L. cvar.pl.).

Nota : Muy antropizado, lugar de antiguos vertederos de Madrid, con gran cantidad de cantos de caliza, carbonillas, cerámicas, trozos endurecidos de pizarras etc. Con abonos químicos.

Recogida de muestras vegetales (hojas de acelgas).

Descripción Morfológica:

Ap 0-20 cm. Color gris (5YR 5/1), en seco y gris muy oscuro (5YR 3/1) en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, sin estructura, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-8

Situación : Barrio de La Fortuna (Carabanchel Alto). Próxima a la carretera Carabanchel-Leganés.

Posición fisiográfica : Depresión.

Vegetación : Cultivo de secano, sembrado de trigo.

Nota : Recogida de muestra vegetales, granos de trigo (Triticum sp. pl. et cvar. pl.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20cm. Color pardo rojizo (5YR 5/4) en seco y pardo rojizo (5YR 4/3) en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, debil, en muestra sin tamizar, y granular fina, muy debil, en tamizada.

MUESTRA A-10

Situación : Parque lineal Arroyo Butarque (Conserjería de Agricultura y Ganadería). Próxima a la carretera Carabanchel Alto-Madrid.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de regadío, sembrado de espinacas (Spinacia oleracea L.).

Nota : Riego por aspersión, abonado.

Suelo muy endurecido, con piedras de distinto tamaño y naturaleza: cuarcita silex, etc.

Recogida de muestras vegetales, hojas de espinacas (Spinacia oleracea L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris (5YR 5/1) en seco y negro (5YR 2/1) en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-14

Situación : La Polvoranca (Leganés).

Posición fisiográfica : Loma.

Vegetación : Cultivo de secano, cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Recogida de muestras vegetales, brotes de cebada (Hordeum vulgare L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo (5YR 5/3), en seco y pardo rojizo (5YR 4/3), en húmedo.Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular gruesa, moderada, en muestra sin tamizar, y granular fina, muy debil, en muestra tamizada.

MUESTRA A-15

Situación : Carretera Leganés-Fuenlabrada, muy próxima a Leganés.

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Cultivo de cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Recogida de muestras vegetales, brotes de cebada (Hordeum vulgare L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2), en seco, y pardo rojizo oscuro (5YR 3/2), en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular gruesa, moderada, en muestra sin tamizar, y granular muy fina, moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-16

Situación : Detras y muy próximo a "Mecaleganés" (Merca-centro).

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de regadío, huertas, sembrado de acelgas.

Nota : Suelo muy abonado y muy oscuro en toda su extensión.
Recogida de muestras vegetales, hojas de acelgas (Beta vulgaris L. cvar. pl.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris (5YR 5/1), en seco y gris rojizo (5YR 5/2), en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-19

Situación : Carretera Villaverde Alto-Leganés, a 10 metros de la misma y próxima a Leganés.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de regadío, sembrado de puerros.

Nota : Suelo muy abonado, suelto y muy aireado.
Recogida de muestras vegetales, puerros Allium porrum L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2), en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2), en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar,y granular muy fina, muy debil, en muestra tamizada.

MUESTRA A-24

Situación : Sitio de Valdepelayo (término municipal de Leganés), en el límite de la zona.

Vegetación : Pradera.

Posición fisiográfica : Loma.

Nota : vegetación de pastizal denso. Nacimiento de un arroyo.

Descripción morfológica :

Ap 0-15 cm. Color gris oscuro (5YT 4/1), en seco y negro (5YR 2/1), en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular muy fina, muy débil, en muestra tamizada.

MUESTRA A-25

Situación : "La Polvoranca", camino de Espartal.

Posición fisiográfica : Loma.

Vegetación : Cultivo de secano, cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Suelo muy mullido, pososo y aireado.
Recogida de muestras vegetales (hojas de diversas Gramineae).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris claro (5YR 7/1), en seco y pardo rojizo oscuro (5YR 3/2), en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular gruesa, fuerte, en muestra sin tamizar, y granular fina, muy débil, en tamizada.

MUESTRA A-32

Situación : Al lado del cementerio nuevo de Carabanchel Alto.

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Cultivo de secano, sembrado de cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Suelo muy mullido, con lombrices.

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo oscura (5YR 4/2), en seco y gris muy oscuro (5YR 3/1), en húmedo. Textura arcillo arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderada, en muestra tamizada.

MUESTRA A-33

Situación : Próxima al camino de Buenavista (Carabanchel Alto), detrás del Cementerio de Carabanchel.

Posición fisiográfica : Rellano.

Vegetación : Barbecho.

Descripción morfológica:

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2), en seco y pardo rojizo (5YR 4/3), en húmedo. Textura arcillo arenosa. Estructura granular mediana, débil, en muestra sin tamizar, y granular muy fina, moderadamente débil, en muestra tamizada.

MUESTRA A-40

Situación : Muy próxima al arroyo de Butarque, "Finca los Merlos" .

Posición fisiográfica : Suave ladera.

Vegetación : Barbecho.

MUESTRA A-53

Situacion : Próxima a Zona Industrial de Polvoranca. Junto al repetidor de C.T.N.E.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Alfalfa (Medicago sativa L.).

Nota : Cultivo de regadío, muy abonado.

Recogida de muestras vegetales, alfalfa (Medicago sativa L.).

MUESTRA A-54

Situación : Al lado del camino del Portillo (de Leganés a Getafe).

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivos de hortalizas, espinacas (Spinacia oleracea L.).

Nota : Cultivo de regadío, sistema por aspersión, bien abonado.
Recogida de muestras vegetales, hojas de espinacas (Spinacia oleracea L.).

VII.3.- ZONA 3: ALCORCON

MUESTRA A-6

Localidad : Alcorcón.

Situación : Muy próxima a la carrtera Alcorcón-Leganés, junto al Polígono Industrial.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de secano, sembrado de trigo (Triticum sp. pl. et cvar. pl.).

Nota : Suelo con gran acumulación de elementos gruesos, cuarzo y ortosa sueltos en superficie.
Recogida de muestras vegetales, granos de trigo (Triticum ssp.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo claro (5YR 6/3) en seco y pardo rojizo (5YR 5/3) en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, débil, en muestra no tamizada, y granular fina, muy débil, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-9

Localidad : Carabanchel Alto.

Situación : Carretera de Carabanchel Alto a Leganés, próximo a Aeronaútica Industrial.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de cereales, sembrado de cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Suelo muy endurecido.

Recogida de muestras vegetales, granos de cebada (Hordeum vulgare L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-10 cm. Color pardo rojizo (5YR 5/4) seco y pardo rojizo (5YR 4/4) en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, débil, en muestra no tamizada, y granular fina, moderadamente débil, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-12

Situación : Próxima a el Polígono Industrial de Alcorcón.

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Cultivo de regadío, remolacha de mesa (Beta vulgaris L. et cvar. pl.).

Nota : Suelo muy mullido, con gusanos, tratado con abonos.

Recogida de muestras vegetales, hojas de remolacha de mesa (Beta vulgaris L. et cvar. pl.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en húmedo.

Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderada, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-13

Situación : Próxima a la carretera Leganés-Alcorcón a la altura del km 10.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de regadío, sembrado de varios tipos de hortalizas.

Nota : Suelo muy tratado con insecticidas y herbicidas, al igual que la muestra A-12.

Recogida de muestras vegetales, hojas de remolacha de mesa (Beta vulgaris L. et cvar. pl.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en

húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular muy fina, muy débil, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-22

Situación : A la altura del km. 11 de la carretera general de Extremadura.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cultivo de secano, cebada (Hordeum vulgare L.).

Nota : Recogida de muestras de vegetales, granos de cebada (Hordeum vulgare L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color rosa (5YR 7/4) en seco y pardo rojizo (5YR 5/4) en húmedo. Textura arenosa franca. Estructura granular mediana, sin estructura, en muestra sin tamizar, y granular muy fina, muy débil, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-23

Situación : Finca "Las presillas". Junto al arroyo "La Canaleja".

Posición fisiográfica : Vaguada.

Vegetación : Cultivo de cebada (Hordeum vulgare L.), secano.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rosaceo (5YR 6/2) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en húmedo. Textura arcillosa franca. Estructura granular mediana, débil, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderada debilmente, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-26

Situación : "La Polvoranca".

Posición fisiográfica : Loma.

Vegetación : Cultivo de cebada (Hordeum vulgare), secano.

Nota : Recogida de muestras vegetales (hojas de gramineas).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rosaceo (5YR 7/2) en seco y pardo rojizo (5YR 5/3) en húmedo. Textura arenosa franca. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar, y granular fina, moderada, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-27

Situación : Al sur de "Los Escolares."

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Cultivo de secano, en barbecho.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color rosa (5YR 7/3) en seco y gris rojizo (5YR 5/2) en húmedo. Textura franco arcillo arenosa. Estructura granular mediana, fuerte, en muestra no tamizada, y granular fina, moderada, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-31

Situación : Tomada al pie de la carretera de Extremadura en el Km 12.5.

Posición fisiográfica : Zona deprimida.

Vegetación : Cultivo de regadio, sembrado de hortalizas, habas (Vicia faba L.).

Nota : Suelo muy mullido y abonado.
Recogida de muestras vegetales. granos de habas (Vicia faba L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en húmedo. Textura arenosa franca. Estructura granular fina, en muestra no tamizada y granular muy fina, muy débil, en muestra tamizada.

MUESTRA A-50

Localidad : Cuatro Vientos.

Situación : En el margén derecho de la carretera nacional de Extremadura en el km. 10. Cerca de la Escuela de Aeronaútica del Ejercito.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Pinos (Pinus pinea L.).

Nota : Es una extensa zona de repoblación de pinos.

MUESTRA A-51

Localidad : San José de Valderas.

Situación : A la altura del km. 12 de la carretera nacional de Extremadura.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Erial.

MUESTRA A-52

Localidad : Alcorcón.

Situación : Valdecuervo, barrio anejo de Alcorcón.

Posición fisiográfica : Llanura.

Vegetación : Cebada de secano.

Nota : Recogida de muestras vegetales, espigas de cebada (Hordeum vulgare L.).

VII.4.- ZONA 4: BOADILLA DEL MONTE

MUESTRA A-28

Situación : Tomada en el km. 31.5, a 20 m. de la carretera Madrid- Boadilla del Monte.

Posición fisiográfica : Zona deprimida.

Vegetación : Pastos verdes.

Nota : Suelo muy mullido, con lombrices, muy húmedo y pastizal denso.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color gris rojizo (5YR 5/2) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en húmedo. Textura arenosa franca. Estructura granular mediana, moderada, en muestra no tamizada, y granular fina, moderada, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-29

Situación : Al pie de la carretera de Madrid-Boadilla del Monte, en el límite del término municipal Alcorcón-Boadilla del Monte.

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Sembrado de árboles frutales.

Nota : Suelo bien mullido y labrado. Próximo a talleres de pinturas y desgüaces de automóviles.

Recogida de muestras vegetales, hojas de peral (Pyrus communis L.).

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y gris rojizo oscuro (5YR 4/4) en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra no tamizada, y granular fina, moderada, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-30

Situación : Próxima a la carretera Madrid-Boadilla del Monte, desviación "La Cañada".

Posición fisiográfica : Zona llana.

Vegetación : Suelo de secano en barbecho.

Descripción morfológica :

Ap 0-20 cm. Color pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y pardo rojizo (5YR 4/3) en húmedo. Textura franco arenosa. Estructura granular mediana, moderada, en muestra sin tamizar y granular fina, moderada, en la muestra tamizada.

MUESTRA A-45

Situación : Lugar llamado "Casa Blanca".

Posición fisiográfica : Suave ladera.

Vegetación : Pastizales.

Nota : Monte bajo, pastizales.

MUESTRA A-46

Situación : A la altura del km 29, de la carretera de Boadilla del Monte-Madrid.

Posición fisiográfica : Rellano.

Vegetación : Pastizales.

Nota : Zona de pastizales, retamas y monte bajo.

MUESTRA A-47

Localidad : Boadilla del Monte.

Situación : Lugar "Barranco del Prado del Espino".

Posición fisiográfica : Barranco.

Vegetación : Bosque de encinares.

MUESTRA A-48

Situación : Próxima a Boadilla del Monte, y al lado del arroyo del Nacedero.

Posición fisiográfica : Barranco.

Vegetación : Alfalfa (Medicago sativa L.).

Nota : Cultivo de pastos para el ganado, alfalfa.
Recogida de muestras vegetales, alfalfa (Medicago sativa L.).

MUESTRA A-49

Situación : Ubicada la muestra entre el camino y el arroyo de los Majuelos.

Posición fisiográfica : Suave ladera.

Vegetación : Barbecho.

VIII.- RESULTADOS Y DISCUSION

VIII.1.- ZONA 1

VIII.1.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

Geograficamente esta zona está situada al sur de Madrid y en la posición más oriental de todo el conjunto estudiado; recorrida por la carretera general de Andalucia, autovia de Toledo y otras menos importantes pero no por ello de menor tráfico, como la carretera de Getafe a Pinto, Getafe-Leganés etc. Como población principal y situada en el límite sur se encuentra Getafe, con un importante crecimiento humano e industrial en los últimos años.

Los suelos de la Zona 1, presentan una composición granulométrica (Tabla 1, Figuras 1,2,3,4), en la que predomina la fracción arena. Los contenidos en fracción arcilla oscilan entre 3'4 y 48'5 % con un valor medio de 20'2. Los valores correspondientes a la fracción limo presentan un máximo de 48'5 % y un mínimo de 3'8, con valor medio de 16'7. La arena fina presenta una media de 29'5 comprendidos los valores en un intervalo de 54'0 y 17'4 %, siendo la media para la arena gruesa 33'6, con un valor mínimo de 15 y un máximo de 53'3 %, la textura media de la zona obtenida a partir de los valores medios de las fracciones granulométricas, es franco arcillo arenosa limitando con la franco arenosa.

El 60% de las muestras presenta proporciones de arena iguales o mayores que la media de esta fracción para la Zona. El 21% de las muestras presentan en la fracción arcilla valores mayores que la media. La muestra A-34 presenta el valor más alto en la fracción arcilla con 48'5%, se encuentra en las proximidades del arroyo Culebro, próximo a la carretera de Toledo, concordando con los estudios realizados por otros autores (Riba 1957 y Vaudour 1979).

Se ha realizado el estudio de la fracción arcilla por difractometría de R-X en preparaciónes de agregados orientados, calcinadas a 550°C y solvatadas con etilenglicol.
En la zona-1 las muestras estudiadas presentan como minerales laminares: micas ilitas, en general alteradas, abiertas a ángulos menores, excepto en las muestras A-2, A-5 y A-11 donde se presentan bien cristalizadas; caolinita con reflexiones muy débiles y abiertas en todas las muestras; trazas de interestratificados de tipo ilita-esmectita, A-2, A-3 y A-11, ilita-vermiculita, (A-4 y A-35). Algunas muestras presentan esmectita, A-17, vermiculita, A-34 y clorita en A-1 en pequeña proporción. Como minerales no laminares existe cuarzo y

feldespato en todas las muestras, en general, y en A-1 y A-2, presencia de calcita.

Se han determinado las estructuras de los suelos (Tabla 2), en la fracción mayor y menor de 2 mm, siendo por lo general semejantes el grado de estructuración de las dos fracciones y existiendo, sin embargo, cierta tendencia a menor estructuración en la fracción menor de 2 mm.

La parte no estructurada de la fracción mayor presenta restos de actividad antrópica y trozos de rocas no alteradas.

En general,"la tierra fina", presenta una estructura de grado 1 moderadamente débil, de tipo granular fino y en la fracción mayor predomina el tipo granular mediano, con algunas excepciones de tipo granular grueso.

Los valores de pH, en agua, son muy homogéneos (Tabla 3, Figura 5), comprendidos entre 6'5 y 8'3, con una media de 7'8. Sólo dos muestras de la zona presentan pH ligeramente inferiores a 7, A-5 y A-21. Las determinaciones del pH en KCl (Figura 6), presentan unos valores comprendidos entre 4'7 y 7'6, con media de 6'9, las muestras con valores más bajos están representadas por las citadas anteriormente, A-5 y A-21. Las diferencias habidas entre pH en agua y pH en KCl (Figura 7), no exceden de la unidad, salvo en las muestras ya indicadas, que presentan los valores más bajos de pH, por lo que, en general se puede deducir que los suelos de esta zona están saturados.

El carbonato cálcico (Tabla 3, Figura 8), presenta valores máximo de 147'4 g/kg y mínimo de 20'2 ; la media es de 71'7, con una fuerte desviación de 37'6, debido a que hay una distribución muy heterogénea de datos,correspondiendo los valores mayores a las muestras: A-37, A-43, A-38 y A-18.

Las cantidades de Carbono de los horizontes superficiales muestreados (Tabla 3, Figura 9), tienen, en general, valores bajos comprendidos entre 1'8 y 15'3 g/kg y un valor medio de 8'7, con una desviación moderada de 4'2. El horizonte A de los suelos explotados agrícolamente presenta valores entre 0'1 y 10 % de materia orgánica, cuyo contenido decrece con la profundidad, ya que la textura arenosa, el laboreo a que están sometidos, y la extracción de componentes orgánicos con la cosecha, da origen a suelos con bajo contenido en carbono orgánico.

Los valores de Nitrogéno igual que los de carbono orgánico son bajos (Tabla 3, Figura 10), presentan una media de 0'9 g/kg y estan comprendidos en un intervalo de 0'3 a 3 g/kg, con valor de la desviación de 0'6; este parámetro en los suelos de la zona

presenta valores homogéneos. La muestra A-18, muy cerca de la carretera de Villaverde a Leganés, presenta el valor máximo, que también coincide con el valor máximo de Carbono, correspondiendo dicha muestra a un suelo con gran contenido biológico, anélidos, gasterópodos, etc., y según la información de oriundos, bien tratado con fertilizantes amoniacales de urea y nitratos. Se puede indicar, que en suelos sometidos a prácticas agrícolas este parámetro carece de valor, ya que en parte es una consecuencia de las mismas.

La capacidad de cambio es una consecuencia de la naturaleza del complejo absorbente, materia orgánica y fracción arcilla y de las proporciones que de ellas existe.

La capacidad total de cambio (T)(Tabla 4, Figura 11), presenta un valor mínimo de 7'7 y un máximo de 77'4 $cmol_c/kg$, con una media de 18'8; la desviación es moderada. El máximo corresponde a la muestra A-21, y contenidos superiores a la media en las muestras: A-34, A-20 y A-17, coincidiendo con valores mayores en la fracción arcilla.

Con respecto a los cationes de cambio, el Ca^{2+} (Figura 12), presenta unos valores comprendidos entre 2'1 y 36'4 y media de 13'7. Los datos son muy heterogéneos. Los máximos corresponden a las muestras A-38, A-34, A-35 y A-37, que a su vez coinciden con los mayores contenidos de carbonato cálcico, excepto la muestra A-35 localizada en zona de vaguada, por lo que es posible que llegue este catión arrastrado por agua de drenaje, teniendo en cuenta que es una zona con predominio evaporítico y abundancia de cristales de yeso.

El ion Mg^{2+} (Figura 13), presenta un valor medio de 5'3 con sus valores comprendidos entre un máximo de 16'6 $cmol_c/kg$ y un mínimo de 0'5, y una desviación moderada y semejante a la media.

El ion Na^+ (Figura 14), está comprendido entre 0'1 y 15'9 $cmol_c/kg$. El valor medio es de 2'9 y la desviación con un valor de 5, que puede quedar justificado por los elevados contenidos de las muestras A-2 y A-3, siendo en las restantes muy homogéneos.

El catión de cambio K^+ (Figura 15), presenta unos valores entre 0'2 y 1'9 $cmol_c/kg$, con media de 0'6 y desviación de 0'4, presentando la zona para este elemento una moderada homogeneidad. Dentro del complejo de cambio se observa como los cationes divalentes predominan sobre los monovalentes. Respecto a la suma de bases el valor medio es de 22'4, con un máximo de 51'4 y un mínimo de 8'3 $cmol_c/kg$, correpondiendo al 73% de las muestras valores mayores a los de la capacidad total de cambio. La muestra A-21 presenta un porcentaje de saturación muy bajo, coincidiendo con los valores de pH más bajos de la zona tanto en agua como en KCl. La existencia de sales solubles en la zona es la causa de

que se determinen como cationes de cambio, cationes que se han solubilizado durante el proceso de extracción.

Los suelos de esta zona están desarrollados a partir de materiales ígneos y metamórficos de tipo ácido procedentes de la Sierra de Guadarrama. Son suelos, por lo general, jóvenes en los que la influencia del material original es muy intensa. La composición mineralógica de la fracción arena de suelos próximos a los estudiados (Hoyos de Castro et al., 1981), está constituida por: cuarzo, feldespato potásico, plagioclasas y micas.

Los minerales que constituyen la fracción arcilla de suelos formados a partir de arenas arcósicas son : montmorillonita fundamentalmente, caolinita, illita y presencia de feldespatos y cuarzo, que serían heredados del material original (Hoyos de Castro et al., 1981).

VIII.1.2.- Resultados y discusión de Metales Pesados.

Estudiando los suelos en la Zona 1, los contenidos de Pb total (Tabla 5, Figura 16), presentan valores muy dispersos, con mínimo de 37'4 mg kg^{-1} a máximo de 379'8 mg kg^{-1}, con un valor medio de 114. Segun Levinson (1980), el valor medio del plomo para suelos sobre granitos está comprendido entre 2 y 200 mg kg^{-1}. Un 35% de las muestras presentan concentraciones superiores a la media, los valores máximos en Pb total lo presentan las muestras A-21 y A-11; la muestra A-21 con 379'8 mg kg^{-1} ubicada en el Barrio de la China (Legazpi), a 5 metros de la M-30, en la vega del río Manzanares y en zona de huertas, y la muestra A-11 con 363'8 mg kg^{-1} está situada en la carretera Leganés-Villaverde, frente a una fábrica de Cerveza, en el Polígono Industrial de Leganés, regada por aspersión y presenta cultivo de acelgas y espinacas. El valor mínimo de Pb lo presenta la muestra A-36, situada detrás del Poligono Industrial de los Angeles (Getafe), corresponde a una zona deprimida sin cultivar.

Las cantidades de Pb de cambio, (Tabla 5, Figura 17) en los suelos estudiados, se encuentra entre 0,21 y 6'58 mg kg^{-1}. con una media de 1'71; solo un 30 % de las muestras presentan valores por encima de la media. Los contenidos máximos de Pb de cambio lo presentan las muestras A-18, A-3, A-4 y A-21. Hay una cierta relación entre los valores más altos de Pb total y los valores mas altos de cambio, aunque los máximos de Pb total y los de Pb de cambio, no coinciden en las mismas muestras.

Tanto las muestras A-18, como A-3, con unos valores de Pb de cambio de 6'58 y 4'50 mg kg^{-1} respectivamente, pueden originar un cierto grado de toxicidad para las plantas

de cultivo.

En la muestra A-11, el Pb de cambio de 2'08 mg kg^{-1}, se corresponde con un elevado contenido en Pb total (363'8 mg kg^{-1}.), de manera que cualquier variación en las condiciones edáficas, pueden dar lugar a la movilización de este elemento.

En general las cantidades de plomo de cambio son bajas respecto al plomo total debido a las características de este elemento.

El Zn total de los suelos de la zona (Tabla 5, Figura 18), presenta un máximo de 437'5 mg kg^{-1}, un mínimo de 35'4 mg kg^{-1}, y un valor medio de 133'9. El Zn en los suelos puede proceder del material original que en la zona es de naturaleza granítica y granodiorítica; Levinson (1980), encuentra para suelos desarrollados sobre estos materiales, valores comprendidos entre 10-300 mg kg^{-1}.

En 35% de las muestras, el Zn total, está por encima del valor medio, las muestras con máximos contenidos en Zn total son la A-18, A-37 y la A-11. La A-18 con un contenido en Zn total de 437'5 mg kg^{-1} se encuentra en la zona de Pie Quebrado en la carretera de Villaverde a Leganés, intensamente tratada para su uso agrícola. La muestra A-37 (315'8 mg kg^{-1}) está situada muy próxima a la carretra de Andalucía, en el Km 13'5, sembrada de cereales, y la muestra A-11 (206'4 mg kg^{-1}), ya citada por su elevado contenido en Pb, se encuentra igualmente próxima a la carretera Leganés-Villaverde.

Existe cierta tendencia en la muestras A-11, A-18, A-21, A-34 y A-37 a presentar valores elevados, tanto en Pb total como Zn total.

Concentraciones elevadas de estos elementos en suelos podría justificarse por procesos de contaminación que incrementarían las proporciones originadas por procesos edáficos naturales.

Las concentraciones de Zn de cambio (Tabla 5, Figura 19), presentan un máximo de 15'63, un mínimo de 0'14, y un valor medio de 2'79 mg kg^{-1}. Igual que para el Pb de cambio de esta zona, el 30 % de las muestras presentan valores de Zn de cambio que se encuentran por encima de la media.

Los máximos valores lo presentan las muestras A-2, A-41, A-18, A-43 y A-21; La muestra A-2 con el máximo contenido en Zn de cambio (15'67 mg kg^{-1}), se relaciona con un Zn total moderadamente alto (95'0 mg kg^{-1}) y por debajo de la media del Zn total de la zona; la muestra A-41 con un valor de 8'97 mg kg^{-1} tambien se relaciona con un Zn total, algo más elevado (110'9 mg kg^{-1}), pero igual que en el caso anterior por debajo de la media.

Se dá la circunstancia que valores bajos en Zn de cambio, como la muestra A-37 (O'79 mg kg^{-1}), se corresponde a un Zn total muy elevado (315'8 mg kg^{-1}), por lo que se trataría de una muestra potencialmente tóxica para el cultivo, ante cualquier cambio en las condiciones del suelo.

El contenido total de Cu en la zona (Tabla 5, Figura 20), presenta un valor máximo correspondiente a 151'6 mg kg^{-1}, un mínimo de 8'3 mg kg^{-1}, con un valor medio de 55'6. Siendo el valor medio de Cu para otros autores de 30 mg kg^{-1} (Swaine, 1980) y comprendido entre un rango 2 a 200 mg kg^{-1} (Levinson, 1980). El 30% de las muestras presentan unos valores por encima de la media, siendo los contenidos mayores en Cu total en las muestras: A-18, A-2, A-38, A-34. La muestra A-18 con 151'6 mg kg^{-1} ya mencionada por sus altos contenidos en Zn y Pb, la A-2 (138'9 mg kg^{-1}), tomada en la carretera de Andalucia (N-IV) Km 11, se trata de un suelo franco arcillo arenoso con abundantes cantos de calcedonia en superficie, presencia de yesos y sembrado de cereales. La muestra A-38 (114'5 mg kg^{-1}), con textura franco arenosa, ubicada en la carretera Villaverde a Getafe y próxima a este centro urbano, sembrada de cereales. La muestra A-34 (105'7 mg kg^{-1}), suelo de textura arcillosa, muy trabajado por laboreos agrícolas, mullido, muy próxima a la carretera de Toledo.

Las concentraciones de Cu de cambio (extraido con acetato amónico 1N a pH 7), presentan unos intervalos comprendidos (Tabla 5, Figura 21), entre 0'20 y 11'10 mg kg^{-1}. con un valor medio de 2'56 mg kg^{-1}. Tambien como en los casos anteriores el 30 % de las muestras presentan valores por encima de la media tanto en Cu total, como en Cu de cambio.

Los valores máximos los presentan las muestras A-41, A-2, A-43, A-44 y A-18, que no se corresponden en todos ellos con los valores más altos de Cu total, así la muestra A-41 con el valor más alto de Cu disponible para el vegetal (11'10 mg kg^{-1}), presenta un Cu total bajo de 48'0 mg kg^{-1}, por el contrario la muestra A-2 con el segundo valor más alto de Cu de cambio se corresponde con el segundo valor más alto de Cu total de la zona (138'9 mg kg^{-1}), la muestra A-43 con un Cu de cambio de 7'12 se corresponde con un Cu total relativamente bajo (41'16 mg kg^{-1}), y finalmente la muestra A-18, que es la de mayor contenido en Cu total (151'6 mg kg^{-1}) se corresponde con un valor de Cu de cambio de 4'37 mg Kg^{-1}.

El Cadmio total (Tabla 5, Figura 22) de la zona presenta valores homogéneos (excepto las muestras A-2 y A-43), comprendidos dentro del intervalo de 0'053 y 11'791 con un valor medio de 1'510 mg kg^{-1}. La muestra A-2 con un contenido de Cd total de 11'8

mg kg^{-1} ya ha sido citada por su elevado contenido en Cu y la muestra A-43 (en barbecho en el momento del muestreo) con una proporción de 5'383 mg kg^{-1}, está tomada en la carretera de Andalucia en las proximidades de una gasolinera.

El Cadmio de cambio de la zona (Tabla 5, Figura 23), presenta unos intervalos comprendidos entre, 0'008 y 0'798 mg kg^{-1}. y un valor medio de 0'157. Igual que los otros metales de cambio de la zona ya citados, el 30 % de las muestras tiene valores de Cd de cambio por encima de la media. Los valores máximos de cadmio de cambio lo presentan las muestras: A-20, A-18 y A-21 con bajos contenidos en Cd total y elevados porcentajes cadmio cambio/ cadmio total.

En resumen, valores muy superiores a la media en los contenidos totales de dos o más metales, se presentan en las siguientes muestras, (Tabla 6):

Muestras	Pb	Zn	Cu	Cd
A-2			+	+
A-11	+	+		
A-18	+	+	+	
A-21	+	+		
A-34	+	+	+	
A-37	+	+	+	
A-43		+		+

Tabla 6. Muestras con elevados contenidos en metales pesados

En las muestras A-11, A-18, A-21, A-34 y A-37, los mas altos contenidos en Pb y Zn pueden deberse a su localización muy próximos a carreteras. Las elevadas proporciones en Cu que presentan A-18, A,34 y A-37, se pueden deber a tratamientos agrícolas; las muestras A-2 y A-43 con elevada proporción en Cd, se encuentran localizadas próximas a depósitos de gasolina y estación de servicio respectivamente.

Se han analizado los fragmentos de rocas encontrados en la fracción mayor de 2 mm

con el fin de intentar establecer las relaciones entre el material original y suelo. Los valores medios obtenidos (Tabla 7) para los metales pesados son: Pb total 5'38, Zn total 29'58, Cu total 13'71 y Cd total 0'28 mg kg^{-1}.

Según Levinson (1980) el contenido en estos metales en rocas de tipo granítico sería: para el Pb 20 mg kg^{-1}, para el Zn 40 mg kg^{-1}, Cu 10 mg kg^{-1} y para el Cd 0'2 mg kg^{-1}.

Reaves y Berrow (1984), dan para granitos y gneis graníticos valores de Plomo comprendidos entre 6'7 y 69 mg kg^{-1} con una media de 22 mg kg^{-1}. Gravrilenet y col. (1972), dan un valor medio de plomo para granitos de 27,2 dentro de un rango de 18 a 38 mg kg^{-1}.

El Zn se encuentra en la corteza terrestre, en un valor medio de 70 mg kg^{-1} (Krauskopf, 1972). Según Levinson (1980), para granitos y granodioritas los contenidos medios de Zn son de 40 y 60 mg kg^{-1} respectivamente.

La proporción de Cu en la litosfera es de 70 mg kg^{-1} (Lindsay, 1979).

Los contenidos en Cd para granitos están comprendidos dentro de un rango 0'02 - 1'6 mg kg^{-1} (Fleischer et al., 1974; Gong, 1975).

Relacionando las concentraciones de los metales obtenidos en los fragmentos de rocas, con valores maximo y medio de estos elementos en los suelos, se obtienen datos que pueden dar idea de la variación de los metales en el proceso de formación del suelo, y posibles aportes de los mismos. Como consecuencia de los procesos formadores del suelo, se origina un contenido en metales que puede incrementarse por aportes de agentes contaminantes, ó bien dismunuir por la absorción de la vegetación.

Tabla 7. Relación metal suelo/ metal material original, para Pb, Zn, Cu y Cd.

SUELO	PLOMO	CINC	COBRE	CADMIO
Máximo	379'8	437'5	151'6	11'79
Media	114'0	133'9	55'6	1'51
ROCA MADRE				
Media	5'38	29'58	13'72	0'28
SUELO/ROCA				
Máximo	70	15	11	41
Media	21	4'5	4	5'3

En el proceso de formación de los suelos de la zona segun la tabla 7, hay un fuerte enriquecimiento en: Pb >> Cd > Zn > Cu, considerando los valores medios de suelo en relación con el valor medio de roca. Si se considera los valores máximos de suelos, se observa una gran acumulación de plomo y cadmio, frente al contenido medio de material original, que podría deberse a causas ajenas al material original y relacionadas con aportes alóctonos de tipo contaminante.

VIII.1.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados Totales y formas Cambiables.

La finalidad del cálculo efectuado es establecer las posibles correlaciones y afinidades entre los diferentes parámetros edáficos (pH, arcilla, limo, arena, carbonatos, etc.), con los metales pesados Pb, Zn, Cu y Cd en sus formas totales y cambiables.

Los coeficientes de correlación (Tabla 8), entre la fracción arcilla y las formas totales de los elementos, no son significativos. Entre las formas cambiables de los metales y la fracción arcilla las correlaciones son más altas, siendo medianamente significativa y directa para el Cd cambiable (r = 0'35), escasamente significativa y negativa con el Pb cambiable y sin correlacionar con el Zn y Cu de cambio

Los contenidos de la fracción limo con los metales pesados totales guardan una correlacción

directa y medianamente significativa y de igual valor con el Zn y Cu total (r = 0'41), y sin correlacionar con el Pb y Cd total. No existe correlación entre las formas cambiables de los metales y la fracción limo.

Existe una correlación inversa y significativa entre la fracción arena y Cu total (r = - 0'46), medianamente significativa y negativa con el Zn total (r = - 0'32) y no existe correlación con el Pb y Cd total.

Con relación a las formas cambiables, la correlación es poco significativa e inversa para el Cd (r = - 0'22), siendo poco significativa y directa para el plomo (r = 0'27), no existiendo correlación entre Zn y Cu cambiable y la fracción arena de los suelos.

La relación entre el pH en agua y los metales pesados es medianamente significativa e inversa para el plomo total (r = - 0'36) y no presentando correlación con Cu, Zn y Cd.

Boluda y col. (1988), estudiando los suelos de la comarca La Plana (Requena), encuentra relaciones altamente significativas entre el pH con el Cd y Pb y poco significativas entre pH y Cu y Zn. Cala y col. (1985), en suelos de la vega de Aranjuez, unicamente encuentra correlación significativa entre el Zn total y el pH.

La correlación entre el pH y metales pesados cambiables es poco significativa y negativa para el Pb y Zn de cambio, no existiendo correlación con el Cu y Cd de cambio, resultados semejantes a los obtenidos por otros autores (Cala et al, 1985).

Los contenidos en $CaCO_3$ presentan correlación directa y significativa con el Zn total, medianamente significativa y positiva para el Cu total. Alvarez Gonzalez (1984), encuentra en series detríticas y evaporíticas correlación significativa entre Zn y Cu total y el $CaCO_3$.

Con relación a los metales pesados cambiables, la correlacion es poco significativa y negativa (r= - 0'26), entre el carbonato cálcico y el Zn de cambio, no existiendo correlacion para el Cu, Pb y Cd de cambio.

El carbono presenta correlación significativa y directa con el Cu total (r = 0'50), poco significativa con el Zn total, no existiendo correlación para el Pb y Cd total.

Considerando las formas cambiables de los metales pesados y sus correlaciones con el carbono se aprecia que es medianamente significativa y positiva con el Pb cambiable (r = 0'33), medianamente significativa y negativa con el Cd cambiable (r = - 0'32), sin correlación con el Cu de cambio.

ZONA 1

TABLA 1. Análisis granulométrico (%) y texturas

Muestra	Horiz.	Arena Gruesa	Arena Fina	Limo	Arcilla	Texturas
A-1	Ap	32,8	26,0	20,2	21,0	Franco arcillo arenosa
A-2	Ap	33,3	27,3	19,3	20,1	Franco arcillo arenosa
A-3	Ap	34,6	33,4	9,0	23,0	Franco arcillo arenosa
A-4	Ap	50,9	22,8	5,7	20,6	Franco arcillo arenosa
A-5	Ap	53,3	35,0	3,8	7,9	Arenosa
A-11	Ap	46,6	25,9	15,0	12,5	Franco arenosa
A-17	Ap	34,7	22,4	11,1	31,8	Franco arcillo arenosa
A-18	Ap	40,0	22,4	19,2	18,4	Franco arenosa
A-20	Ap	28,4	17,7	15,4	38,5	Arcillo arenosa
A-21	Ap	15,0	54,0	8,9	22,1	Franco arcillo arenosa
A-34	Ap	24,3	17,4	9,8	48,5	Arcilla
A-35	Ap	44,0	23,0	12,9	20,1	Franco arcillo arenosa
A-36	Ap	30,1	43,5	23,0	3,4	Arenosa franca
A-37	Ap	19,6	24,1	48,5	7,8	Franco
A-38	Ap	17,0	48,0	28,0	7,0	Franco arenosa
Mínimo		15,0	17,4	3,8	3,4	
Máximo		53,3	54,0	48,5	48,5	
Media		33,6	29,5	16,7	20,2	Franco arcillo arenosa
Desviación		11,8	11,1	11,0	12,3	
Varianza		139,4	122,6	122,1	150,4	

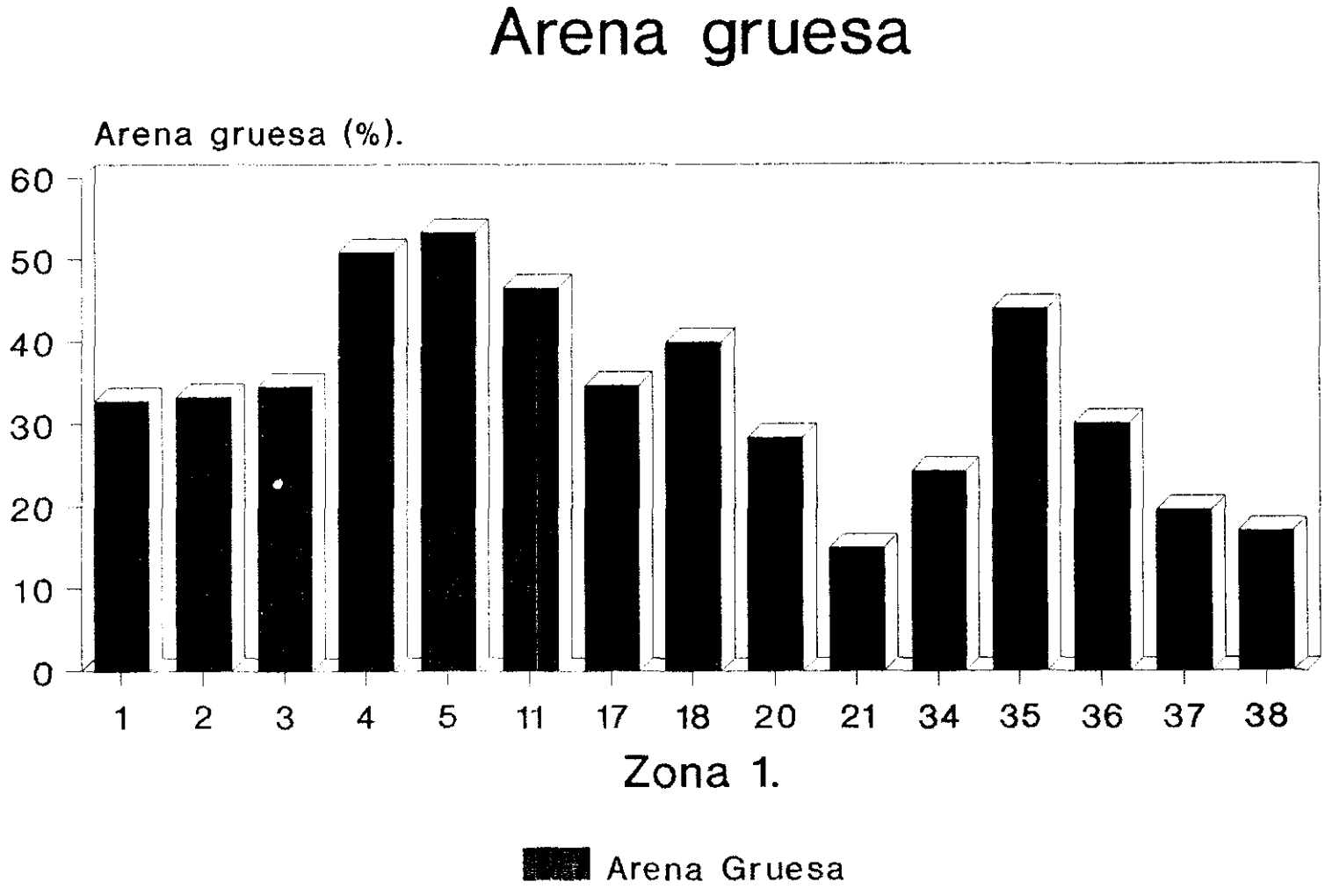

Arena gruesa
Arena gruesa (%).
60
50
40
30
20
10
0
1
2
3
4
5
11
17
18
20
21
34
35
36
37
38
Zona 1.
Arena Gruesa

Figura 1.

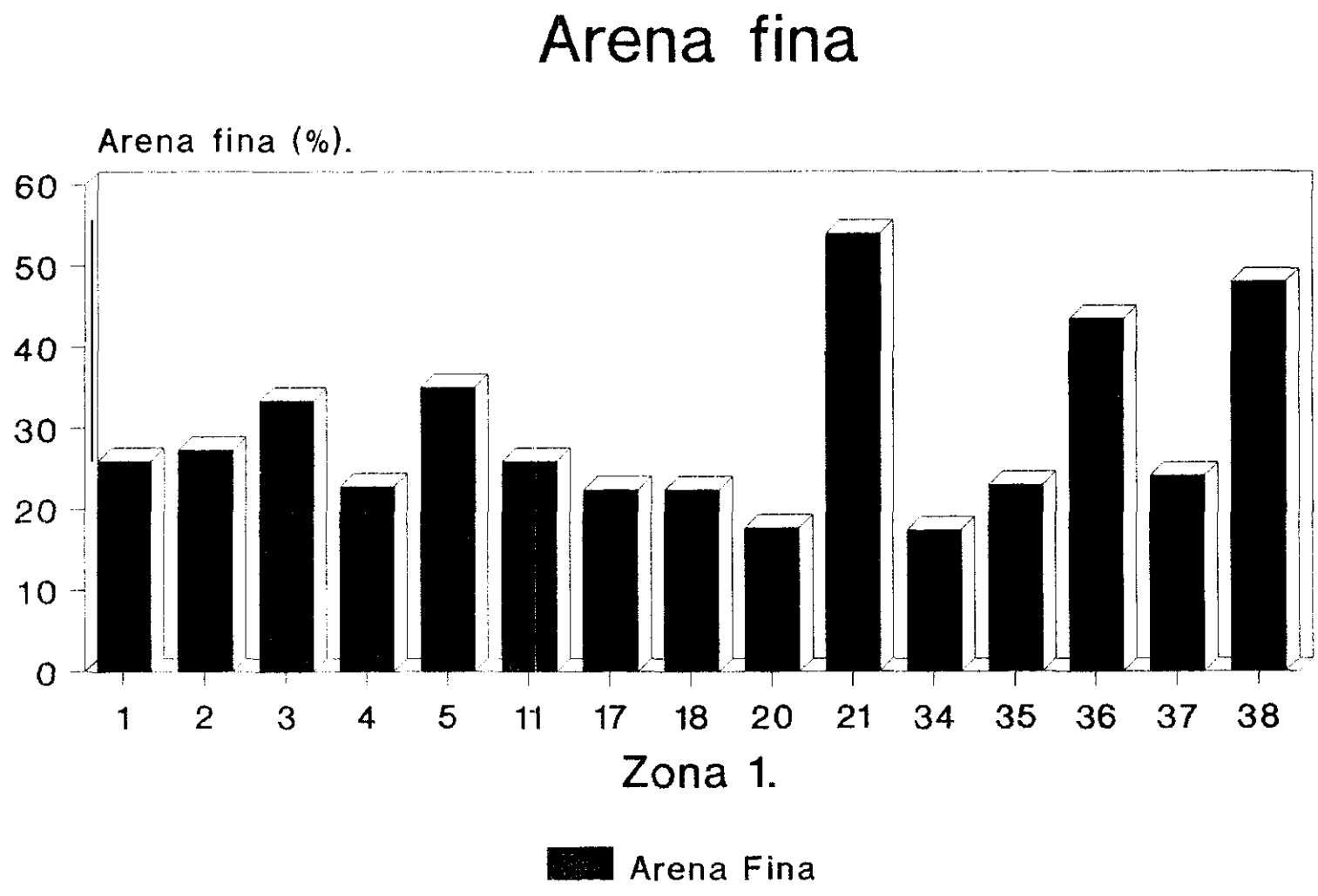

Arena fina
Arena fina (%).
60
50
40
30
20
10
0
1
2
3
4
5
11
17
18
20
21
34
35
36
37
38
Zona 1.
Arena Fina

Figura 2

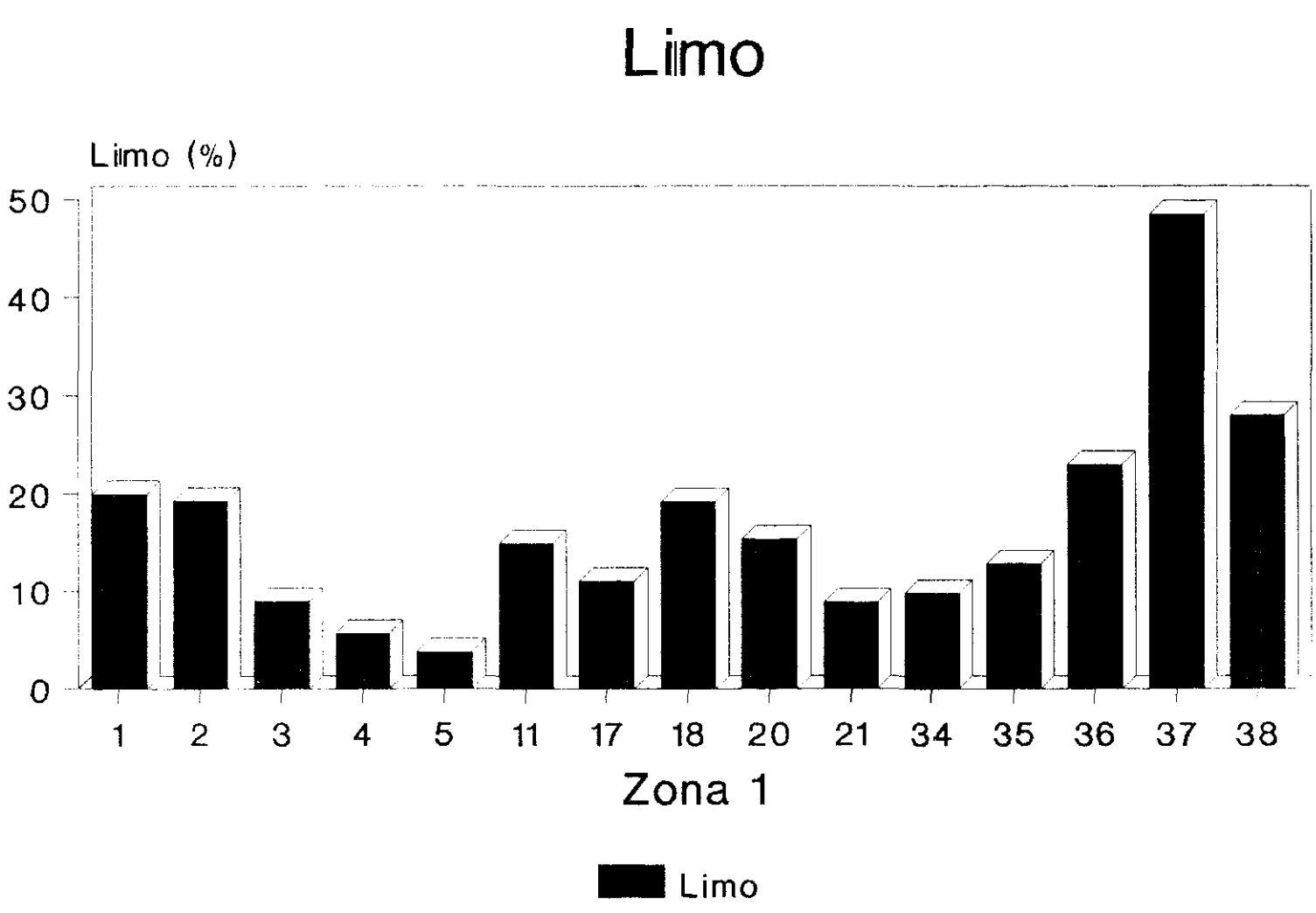

Limo
Limo (%)
50
40
30
20
10
0
1
2
3
4
5
11
17
18
20
21
34
35
36
37
38
Zona 1
Limo

Figura 3

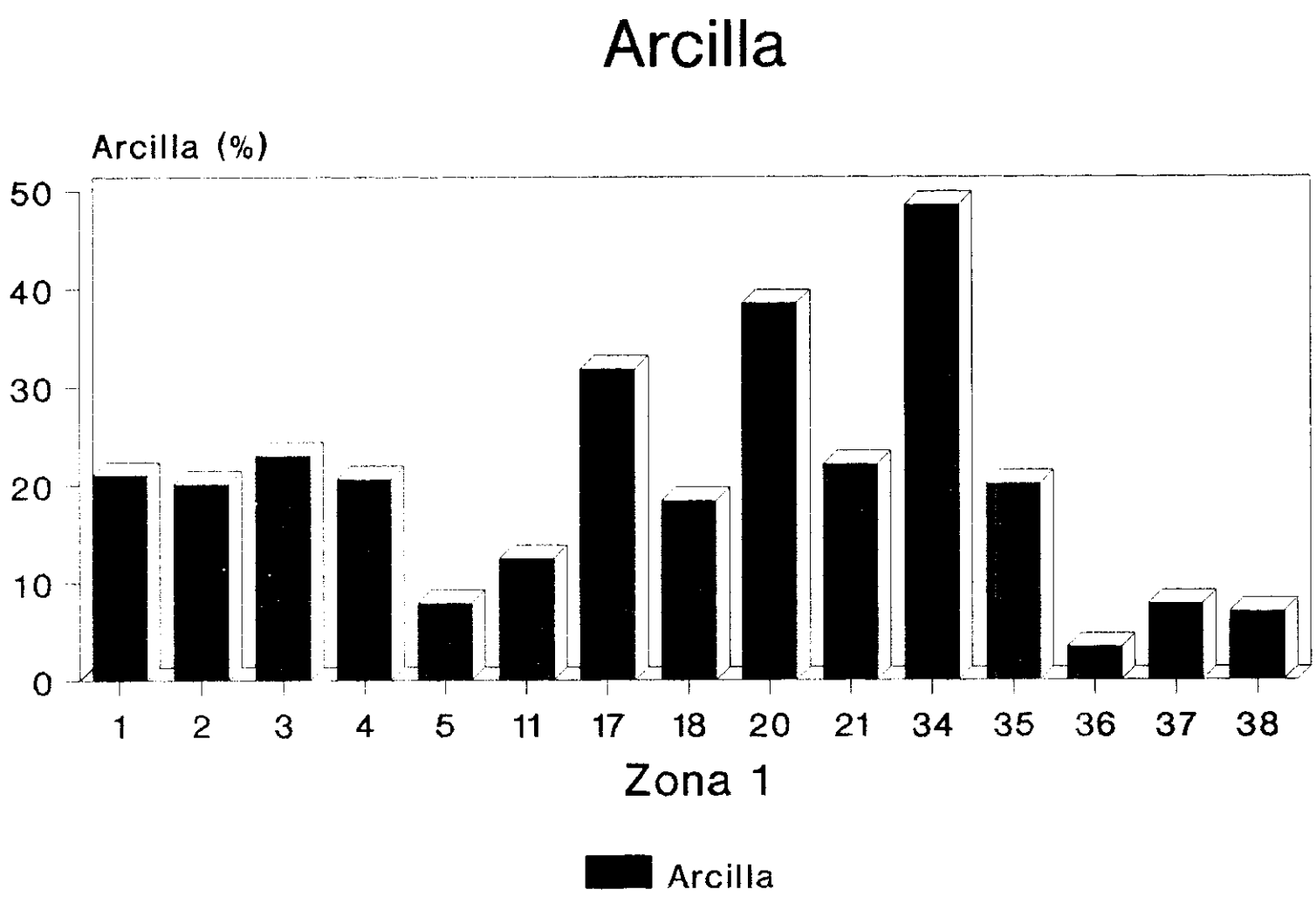

Arcilla
Arcilla (%)
50
40
30
20
10
0
1
2
3
4
5
11
17
18
20
21
34
35
36
37
38
Zona 1
Arcilla

Figura 4

ZONA 1

TABLA 2. Estructuras: grado, tipo y clase.

		Grado		Tipo y Clase.	
Muestra	Horiz.	Frac.< 2mm	Frac. > 2mm	Fracción < 2mm	Fracción > 2mm
A-1	Ap	Grado-2, Moderado	Grado-3, Fuerte	Granular fina	Granular
A-2	Ap	Grado-2, Moderado	Grado-2, Moderado	Granular fina	Granu. heterométrica
A-3	Ap	Grado-1, Moderadam. débil	Grado-2, Moderado	Granular fina	Granular
A-4	Ap	Grado-1, Moderadam. débil	Grado-2, Moderado	Granular muy fina	Granular
A-5	Ap	Grado-1, débil	Grado-2, Moderado	Granular muy fina	Granular
A-11	Ap	Grado-1, Moderado	Grado-1, Moderadam. débil	Granular muy fina	Granular mediana
A-17	Ap	Grado-1, Moderadam. débil	Grado-2, Moderado	Granular fina	Granular mediana
A-18	Ap	Grado-1, Muy débil	Grado-1, Muy débil	Granular muy fina	Granular mediana
A-20	Ap	Grado-1, Moderadam. débil	Grado-3, Fuerte	Granular fina	Granular mediana
A-21	Ap	Grado-1, Muy débil	Grado-1, Muy débil	Granular fina	Migajosa mediana
A-34	Ap	Grado-2, Moderado	Grado-2, Moderado	Granular fina	Granular mediana
A-35	Ap	Grado-2, Moderado	Grado-2, Moderado	Granular fina	Granular mediana
A-36	Ap	Grado-2, Moderado	Grado-2, Moderado	Granular muy fina	Granular mediana
A-37	Ap	Grado-2, Moderado	Grado-2, Moderado	Granular muy fina	Granular gruesa
A-38	Ap	Grado-1, Moderadam. débil	Grado-1, Fuerte	Granular muy fina	Granular gruesa

ZONA 1

TABLA 3. Valores de pH. Contenido en $CaCO_3$, Carbono y Nitrógeno (g/kg).

	Hori.	pH H2O	pH KCl	$CaCO_3$	C	N	C/N
A-1	Ap	7,7	7,1	67,5	10,8	1,2	9
A-2	Ap	7,7	7,2	22,5	6,7	0,6	11
A-3	Ap	7,9	7,1	59,0	9,1	0,8	11
A-4	Ap	7,9	7,2	26,0	7,1	0,6	12
A-5	Ap	6,8	5,0	20,2	4,9	0,3	16
A-11	Ap	7,9	7,6	78,6	13,6	1,3	10
A-17	Ap	8,1	7,2	70,0	1,8	0,7	3
A-18	Ap	7,9	7,4	116,0	15,3	3,0	5
A-20	Ap	8,0	6,7	50,3	1,9	0,9	2
A-21	Ap	6,5	4,7	59,4	4,1	1,0	4
A-34	Ap	8,0	7,2	97,0	11,4	0,9	13
A-35	Ap	8,2	7,4	26,6	12,7	0,6	21
A-36	Ap	7,3	7,2	78,0	12,3	0,8	15
A-37	Ap	8,1	7,2	147,4	8,5	0,7	12
A-38	Ap	8,2	7,3	117,6	10,1	0,6	17
A-39	Ap	8,2		86,50			
A-41	Ap	8,1		54,60			
A-42	Ap	8,3		56,20			
A-43	Ap	8,0		144,60			
A-44	Ap	8,0		56,20			
Mínimo		6,5	4,7	20,2	1,8	0,3	
Máximo		8,3	7,6	147,4	15,3	3,0	
Media		7,8	6,9	71,7	8,7	0,9	
Desviación		0,5	0,9	37,6	4,2	0,6	
Varianza		0,2	0,7	1411,6	17,6	0,4	

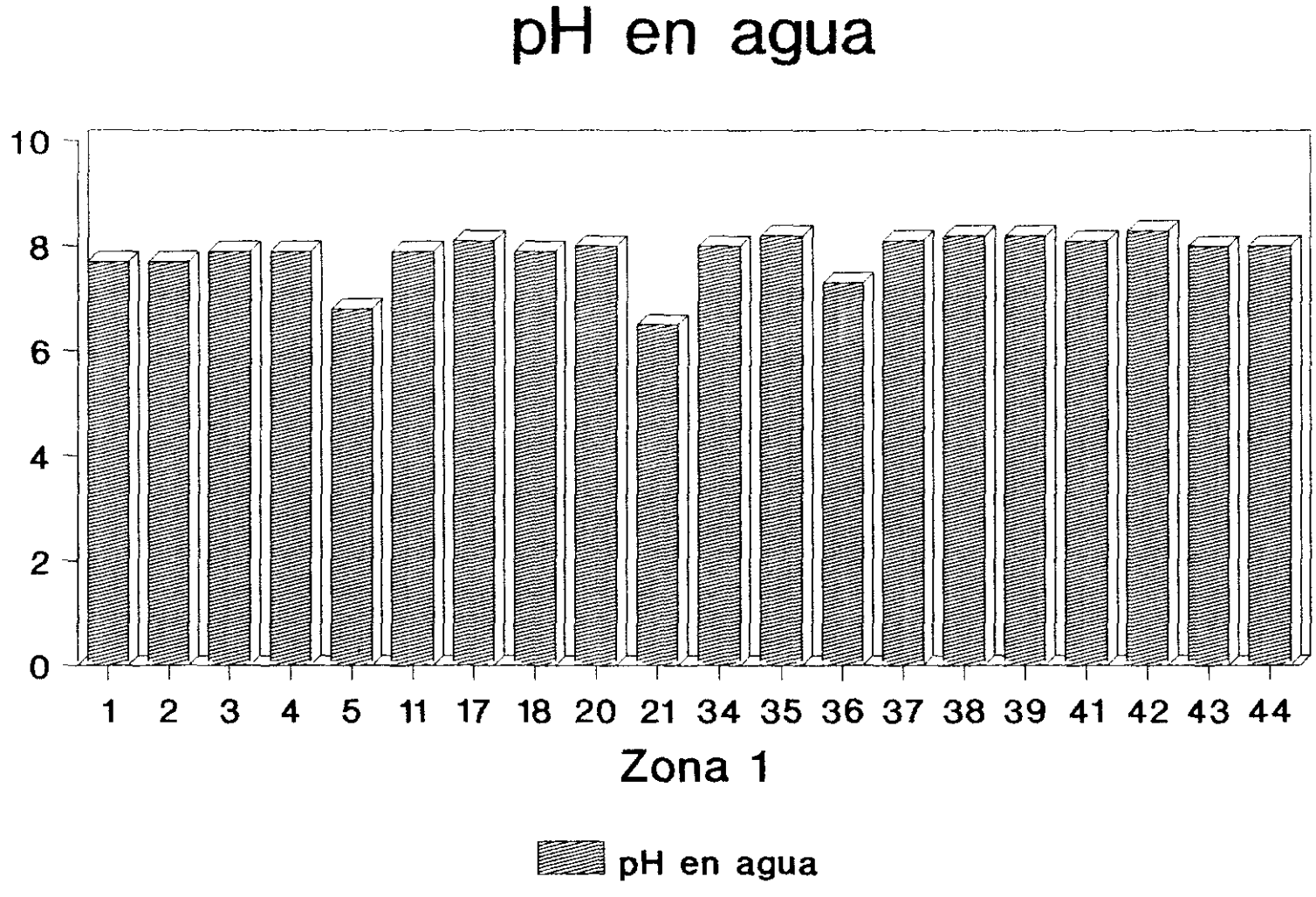

pH en agua
10
8
6
4
2
0
1 2 3 4 5 11 17 18 20 21 34 35 36 37 38 39 41 42 43 44
Zona 1
pH en agua

Figura 5

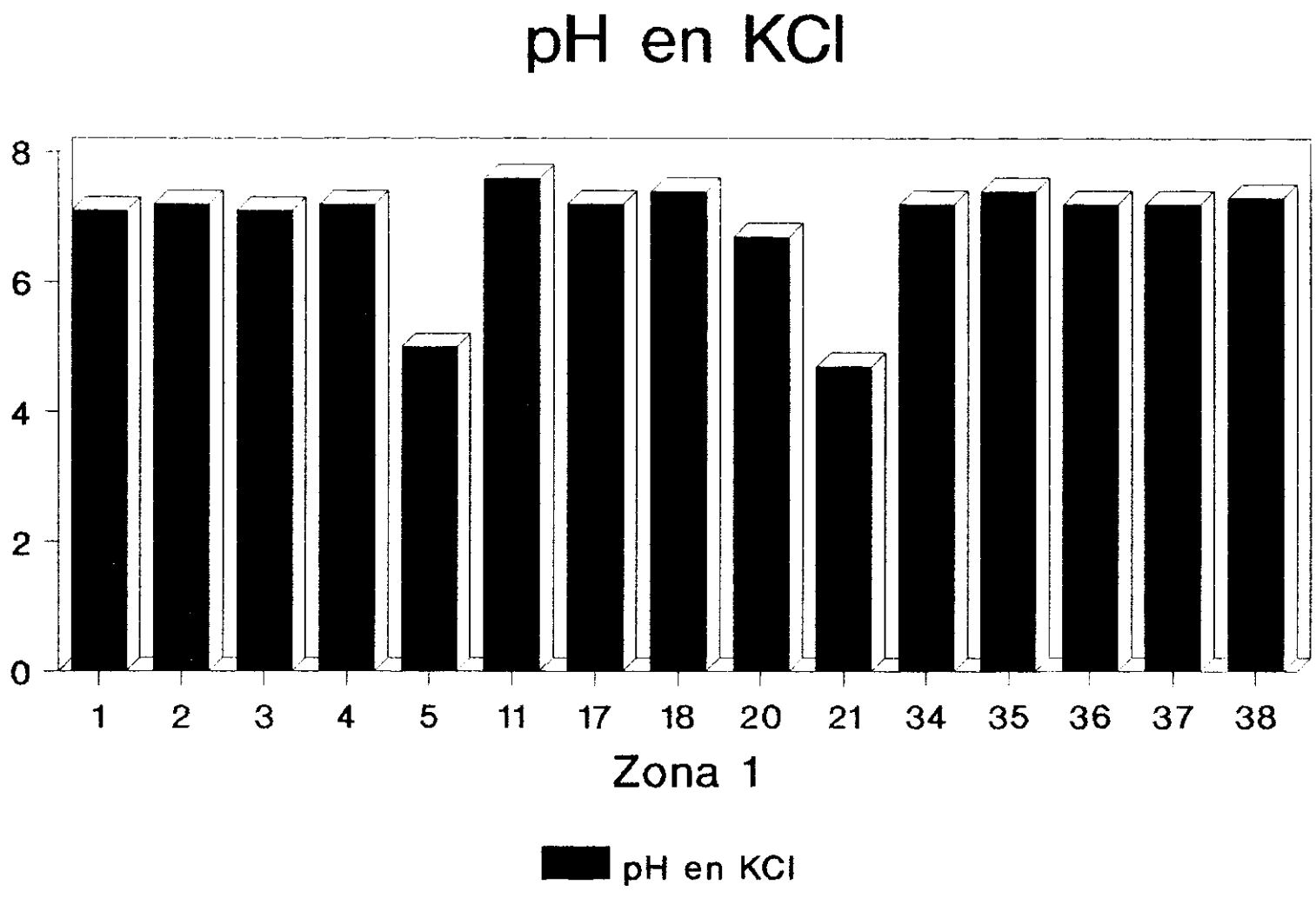


Figura 6

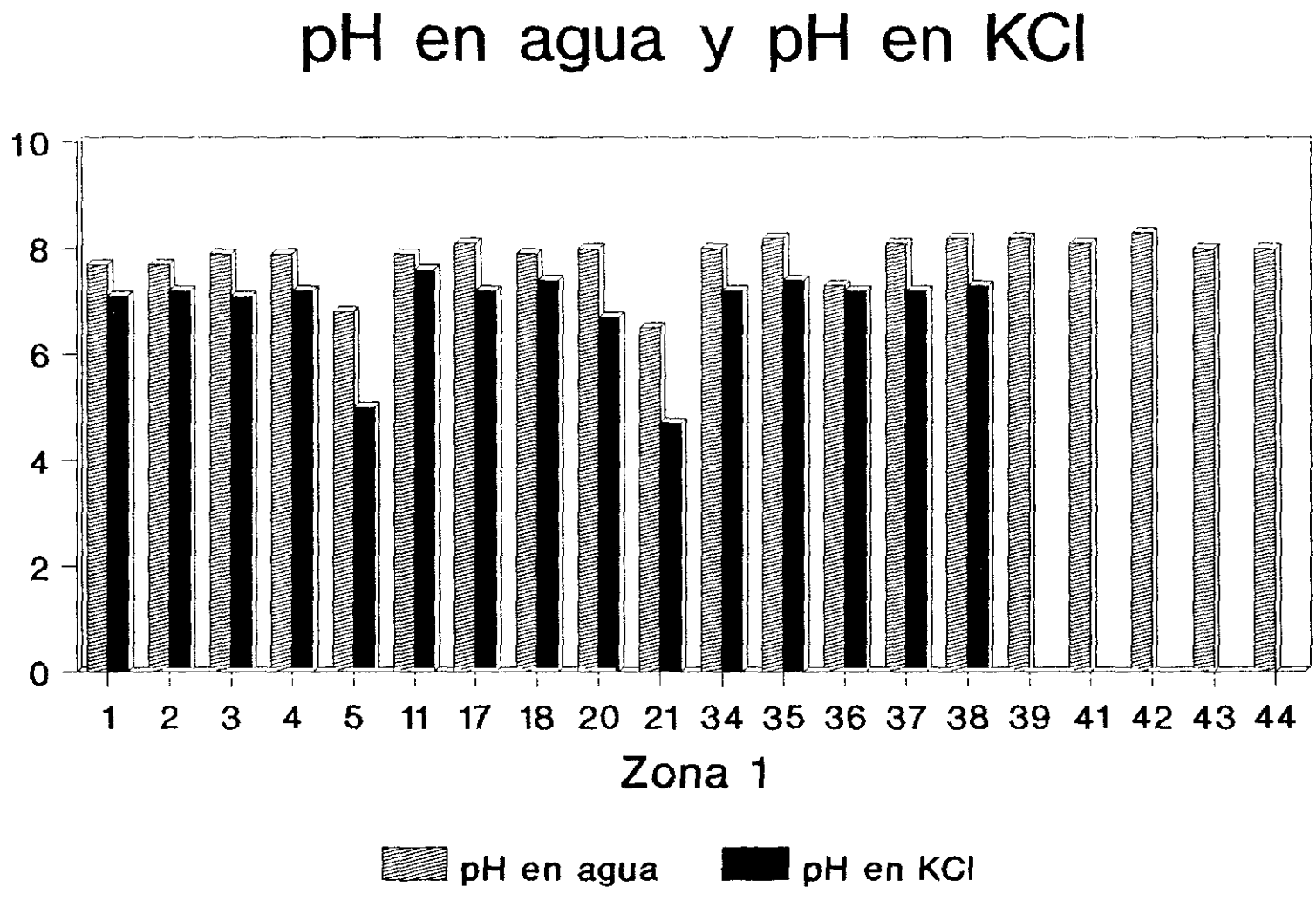

pH en agua y pH en KCl
10
8
6
4
2
0
1 2 3 4 5 11 17 18 20 21 34 35 36 37 38 39 41 42 43 44
Zona 1
pH en agua
pH en KCl

Figura 7

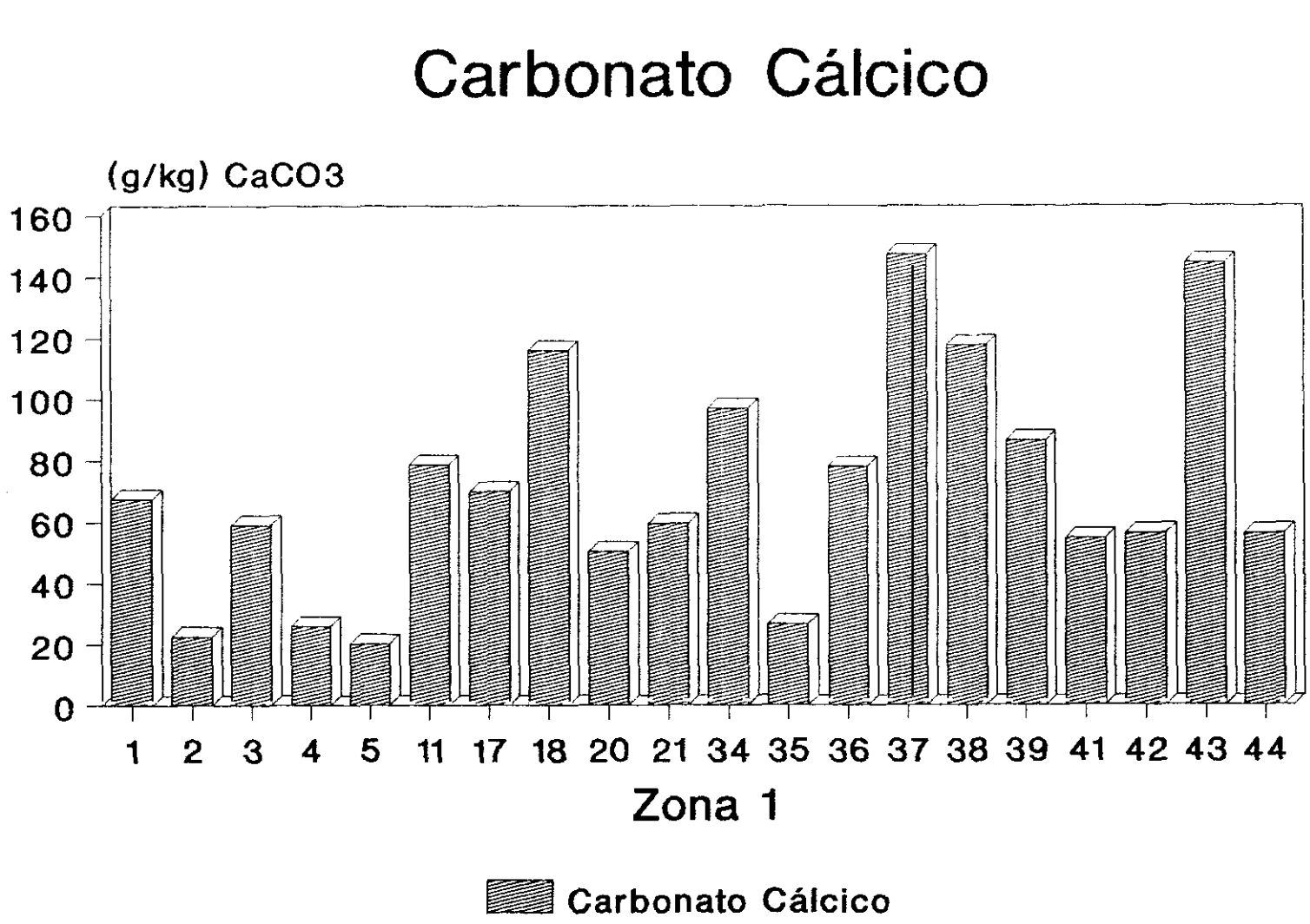

Carbonato Cálcico
(g/kg) CaCO3
160
140
120
100
80
60
40
20
0
1 2 3 4 5 11 17 18 20 21 34 35 36 37 38 39 41 42 43 44
Zona 1
Carbonato Cálcico

Figura 8

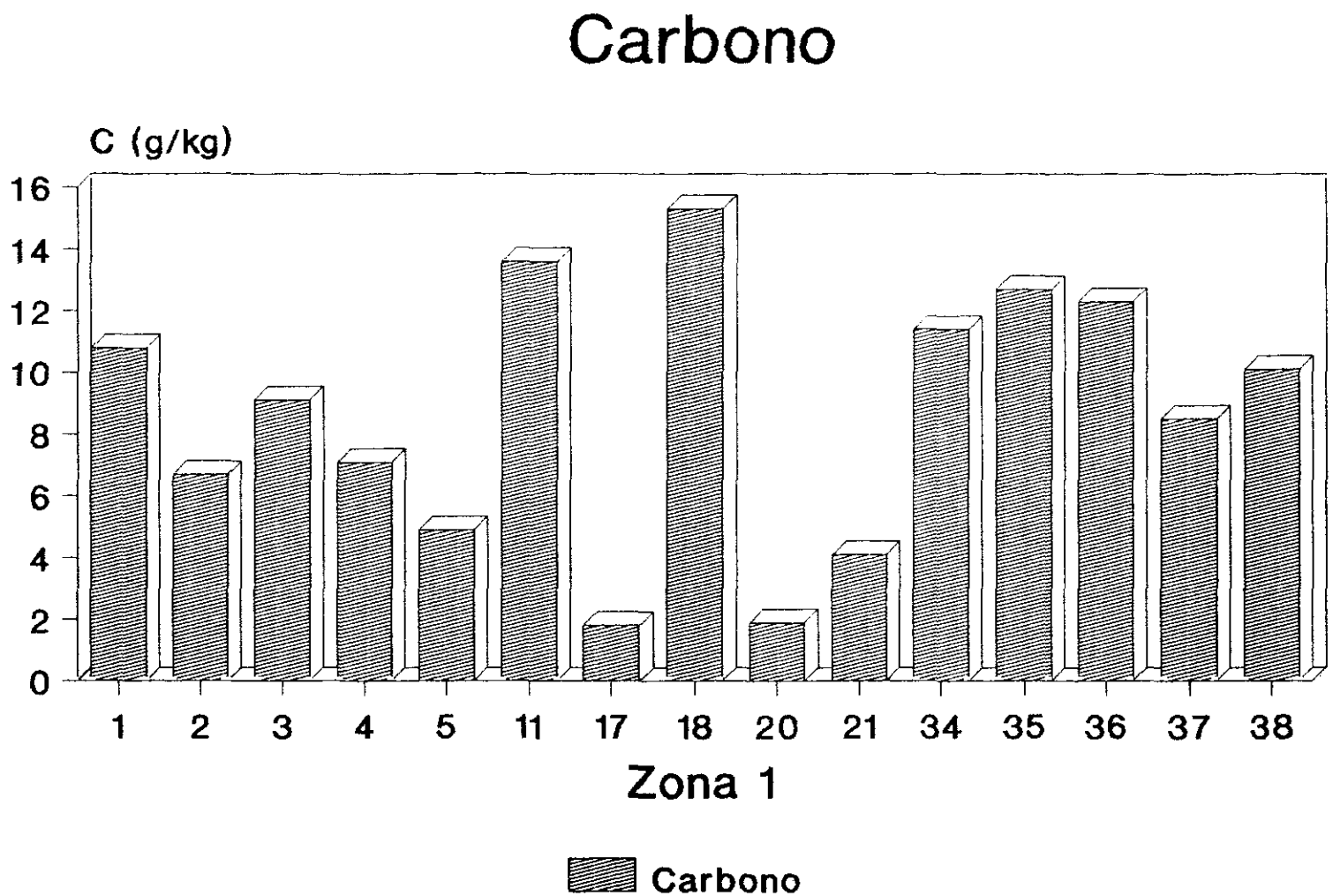

Carbono
C (g/kg)
16
14
12
10
8
6
4
2
0
1
2
3
4
5
11
17
18
20
21
34
35
36
37
38
Zona 1
Carbono

Figura 9

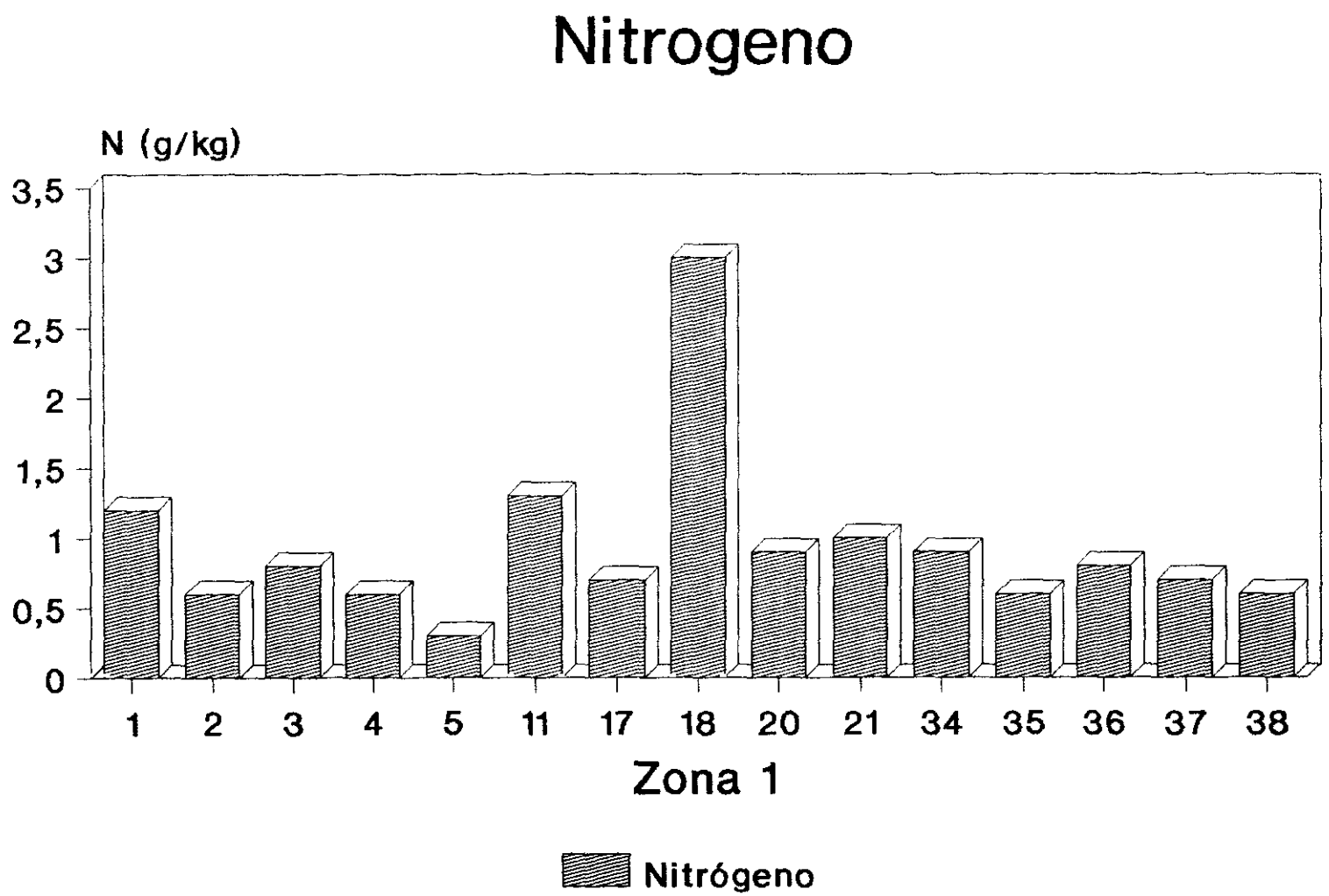

Nitrogeno
N (g/kg)
3,5
3
2,5
2
1,5
1
0,5
0
1
2
3
4
5
11
17
18
20
21
34
35
36
37
38
Zona 1
Nitrógeno

Figura 10

ZONA 1

TABLA 4 . Capacidad total de cambio. Complejo de cambio catiónico (Cmolc/kg)

Muest.	Horiz.	T	Ca	Mg	Na	K	S	Sx100/T
A-1	Ap	8,4	2,9	1,7	2,7	1,0	8,3	98,8
A-2	Ap	7,7	2,6	0,5	13,6	0,8	17,5	Saturado
A-3	Ap	8,7	3,3	1,2	15,9	1,9	22,3	Saturado
A-4	Ap	9,1	3,4	2,4	2,9	0,6	9,3	Saturado
A-5	Ap	8,8	2,1	1,8	5,0	0,3	9,2	Saturado
A-11	Ap	10,8	7,5	3,9	0,9	0,3	12,6	Saturado
A-17	Ap	24,3	8,8	1,9	0,4	0,5	11,6	47,7
A-18	Ap	14,9	12,7	10,5	0,2	0,8	24,2	Saturado
A-20	Ap	25,3	9,7	13,3	0,2	0,4	23,6	93,3
A-21	Ap	77,4	6,3	2,4	0,3	0,4	9,4	12,1
A-34	Ap	31,4	34,1	16,6	0,3	0,4	51,4	Saturado
A-35	Ap	12,2	33,0	3,6	0,3	0,2	37,1	Saturado
A-36	Ap	10,2	12,9	7,9	0,3	0,5	21,6	Saturado
A-37	Ap	21,7	29,2	8,9	0,3	0,5	38,9	Saturado
A-38	Ap	10,5	36,4	2,6	0,1	0,5	39,6	Saturado
	Mínimo:	7,7	2,1	0,5	0,1	0,2	8,3	
	Máximo:	77,4	36,4	16,6	15,9	1,9	51,4	
	Media:	18,8	13,7	5,3	2,9	0,6	22,4	
	Desvia:	17,9	12,7	5,0	5,0	0,4	13,6	
	Varian:	319,0	162,0	24,6	25,3	0,2	184,3	

Capacidad total de cambio

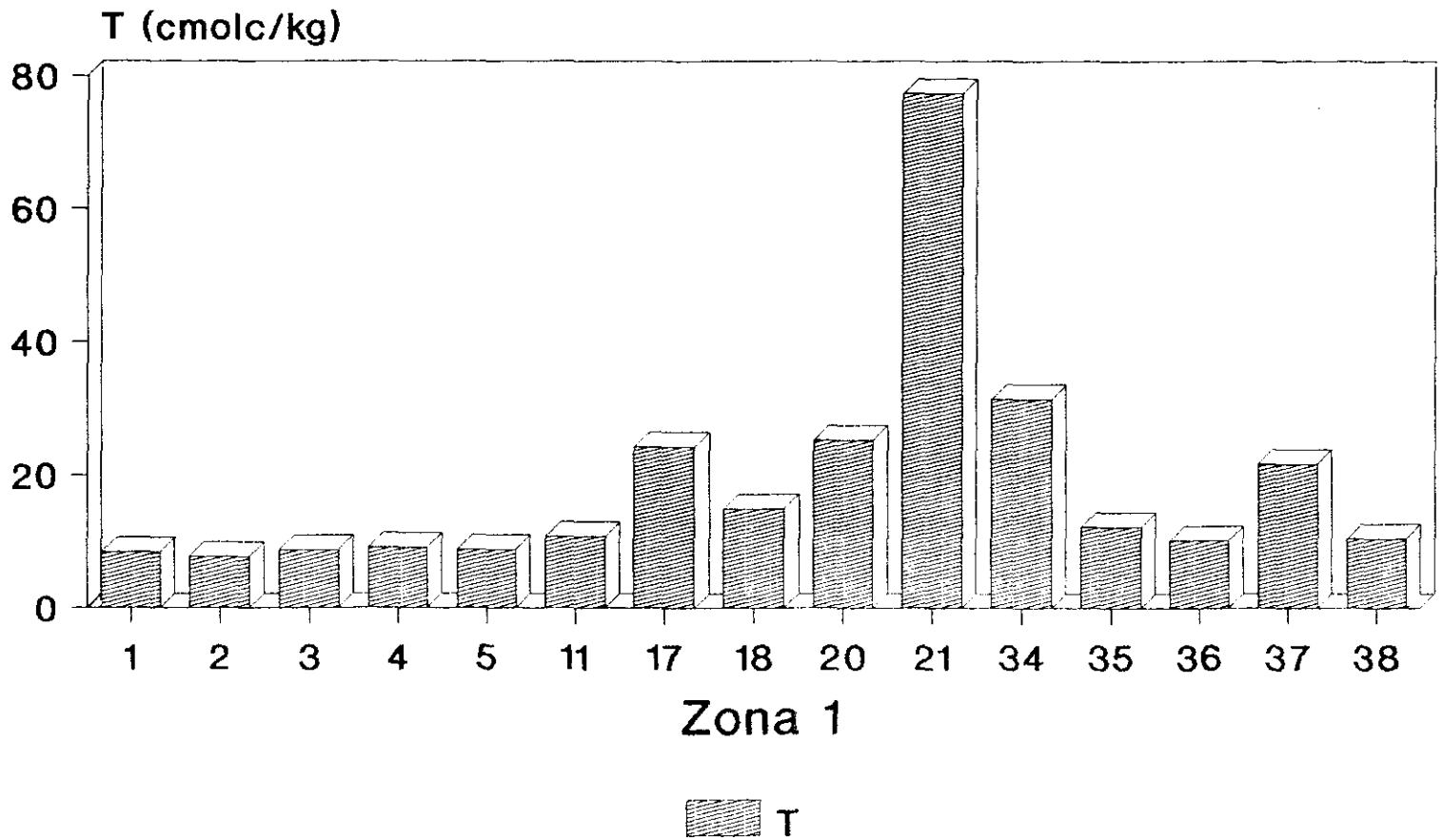


Figura 11

Catión de cambio Ca

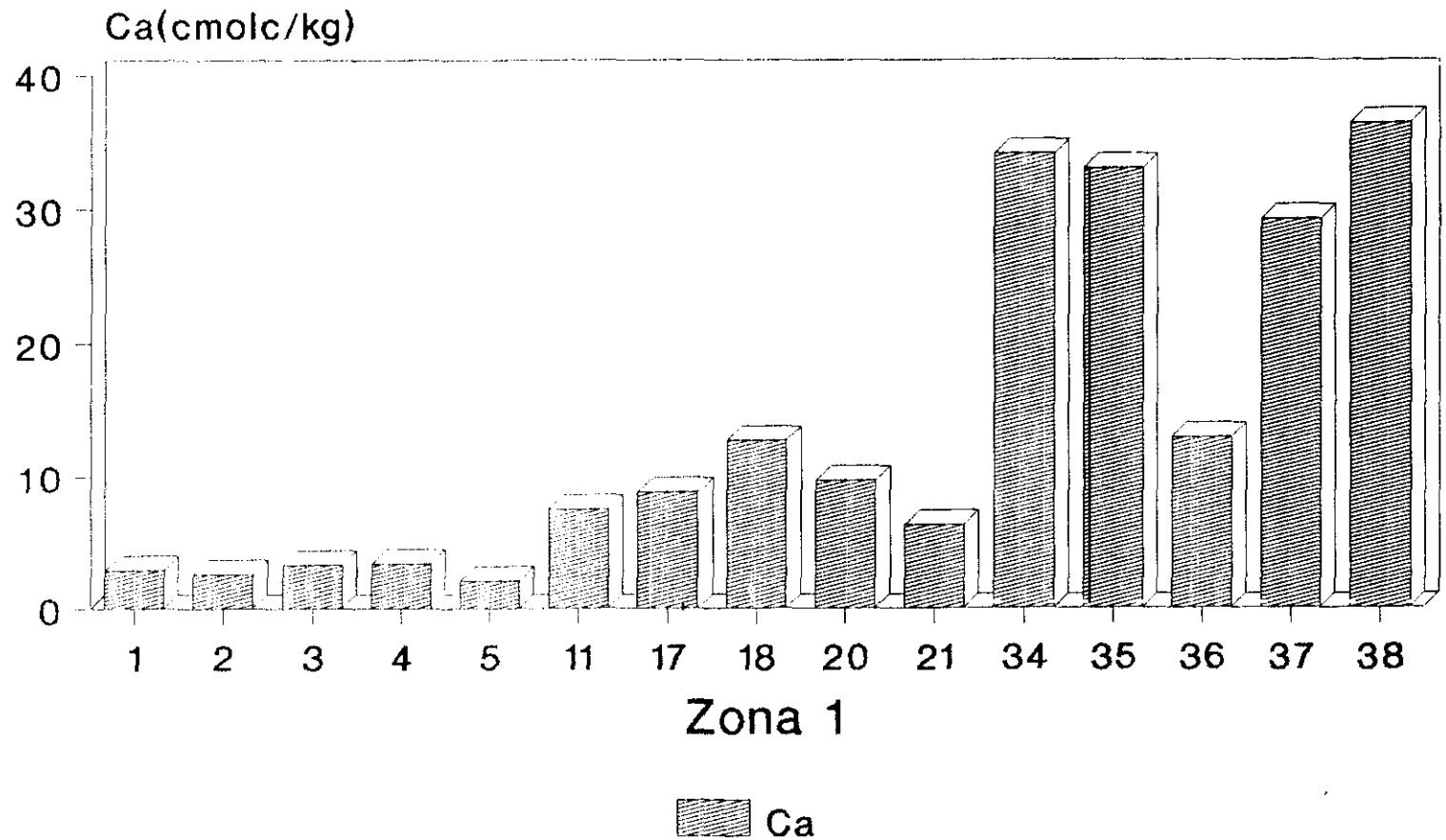


Figura 12

Catión de cambio Mg

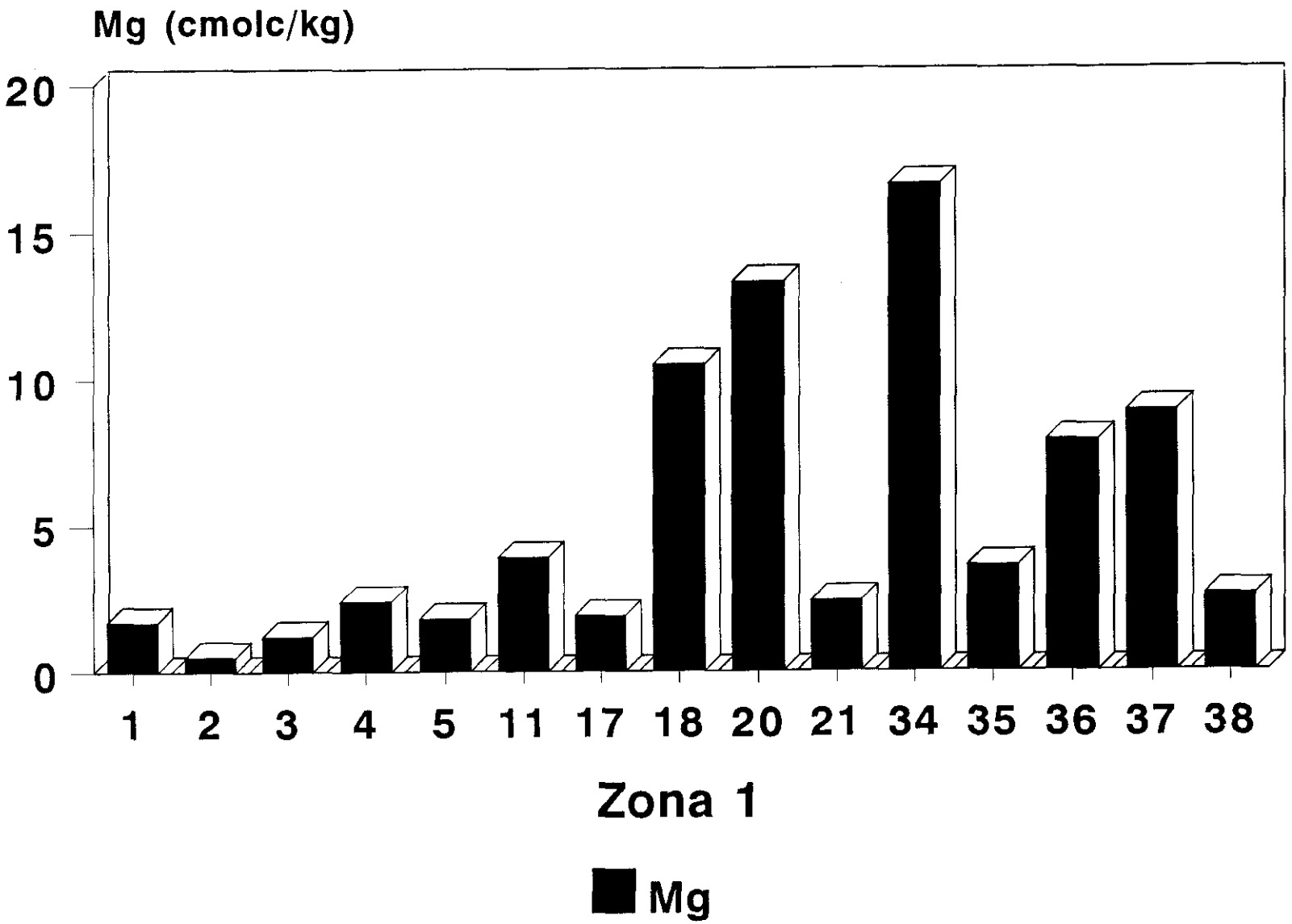


Figura 13

Catión de cambio Na

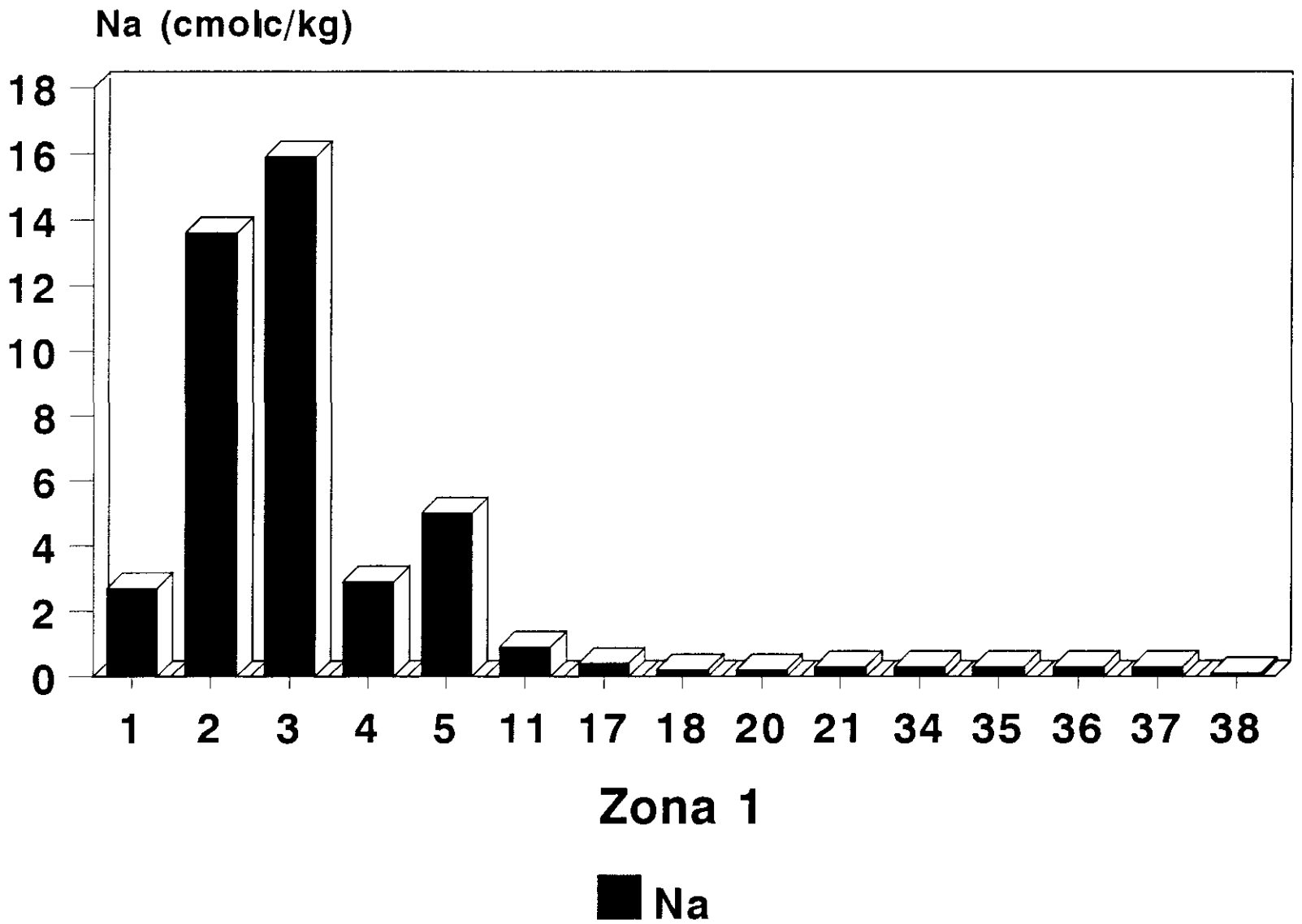


Figura 14

Catión de cambio K

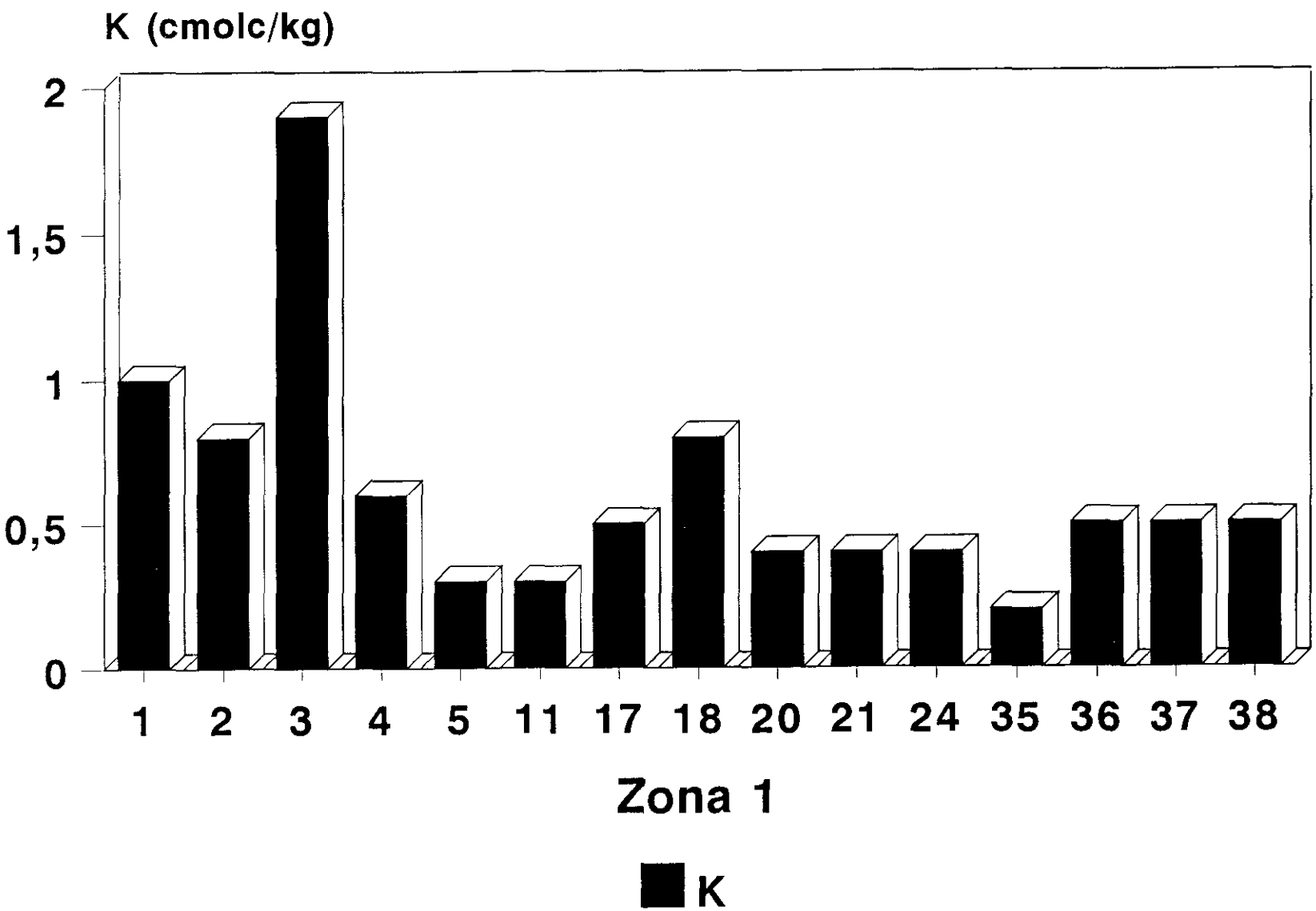


Figura 15

TABLA 5.
ZONA 1

Muestra	Perfil	Metales totales (mg/Kg) Pb	Zn	Cu	Cd	Metales de cambio (mg/Kg) Pb	Zn	Cu	Cd
A-1	Ap	48,3	68,1	8,3	0,729	1,33	2,51	1,80	0,233
A-2	Ap	64,8	95,0	138,9	11,791	2,12	15,67	8,98	0,124
A-3	Ap	123,1	129,8	11,2	2,043	4,50	2,02	3,33	0,275
A-4	Ap	48,9	51,6	13,7	1,624	0,84	0,14	0,24	0,155
A-5	Ap	56,2	35,4	14,2	0,914	2,86	4,17	1,67	0,059
A-11	Ap	363,8	206,4	27,7	0,073	2,08	1,18	1,22	0,030
A-17	Ap	68,4	117,3	43,8	0,196	0,64	1,37	0,43	0,008
A-18	Ap	191,9	437,5	151,6	0,832	6,58	4,37	4,37	0,498
A-20	Ap	49,6	59,4	53,8	0,994	1,08	1,08	0,47	0,798
A-21	Ap	379,8	161,7	49,7	0,427	2,40	4,01	0,80	0,388
A-34	Ap	193,6	190,0	105,7	0,832	0,92	0,21	0,47	0,011
A-35	Ap	68,6	189,0	82,6	0,053	0,37	0,51	0,61	0,012
A-36	Ap	37,4	81,4	26,4	0,499	1,52	0,45	0,30	0,009
A-37	Ap	119,3	315,8	95,6	0,331	0,99	0,79	0,20	0,043
A-38	Ap	81,6	94,4	114,5	0,199	2,03	0,65	0,88	0,042
A-39	Ap	38,9	44,1	13,3	0,881	1,02	0,97	0,88	0,048
A-41	Ap	83,9	110,9	48,0	0,684	1,37	8,97	11,10	0,180
A-42	Ap	67,4	64,3	49,9	0,924	0,99	1,04	1,77	0,116
A-43	Ap	74,9	149,8	41,6	5,383	0,37	4,31	7,12	0,060
A-44	Ap	118,6	75,9	21,0	0,797	0,21	1,47	4,57	0,060
Minimo		37,4	35,4	8,3	0,053	0,21	0,14	0,20	0,008
Maximo		379,8	437,5	151,6	11,791	6,58	15,67	11,10	0,798
Media		114,0	133,9	55,6	1,510	1,71	2,79	2,56	0,157
Desviación		98,8	99,2	44,3	2,678	1,53	3,71	3,15	0,202
Varianza		9.755,5	9.842,3	1.959,1	7,173	2,33	13,77	9,92	0,041

Pb total

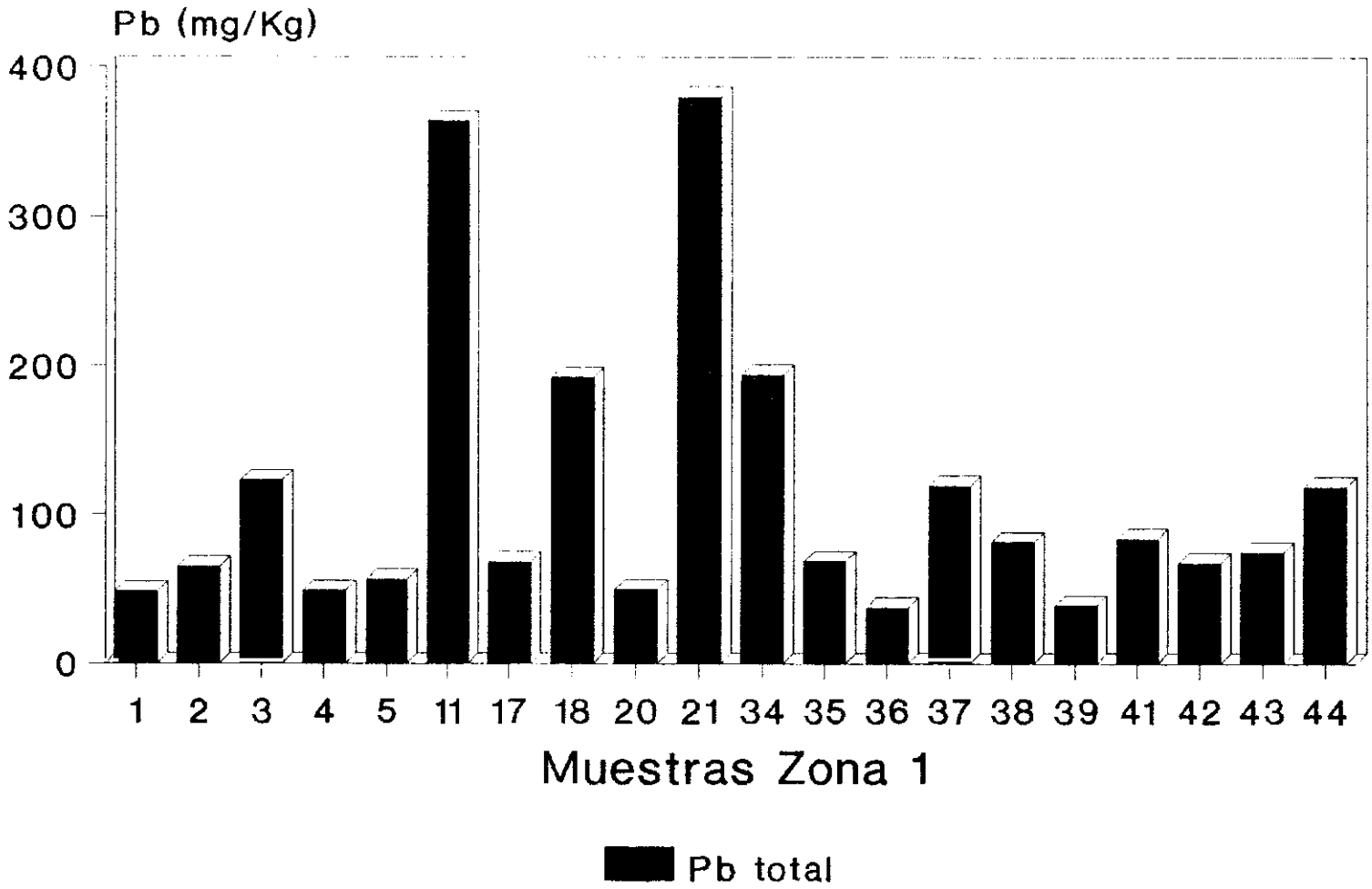


Figura 16

Pb cambio

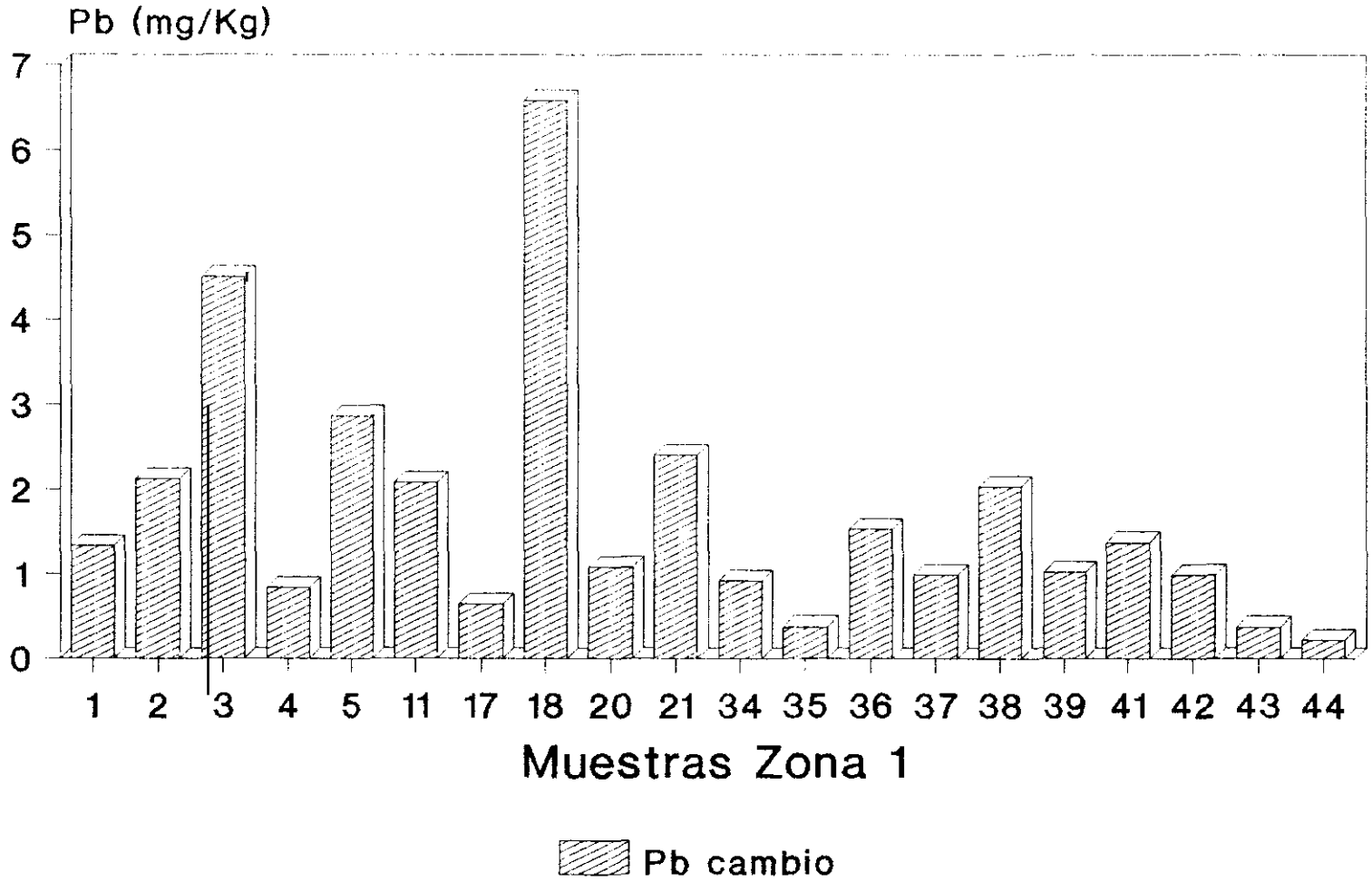


Figura 17

Zn total

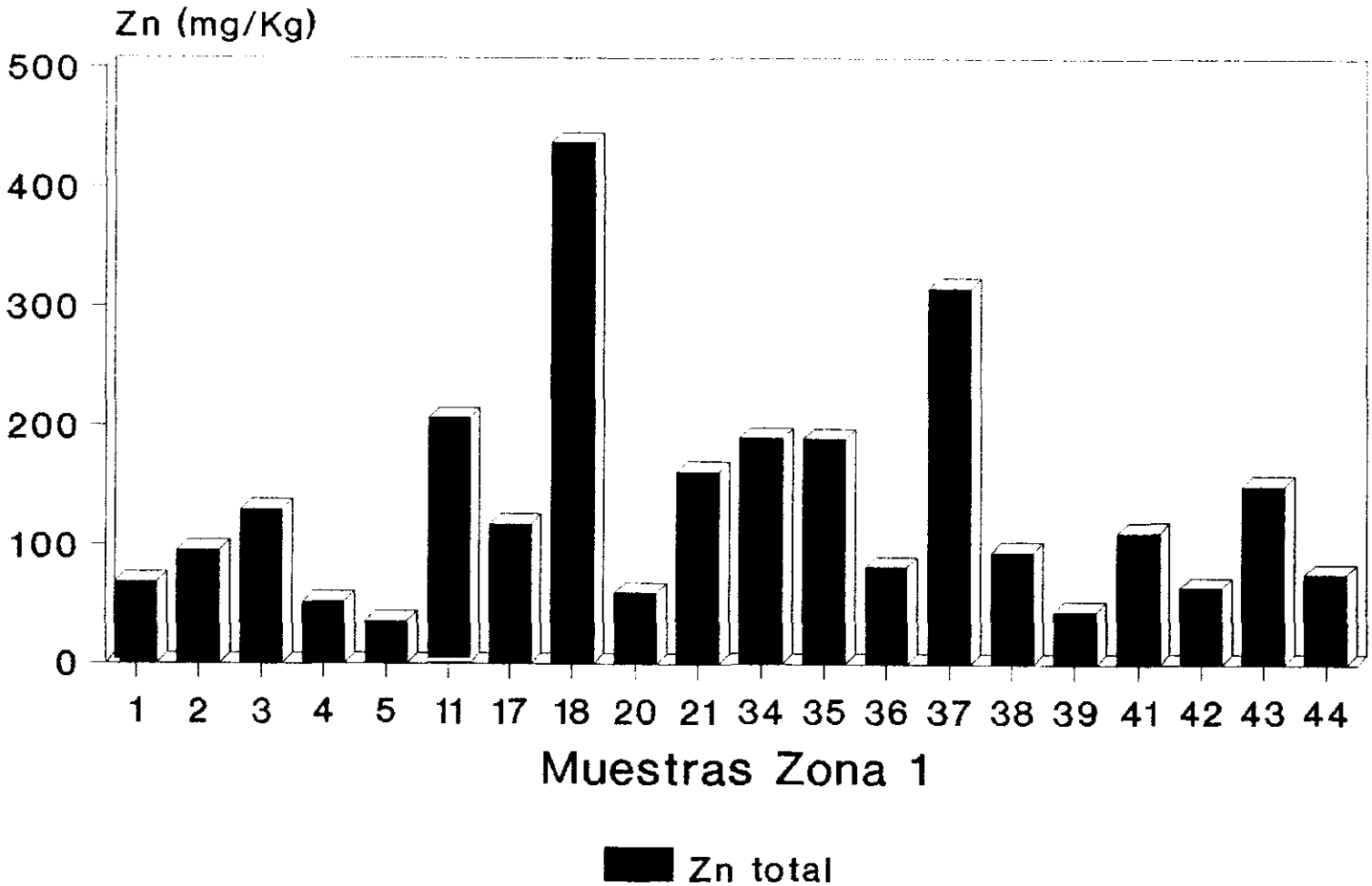


Figura 18

Zn cambio

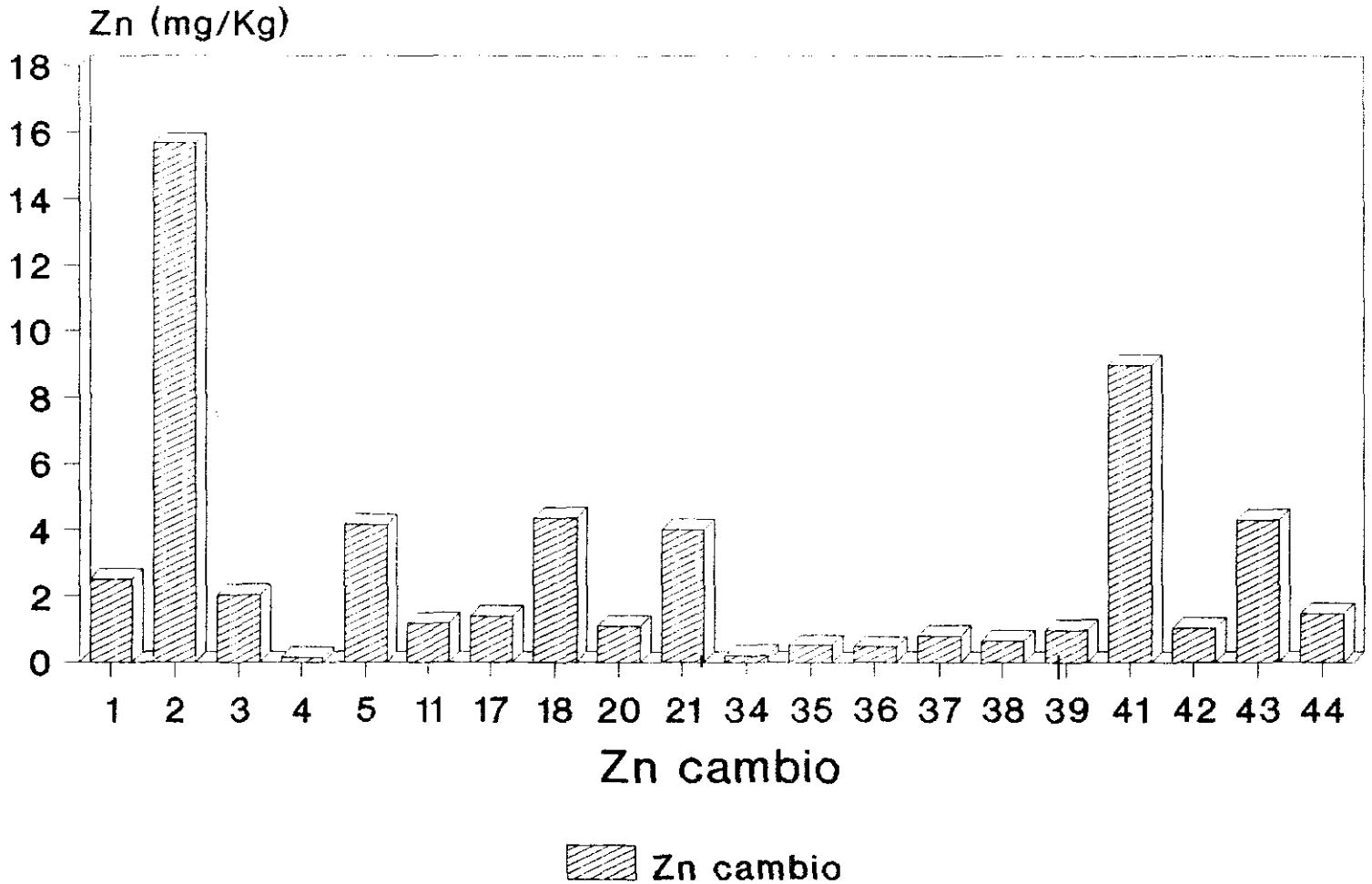


Figura 19

Cu total

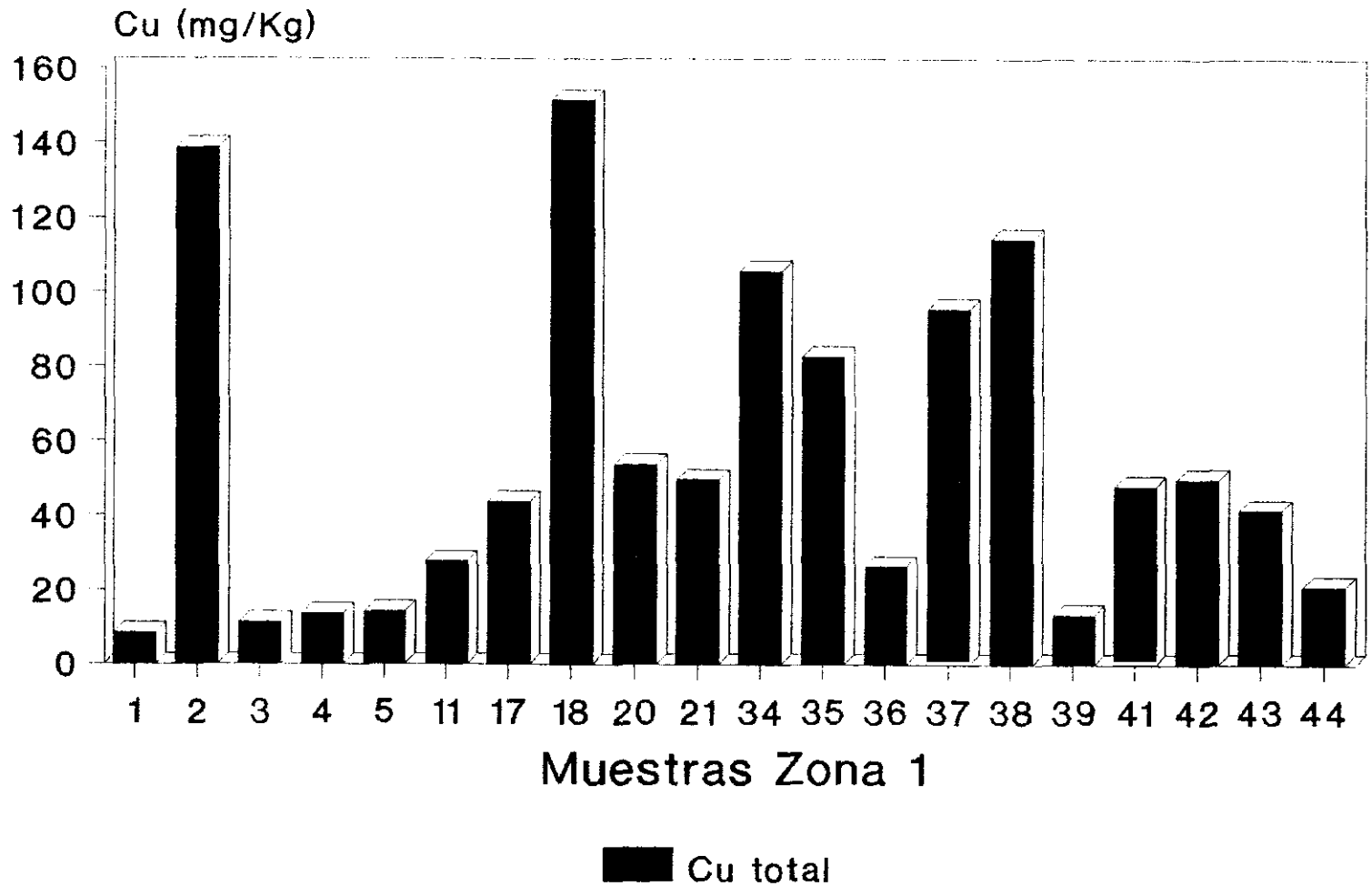


Figura 20

Cu cambio

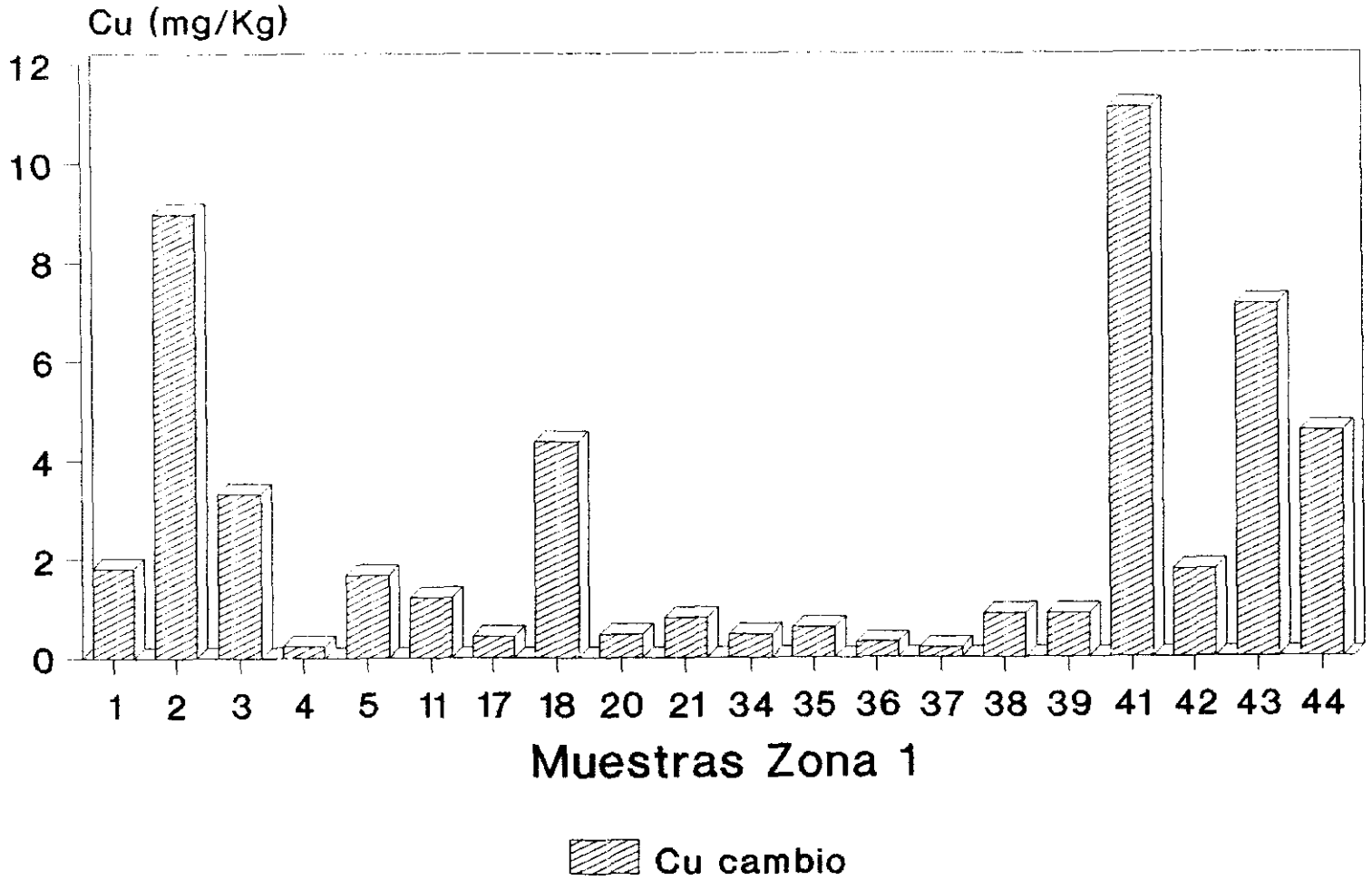


Figura 21

Cd total

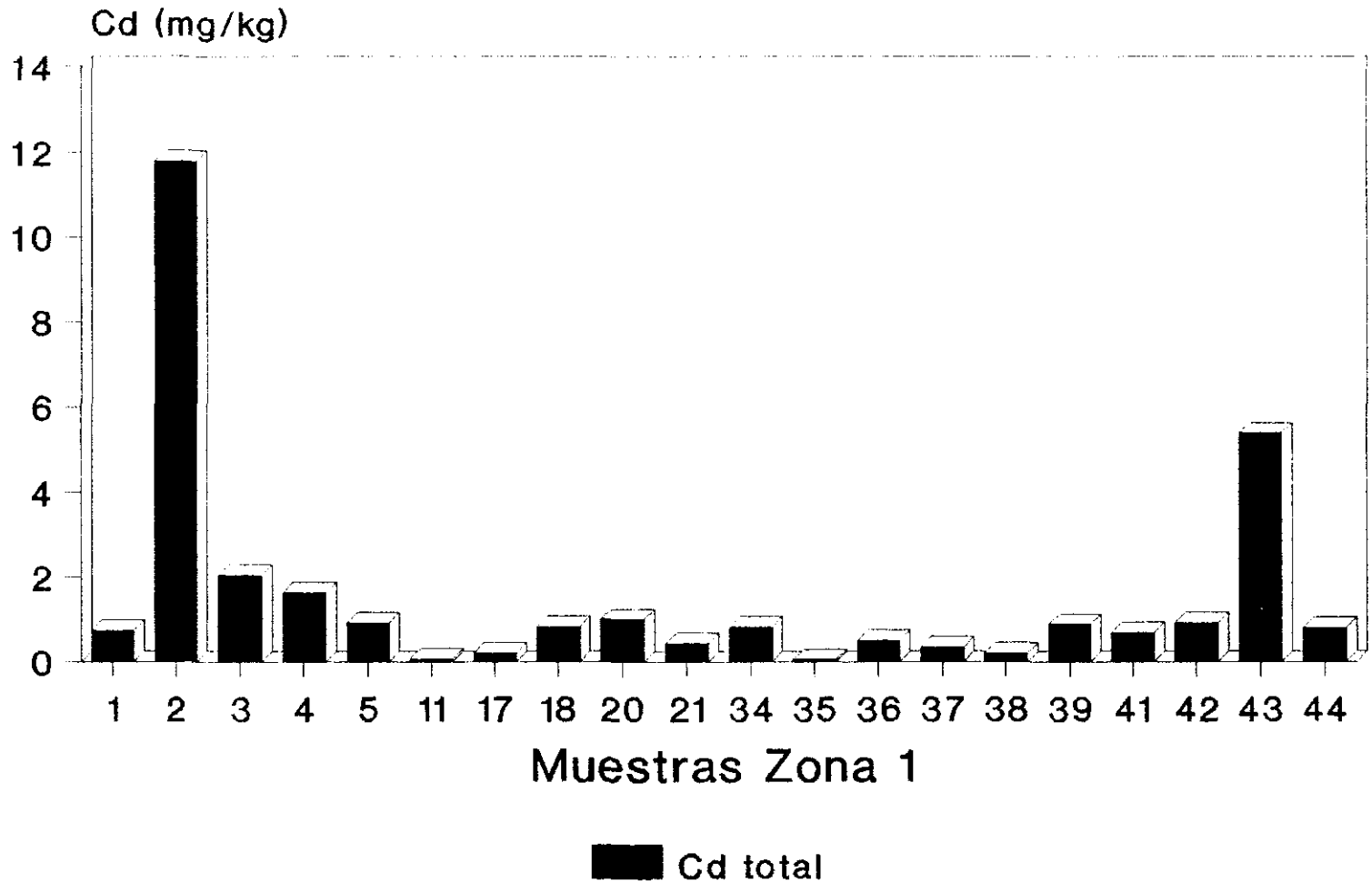


Figura 22

Cd de cambio

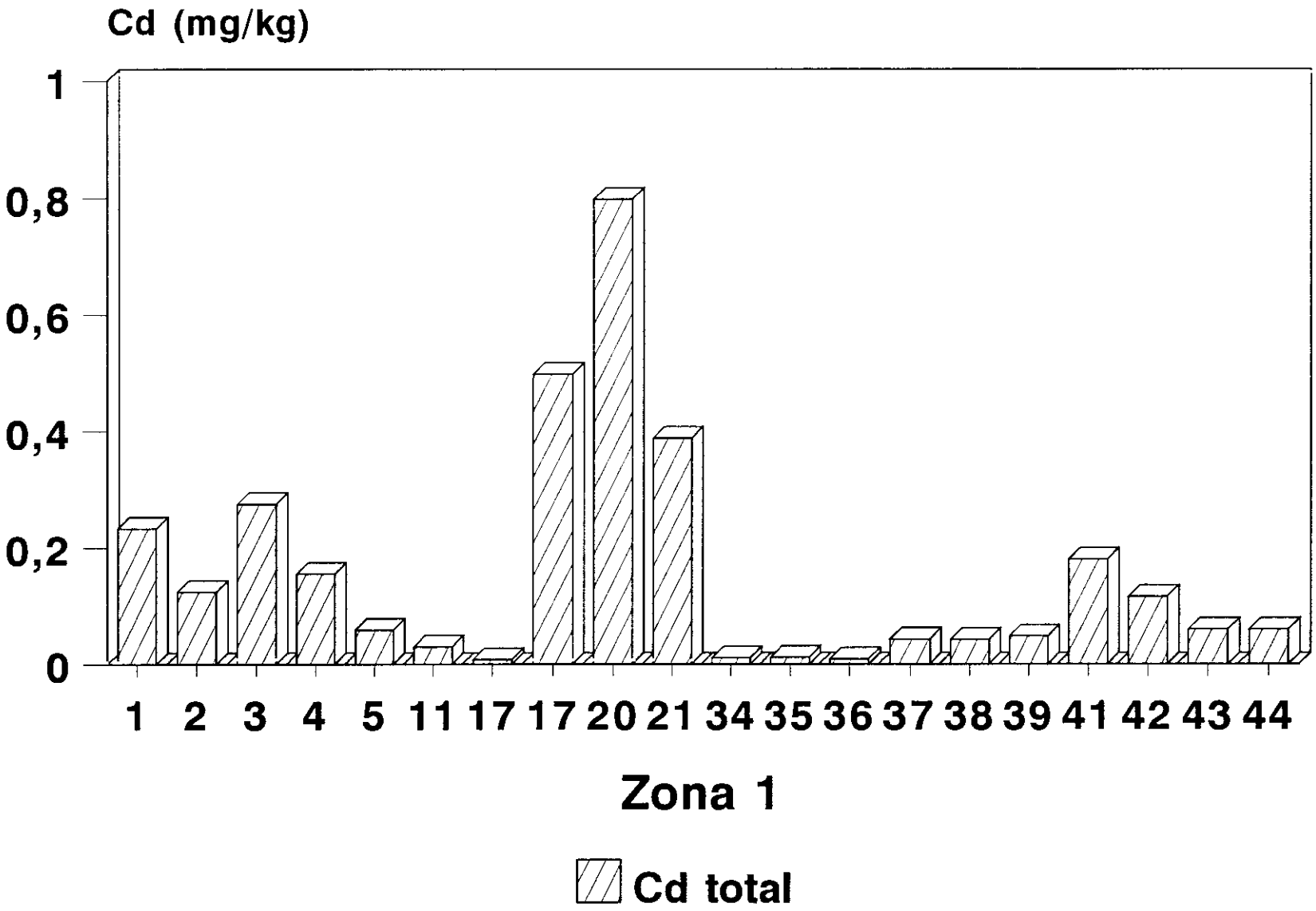


Figura 23

ZONA I

TABLA 8. Matrices de correlacion.

	pH	$CaCO_3$	Carbono	Nitrogeno	Arcilla	Limo	Arena'	Pb_t	Zn_t	Cu_t	Cd_t
Pb_t	-0,36	0,11	0,12	0,38	0,069	-0,120	0,034				
Zn_t	0,10	0,55	0,27	0,74	-0,04	0,41	-0,32				
Cu_t	0,20	0,30	0,50	0,38	0,097	0,41	-0,46				
Cd_t	-0,04	0,15	-0,16	0,14	0,045	-0,011	-0,034				
Pb_c	-0,23	0,078	0,33	0,70	-0,20	-0,09	0,27	0,28			
Zn_c	-0,23	-0,26	-0,16	0,04	-0,057	-0,032	0,083		0,0046		
Cu_c	-0,09	-0,054	0,085	0,23	-0,045	-0,019	0,060			0,19	
Cd_c	-0,12	-0,12	-0,32	0,38	0,35	-0,013	-0,22				-0,19

Arena' = Arena fina y gruesa.

Con respecto al nitrógeno y los metales pesados totales, existe buena correlación y directa con el Zn total (r = 0'74), medianamente significativa para el Pb y Cu total siendo positiva y de igual valor (r = 0'38), y no existiendo correlación con el Cd total.

Los contenidos de los metales pesados en sus formas cambiables y el nitrógeno, presentan alta correlación y directa con el Pb de cambio (r = 0'70), medianamente significativa y positiva con el Cd cambiable (r = 0'38), de baja significación para el Cu cambiable y sin correlación con el Zn de cambio.

Las relaciones encontradas entre las proporciones de elementos cambiables y totales son muy poco significativas, siendo el Pb el único elemento que presenta una correlación algo mayor (r = 0'28). Las correlaciones encontradas entre las proporciones de elementos totales Pb, Cd, Zn y Cu y las formas cambiables, en suelos de la vega de Aranjuez (Cala, 1985), son debidos tal vez al extractante utilizado. Cuando existen aportes contaminantes de metales pesados, no afectan de igual modo al contenido total del elemento y sus cambiables, originándose una variación en la correlación entre ellos, que puede ser en parte la causa de los bajos valores de los coeficientes de correlación encontrados.

VIII.2.- ZONA 2

VIII.2.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

Esta zona contigua a la ya estudiada está situada al sur de Madrid, pero en posición más occidental, como población importante se encuentra Leganés. Existen suelos jóvenes, de corta evolución, procedentes de los materiales graníticos y gneísicos de la sierra de Guadarrama. Es un área muy castigada por vertidos y residuos industriales por lo que presenta fuerte contaminación.

En los suelos de esta zona predomina la fracción arena (Tabla 9, Figuras 24, 25, 26 y 27), con una media de 67'8 %. La arena gruesa presenta un máximo de 50'3 % y un mínimo de 29'3, siendo el valor medio 40'7 %; la arena fina está comprendida en un intervalo de 18'5 a 39'6%, siendo la media 27'1%. Los contenidos en fracción arcilla oscilan entre un máximo de 44'2 % y un mínimo de 12'4 %, siendo el valor medio 22'4; la fracción limo se encuentra en el intervalo de 1'4 a 23'1, con media de 9'8%. Por lo general, en la fracción arena hay un predominio de arena gruesa sobre la fina, siendo mucho menor la

proporción de limo que de arcilla, excepto en las muestras A-7, A-8 y A-10. La textura media de la zona es franco arcillo arenosa.

El 54 % de las muestras presentan proporciones de arena iguales o mayores que la media de esta fracción. Los minerales que constituyen esta fracción son los correspondientes a suelos originados a partir de arcosas (Hoyos de Castro et al., 1981). Un 36 % de las muestras presentan proporciones de arcilla superiores a la media, correspondiendo los valores máximos a las muestras A-32 (44'2 %) y A-33 (37'5 %).

Realizado el estudio de la fracción arcilla por difractometría de R-X, en esta zona-2, las muestras presentan como minerales fundamentales mica-ilitas mal cristalizadas, abiertas a ángulos menores en todas las muestras, excepto en A-7 donde se encuentran con buen grado de cristalización. La caolinita está en pequeña proporción y muy alterada. Presentan trazas de esmectita A-8 y A-16 y vermiculita como mineral fundamental, la muestra A-14. Existen trazas de interestratificados ilita-vermiculita en A-10, A-15, A-32 y A-33 y de tipo ilita-clorita en A-7 y A-32.

Como minerales no laminares en general existe cuarzo y feldespatos y en A-33 posiblemente yeso.

Los tipos de suelos predominantes en la zona son Luvisoles cálcicos y háplicos, Cambisoles eútricos y Regosoles (Monturiol y Alcalá, 1991).

Observando las estructuras de los suelos (Tabla 10), en las fracciones mayor y menor de 2 mm se aprecia, como en la zona anterior, una estructuración mejor en la fracción mayor de 2 mm, dominando en ella un grado-2 moderado e incluso como en la muestra A-25 un grado-3 fuerte. Con relación a la clase y tipo predomina en la fracción menor de 2 mm la estructura granular fina, y en la fracción mayor de 2 mm la granular mediana, con alguna excepción de granular gruesa.

Los valores de pH en agua (Tabla 11, Figura 28), oscilan entre 8'3 y 6'1, con un valor medio de 7'5; solamente tres muestras presentan valores que no alcanzan el pH 7: A-25, A-24 y A-15. Los valores de pH en KCl (Figura 29), están comprendidos entre 7'6 y 5'6, con una media de 6'9. Las diferencias de pH en agua y KCl no exceden en general de la unidad por lo que se trata de suelos saturados.

Los valores de $CaCO_3$ estan comprendidos (Figura 30), entre un máximo de 228'0 g/kg y un mínimo de 15'7 g/kg, con un valor medio de 60'8 g/kg. El valor máximo lo presenta la muestra A-7, que se encuentra situada muy próxima a Leganés, en antiguos

vertederos de Madrid hoy transformados en huerta, está muy antropizada y con gran cantidad de cantos de caliza. El resto de las muestras que constituyen esta zona presentan menores contenidos en $CaCO_3$.

Los suelos analizados tienen bajas proporciones de carbono (Tabla 11, Figura 31). Estan comprendidos entre 24'7 g/kg y 2'6 g/kg, con un valor medio de 9'8, presentando una desviación de 7'5. La muestra A-7 con mayor contenido de carbono, 24'7 g/kg, ha sido ya descrita anteriormente como muestra muy antropizada con excesiva cantidad en $CaCO_3$. Estos suelos son arenosos y dedicados a prácticas agrícolas, por lo que se justifica su bajo contenido en carbono.

Los contenidos de nitrógeno (Tabla 11, Figura 32) en estas muestras están comprendidos, entre 3 y 0'3 g/kg y presentan un valor medio de 1'3 g/kg. Las muestras con cantidad mayor de nitrógeno son: A-24, A-16 y A-7, que coinciden con los tres valores más elevados en carbono, y la A-7, además, con el valor máximo en $CaCO_3$. La A-24 presenta una vegetación de pastizal constituída por trébol y otras leguminosas y la A-16 dedicada a huertas, muy abonada y tratada quimicamente con fertilizantes nitrogenados.

La capacidad total de cambio catiónico (Tabla 12, Figura 33), en estos suelos está comprendida entre 6'2 y 29'3 $cmol_c/kg$, con una media de 16'2 $cmol_c/kg$, presentando un 45% de muestras valores superiores a la media. Al existir bajo contenido en carbono, es la fracción arcilla, por lo general, la responsable de la capacidad de cambio. Las muestras con máximos valores en T (capacidad total de cambio catiónico) son: A-14, A-33, A-10 y A-16, que también coinciden con valores altos en la fracción arcilla.

Las cantidades de Ca^{2+} de cambio (Fig. 34), están comprendidas en el intervalo 19'3 $cmol_c/kg$ y 3'4 $cmol_c/kg$, siendo la media de 8'9, y con una desviación aproximadamente igual al valor de la media.

Los valores del Mg^{2+} de cambio (Figura 35), estan entre 14'1 $cmol_c/kg$ y 1'0 y una media de 5'3 $cmol_c/kg$, con desviación moderada y semejante a la media. La muestras A-32, A-16 y A-33 presentan los valores más altos, que también coinciden con los valores máximos en Ca^{2+}.

Con relación a los cationes de cambio monovalentes (Figura 36), el Na^+ presenta valores comprendidos entre 1'5 y 0'1 $cmol_c/kg$, con una media de 0'6 y una desviación algo menor que la media; los valores son bajos y homogéneos. El K^+ de cambio presenta valores (Figura 37) entre 1'3 y 0'2 $cmol_c/kg$ y un valor medio de 0'6; la desviación es pequeña y los

valores, por lo general, son bajos.

La suma de cationes S (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+}), presenta valores entre 34'7 y 4'9 $cmol_c/Kg$, con una media de 15'4. Sólo un 27% de las muestras está por encima del valor medio de la suma de bases del complejo de cambio. Un 80 % de los suelos de la zona presentan un grado de saturación por encima del 50 %, y un 25 % presentan un valor de S superior a T, debido a que durante el proceso analítico del complejo de cambio se solubilizaron minerales (yeso, calcita, dolomita), cuyos cationes son determinados como formas cambiables.

VIII.2.2.- Resultados y discusión de metales Pesados.

Los contenidos de Pb total en la zona (Tabla 13, Figura 38) están comprendidos entre 34'1 y 593'0, son en general homogéneos, superando cuatro muestras el valor medio, 145'9 mg kg^{-1}.

El mayor contenido en Pb lo presentan las muestras A-16, A-54, A-53 y A-7. La muestra A-16 con 593'0 mg kg^{-1}, está próxima al centro urbano de Leganés y detrás de Merca-Centro; la A-54 con 345'7 mg kg^{-1} está cerca de la carretera Leganés-Getafe; la muestra A-53, 305'2 mg kg^{-1} próxima a la carretera Alcorcón-Leganés y la A-7, con 193'8 mg kg^{-1}, se encuentra muy próxima al centro urbano de Leganés.

Se observa una estrecha relación entre los contenidos de Pb y la proximidad de los suelos a carreteras de tráfico intenso.

Los contenidos de Pb de cambio (Tabla 13, Figura 39), presentan una media de 3'37, con un valor máximo de 9'69 y un mínimo de 0'13 mg kg^{-1}. Los valores máximos están representados por las muestras: A-54, A-25, A-40 y A-53. La muestra A-54, ya citada por su elevado contenido en Pb total, corresponde a suelos muy abonados y de cultivos hortícolas (espinacas), la A-25, tomada en un suelo bajo cultivo de cereales (cebada); la muestra A-40 próxima a la carretera de Toledo, junto al arroyo Butarque, y finalmente la muestra A-53 es un suelo muy abonado, regado y sembrado de alfalfa. Las muestras A-25 y A-40 con contenidos en Pb total (A-25, 62'6 mg kg^{-1}; A-40, 37'0 mg kg^{-1}), inferiores a la media tienen una elevada proporción de Pb soluble, que representa el 13'7 % y 14'7 % del total respectivamente, por el contrario en A-16 con el máximo de Pb total (593'0 mg kg^{-1}), la relación Pb cambio/Pb total es de un 0'57%. Cuando los contenidos totales en Pb son elevados existe peligro de toxicidad, aunque el contenido en elemento cambiable sea bajo;

y cuando las proporciones del Pb total son bajas y los correspondientes porcentajes de cambio/total son elevados, existe toxicidad potencial.

El contenido en Zn total (Tabla 13, Figura 40) de estos suelos está comprendido entre 867'1 mg kg^{-1} y 34'0 con un valor medio de 187'5 mg kg^{-1}. Los contenidos máximos en Zn lo presentan las muestras A-16 con 867'1 mg kg^{-1}, A-53 con 356 mg kg^{-1}, ambas citadas anteriormente por su elevado contenido en Pb. Un 35 % de los suelos presentan unas proporciones en Zn por encima de la media de esta zona.

Las proporciones existentes de Zn de cambio (Tabla 13, Figura 41) en la zona, están comprendidas entre 11'66 y 0'23, con una media de 3'42 mg kg^{-1}. Los máximos valores corresponden a las muestras A-53 (11'66 mg kg^{-1}), A-7 (7'93 mg kg^{-1}) y A-16 (7'74 mg kg^{-1}), todas ellas ya citadas y dedicadas a labores de cultivo; A-53 cultivada de alfalfa, A-7 y A-16 cultivadas de hortalizas (acelgas). En la muestra A-54 con el contenido mínimo de la zona en Zn total, el valor en Zn soluble (4'52 mg kg^{-1},) representa un 13 % del total, mientras que la muestra A-16 con el máximo contenido en Zn total, le corresponde un porcentaje de cambio bajo, del 0'9%.

Las muestras A-7, A-16, A-32 y A-53 presentan valores elevados tanto en Pb total como en Zn total.

Los contenidos totales en Cu son muy heterogeneos (Tabla 13, Figura 42) presentan un máximo de 212'5, y un mínimo de 6'4 mg kg^{-1}, el valor medio es de 73'8 mg kg^{-1} y la desviación es menor que la media. Las muestras con máximo contenido en Cu son: A-16 (212'5 mg kg^{-1}), A-32 (169'4 mg kg^{-1}), A-14 (124'9 mg kg^{-1}) y A-53 (117'8 mg kg^{-1}). Se observa que las muestras A-16, A-32 y A-53 tienen altos contenidos en Pb, Zn y Cu. El 54 % de las muestras presentan valores de Cu por encima de la media.

El Cu de cambio (Tabla 13, Figura 43), presenta un máximo de 4'03 y un mínimo de 0'17, con un valor medio de 1'35 mg kg^{-1}. La muestra A-16, presenta el mayor porcentaje de cambio correspondiente a el mayor contenido de Cu total, y representando el 1'9 % del total. En la muestra A-10 con el menor contenido en Cu total la relación Cu cambio/Cu total es de un 19 %.

Las proporciones de Cd total (Tabla 13, Figura 44) están comprendidas entre 4'665 mg kg^{-1} y 0'073 mg kg^{-1}, con un valor medio de 1'167. La muestra con máximo contenido en Cd es la A-54, con 4'665 mg kg^{-1} corresponde a suelo abonado, algo arenoso y dedicado a huerta. Las muestras A-10, A-32 y A-53 con contenidos tambien elevados (2'294 mg kg^{-1},

2'211 mg kg^{-1}, 2'142 mg kg^{-1}), corresponden a suelos dedicados a huerta, cereales y pasto; próximas a carreteras y nucleos de población.

Presentan los máximos valores de Cd de cambio (Tabla 13, Figura 45), las muestras A-10 (0'137 mg kg^{-1}), A-16 (0'123 mg kg^{-1}), y A-54 (0'103 mg kg^{-1}). En las muestras A-10 y A-54 los contenidos totales están por encima de la media; la muestra A-16 con una cantidad de cadmio total inferior a la media, tiene una proporción cambiable, que representa el 14 % del Cd total.

Muestra	Pb	Zn	Cu	Cd
A-7	+	+		
A-8		+		
A-10				+
A-14		+	+	
A-16	+	+	+	
A-32	+	+	+	+
A-33		+		
A-53	+	+	+	+
A-54	+			+

Tabla 14. Muestras con elevados contenidos en metales pesados.

Las muestras A-32 y A-53 ambas cultivadas y situadas próximas a Cementerio y poligonos industriales respectivamente son las que presentan contenidos elevados en los cuatro elementos estudiados, tabla 14.

Aquellas muestras con mayores proporciones de Pb y Zn, se encuentran situadas próximas a carreteras y nucleos industriales y urbanos (muestras A-7, A-16).

En general elevadas cantidades en cobre pueden estar relacionadas con el abonado u otras prácticas agricolas. Dada la asociación existente tanto en la industria como en la

naturaleza entre el Cd, Pb, Zn y Cu, suelen coincidir elevadas proporciones de ellos en las mismas muestras.

Se han determinado, Pb, Zn, Cu y Cd en fragmentos de rocas de la fracción mayor de 2mm, siendo los valores medios obtenidos: Pb 26'4 mg kg^{-1}, Zn 29'4 mg kg^{-1}, Cu 9'31 mg kg^{-1} y Cd 0'181 mg kg^{-1}.

Estableciendo las relaciones entre los valores máximos y valores medios de estos elementos en los suelos y los correspondientes a rocas, se obtienen datos que pueden indicar la variación de dichos elementos en el proceso de formación del suelo y aportes habidos.

Tabla 15. Relación metal suelo/metal material original.

SUELO	PLOMO	CINC	COBRE	CADMIO
Máximo	593'0	867'1	212'5	4'665
Media	145'9	187'5	73'8	1'167
ROCA MADRE				
Media	26'4	29'5	9'3	0'181
SUELO/ROCA				
Máximo	22'5	29'5	22'8	25'8
Media	5'5	6'4	7'9	6'4

Como consecuencia de los procesos formadores del suelo según la tabla 15, si consideramos los valores medios de elementos en el suelo frente al contenido del material original hay acumulación de Cu > Zn = Cd > Pb; siendo la secuencia de acumulación Zn > Cd > Cu = Pb si se consideran los valores máximos de elementos en suelos.

VIII.2.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados y Totales y formas Cambiables.

Establecidas las correlaciones (Tabla 16) entre las fracciones granulométricas y los metales pesados totales se deduce que existe correlación significativa y directa entre la arcilla

y el Cu total (r = 0'52), medianamente significativa y positiva para el Cd total (r = 0'37) y Zn total (r = 0'34) y poco significativa para el Pb total. Respecto a las formas cambiables la arcilla presenta correlaciones medianamente significativas y positiva con el Pb cambiable (r = 0'39) y Zn cambiable (r = 0'34), de menor significación y negativa con el Cu cambiable (r = -0'31), no encontrándose correlación con el Cd de cambio.

La fracción limo presenta correlación significativa y directa con el Cd total (r = 0'54), medianamente significativa y negativa con el Zn total (r = -0'37), Cu total (r = -0'34) y de menor significación para Pb total (r = -0'27). En cuanto a las formas cambiables no presentan correlación con la fracción limo a excepción del Cd cambiable (r=0'26) que presenta una correlación poco significativa.

Existe correlación significativa y negativa entre la fracción arena y el Cd total (r = -0'69), medianamente significativa y negativa para el Cu total (r = -0'30) y de baja significación para el Zn total, no existiendo correlación con el Pb total. Entre la fracción arena y Pb cambiable la correlación es significativa y positiva (r = 0'44), medianamente significativa para Zn cambiable (r = 0'32), de baja significación para el Cu cambiable (r=0'24), siendo de escasa significación para el Cd de cambio.

Las correlaciones entre los valores del pH y los metales pesados son significativas y directa para el Cd total (r = 0'48), medianamente significativas y positiva para el Pb total (r = 0'31), de baja significación para el Zn total y Cu total. Entre el pH y las formas cambiables existe correlación medianamente significativa para el Cu cambiable (r = 0'33), de menor significación para el Cd cambiable (r = 0'30) y sin ninguna correlación con el Pb y Zn cambiable.

Con respecto a los carbonatos solo se ha encontrado correlación poco significativa con el Pb total (r = 0'26), siendo aún de menor significación para los demás elementos. Con las formas cambiables, se ha encontrado correlación significativa y directa entre carbonatos y Cu de cambio (r = 0'61) y Zn cambiable (r = 0'47), medianamente significativa para el Cd cambiable (r = 0'30), no existiendo correlación para el Pb soluble.

La correlaciónes existentes entre el carbono y metales pesados presentan valores significativos y positivo con Cd total (r = 0'53), con el Pb total (r = 0'41), con baja significación para el Zn total y sin correlación con el Cu total. Las formas cambiables de Cd, Zn y Cu presentan correlación significativa y positiva con el carbono (r = 0'47, r = 0'45, r = 0'43), siendo de baja significación para el Pb de cambio. En general las correlaciones

ZONA 2

TABLA 9. Análisis granulométrico (%) y texturas

Muestra	Horiz.	Arena Gruesa	Arena Fina	Limo	Arcilla	Texturas
A-7	Ap	43,0	23,2	19,2	14,6	Franco arenosa
A-8	Ap	50,3	23,7	13,0	13,0	Franco arenosa
A-10	Ap	32,2	22,7	23,1	22,0	Franco arcillo arenosa
A-14	Ap	39,8	26,4	8,9	24,9	Franco arcillo arenosa
A-15	Ap	48,4	28,4	1,4	21,8	Franco arcillo arenosa
A-16	Ap	43,3	28,0	1,5	27,2	Franco arcillo arenosa
A-19	Ap	47,8	27,7	9,1	15,4	Franco arenosa
A-24	Ap	38,3	39,6	9,7	12,4	Franco arenosa
A-25	Ap	46,1	34,1	6,1	13,7	Franco arenosa
A-32	Ap	29,5	18,5	7,8	44,2	Arcillo arenosa
A-33	Ap	29,3	25,3	7,9	37,5	Arcillo arenosa
Mínimo		29,3	18,5	1,4	12,4	
Máximo		50,3	39,6	23,1	44,2	
Media		40,7	27,1	9,8	22,4	Franco arcillo arenosa
Desviación		7,6	5,8	6,6	10,5	
Varianza		57,7	33,2	43,8	110,7	

Arena Gruesa

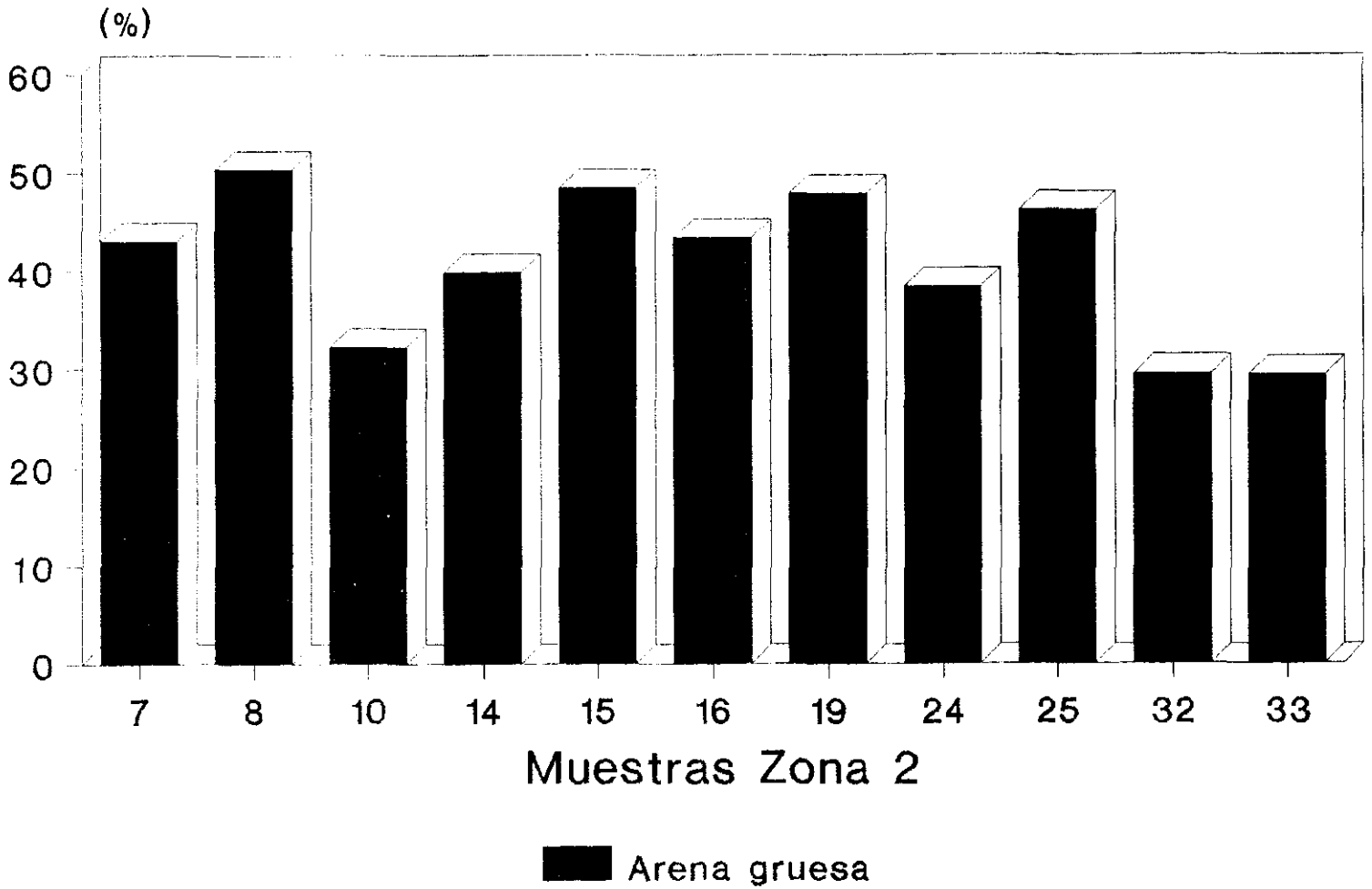


Figura 24

Arena Fina

Muestras Zona 2

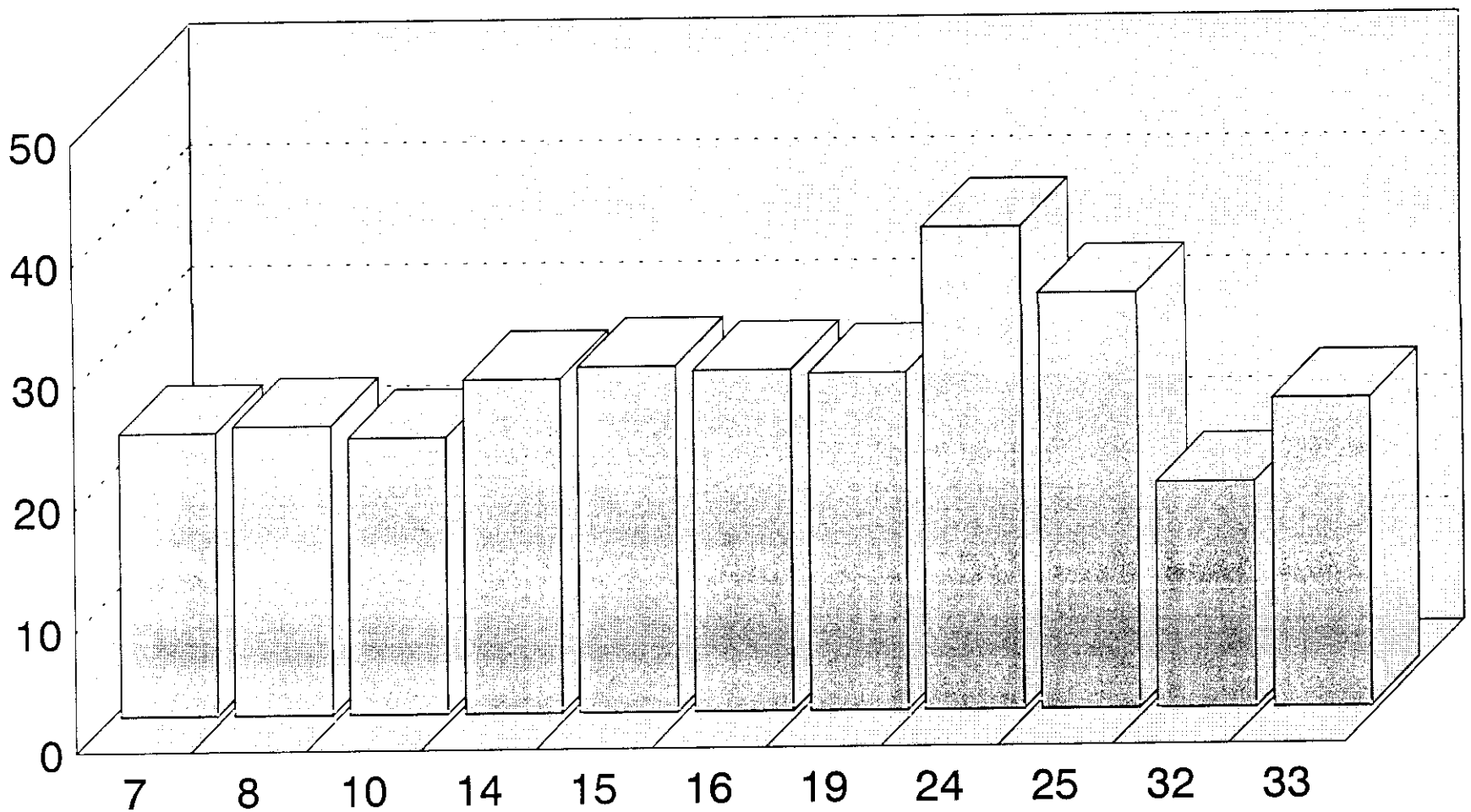


Figura 25

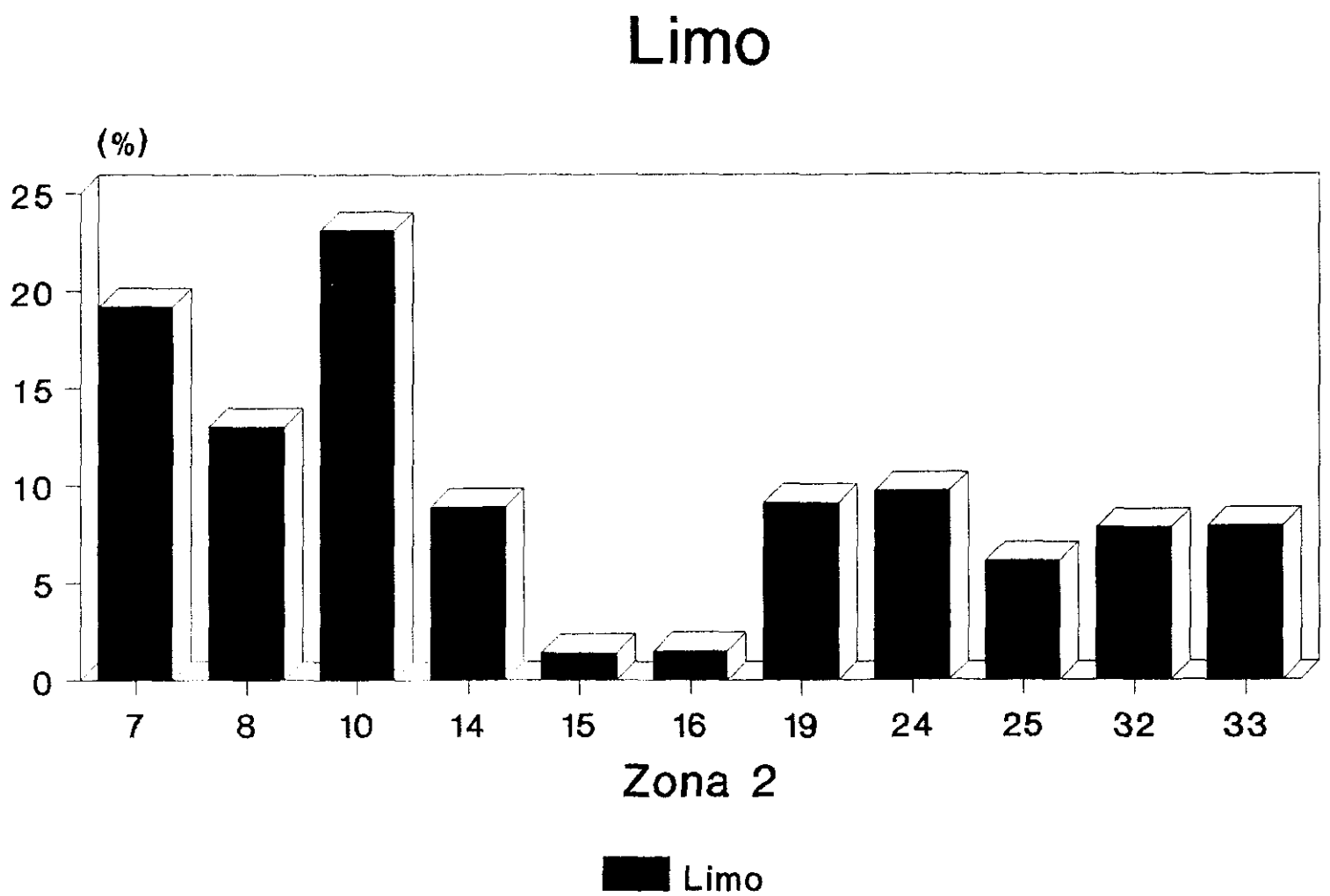


Figura 26

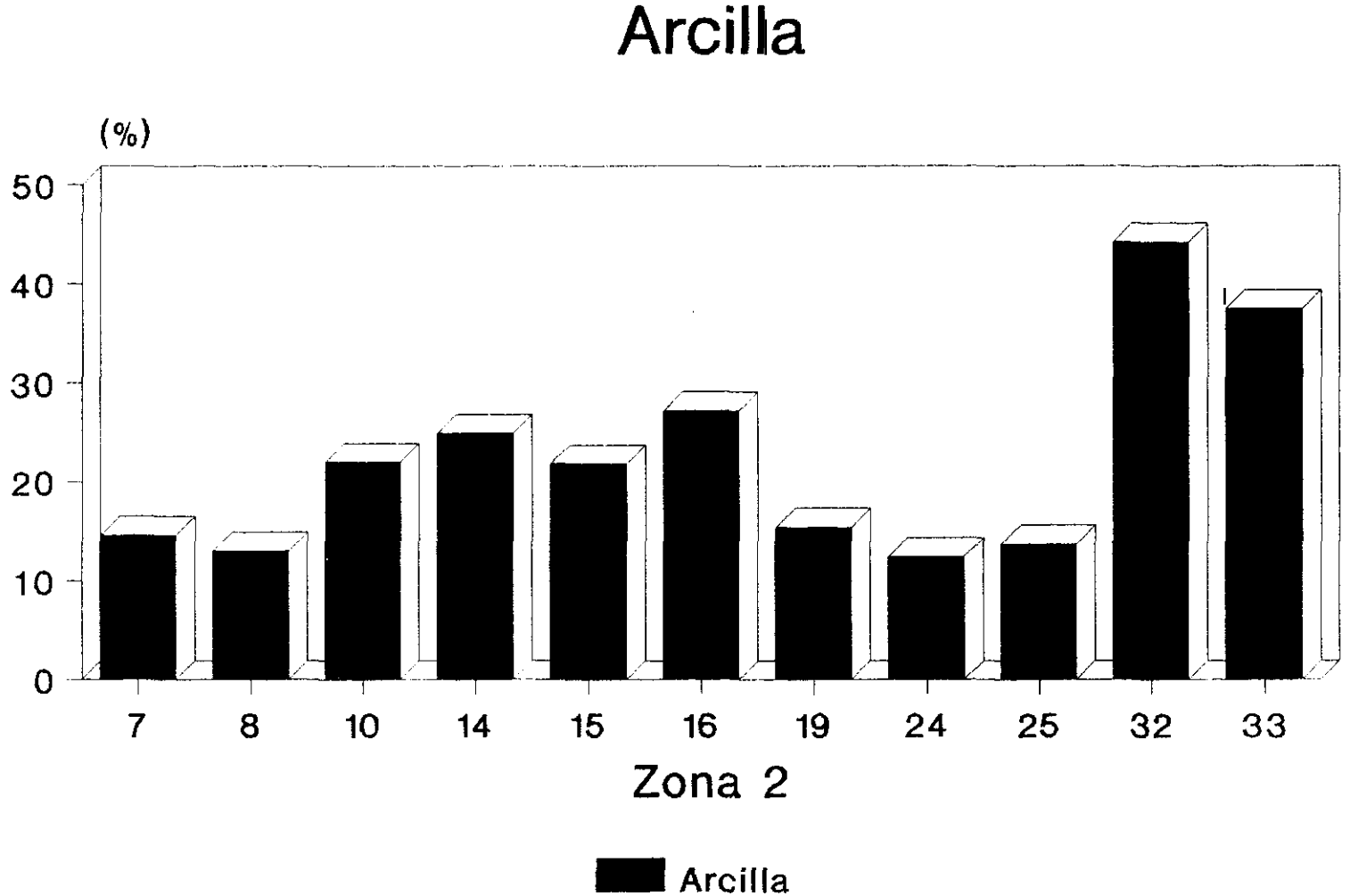

Arcilla
(%)
50
40
30
20
10
0
7
8
10
14
15
16
19
24
25
32
33
Zona 2
Arcilla

Figura 27

ZONA 2

TABLA 10. Estructuras: grado, tipo y clase.

		Grado		Tipo y Clase.	
Muestra	Horiz.	Frac.< 2mm	Frac. > 2mm	Fracción < 2mm	Fracción > 2mm
A-7	Ap	Grado-2 moderado	Grado-0,sin estructura	Granular fina	Granular mediana
A-8	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-1,débil	Granular fina	Granular mediana
A-10	Ap	Grado-2 moderado	Grado-2,moderado	Granular fina	Granular mediana
A-14	Ap	Grado-2 moderado	Grado-1,muy débil	Granular fina	Granular gruesa
A-15	Ap	Grado-1,moderadamente débil	Grado-2,moderado	Granular muy fina	Granular gruesa
A-16	Ap	Grado-1,moderadamente débil	Grado-2,moderado	Granular fina	Granular mediana
A-19	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-2,moderado	Granular muy fina	Granular mediana
A-24	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-2,moderado	Granular muy fina	Granular mediana
A-25	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-3, fuerte	Granular fina	Granular gruesa
A-32	Ap	Grado-2,moderado	Grado-2,moderado	Granular fina	Granular mediana
A-33	Ap	Grado-1,moderadamente débil	Grado-1,débil	Granular muy fina	Granular mediana

ZONA 2

TABLA 11 . Valores de pH. Contenido en CaCO3, Carbono y Nitrógeno (g/kg).

Hori.	pH H2O	pH KCl	CaCO3	C	N	C/N
A-7	7,9	7,4	228,0	24,7	2,2	11
A-8	7,5	7,0	56,2	5,9	0,6	10
A-10	8,1	7,4	83,4	19,8	1,7	12
A-14	7,0	6,2	24,0	2,8	0,6	5
A-15	6,6	6,5	20,0	3,3	0,6	6
A-16	7,9	7,6	80,0	14,7	2,3	6
A-19	8,0	7,5	45,5	3,7	0,9	4
A-24	6,7	6,1	33,6	14,1	3,0	5
A-25	6,1	5,6	40,2	2,6	0,3	9
A-32	8,0	6,9	42,6	8,6	0,8	11
A-33	7,9	7,2	15,7	7,8	1,8	4
A-40	8,2		55,10			
A-53	7,3		52,20			
A-54	8,3		40,10			
Mínimo	6,1	5,6	60,8	2,6	0,3	
Máximo	8,3	7,6	15,7	24,7	3,0	
Media	7,5	6,9	228,0	9,8	1,3	
Desviación	0,7	0,7	59,7	7,5	0,9	
Varianza	0,5	0,4	3563,9	56,5	0,8	

pH en agua

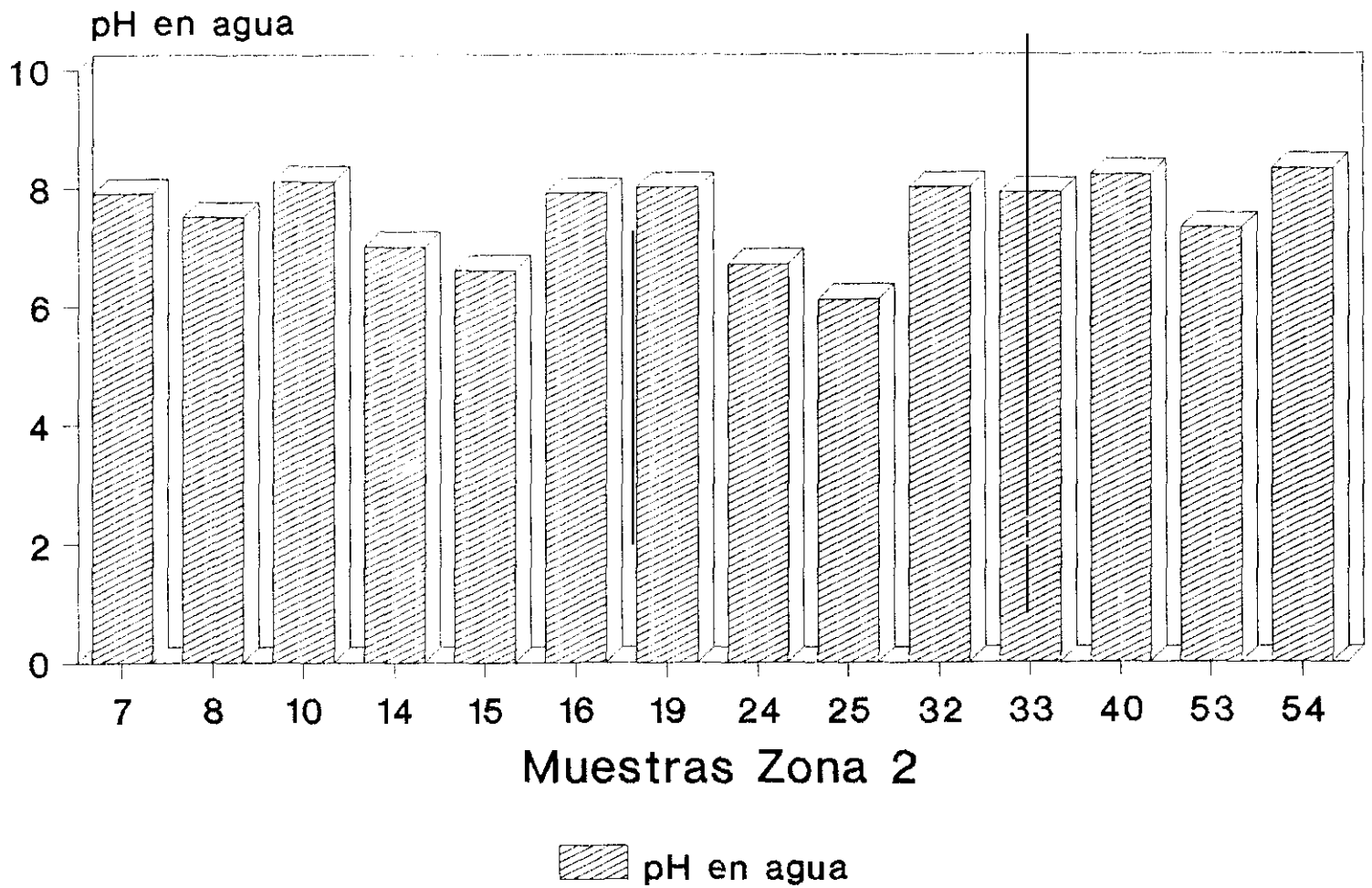


Figura 28

pH en KCl

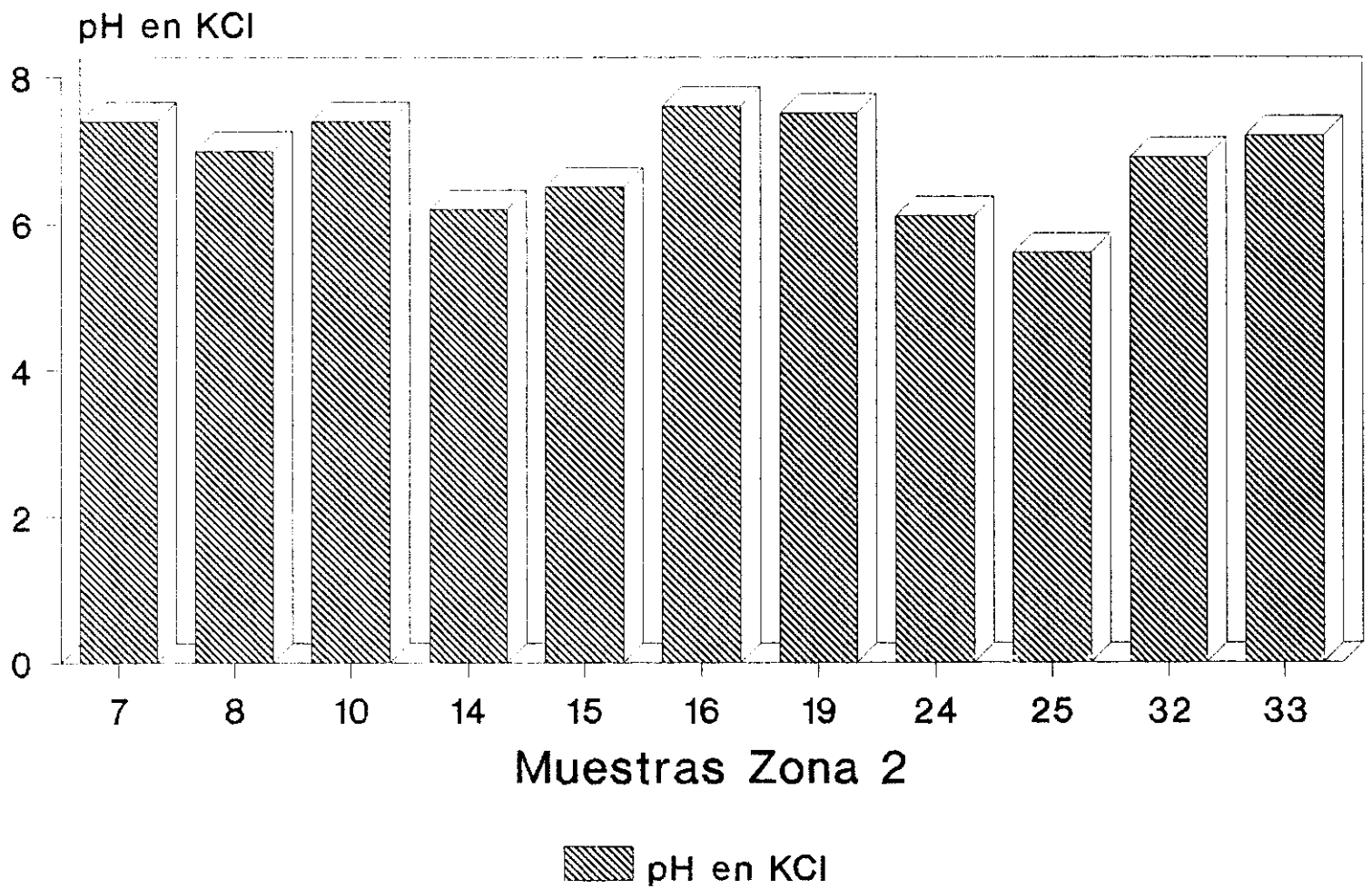


Figura 29

$CaCO_3$

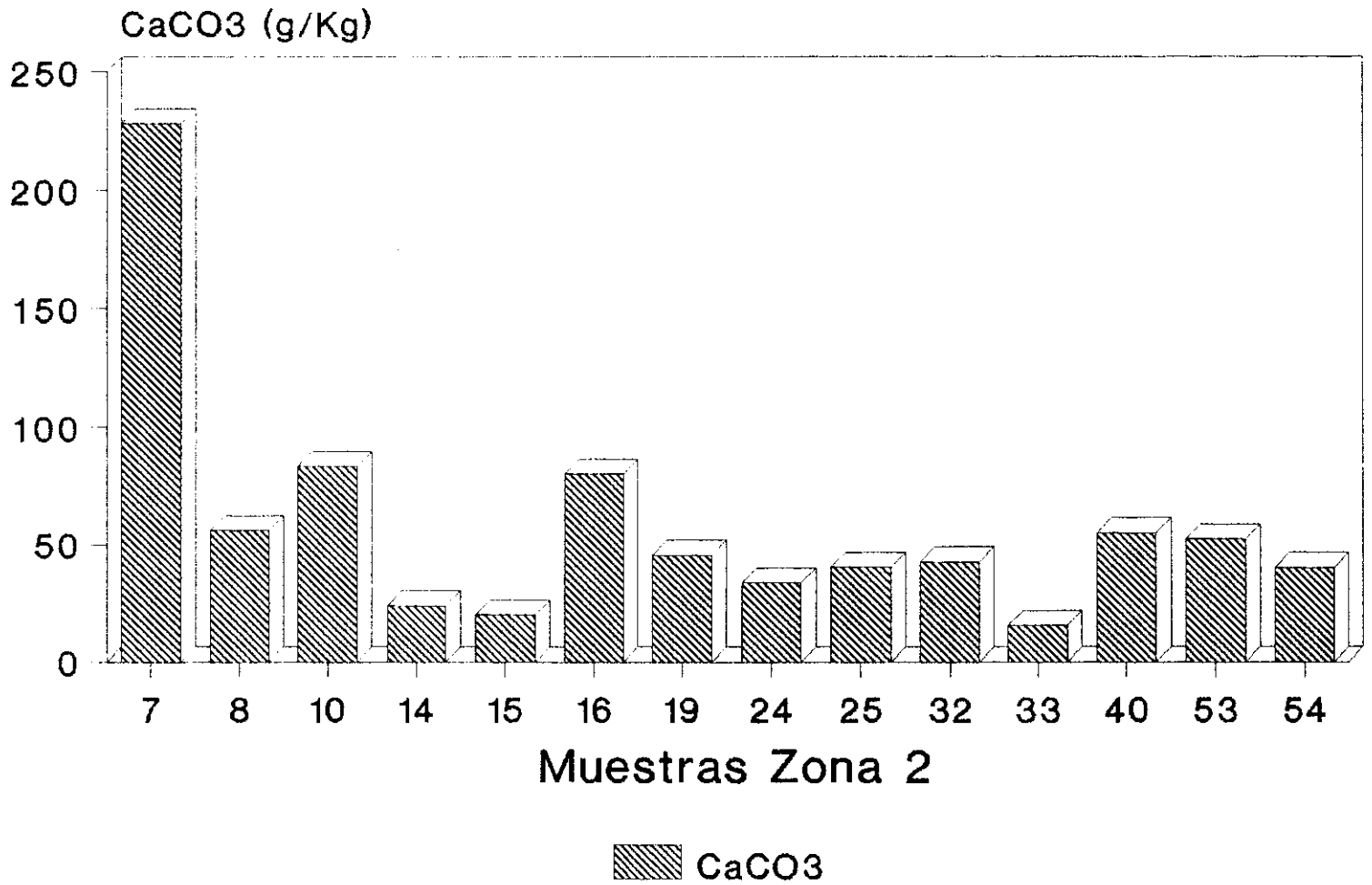


Figura 30

Carbono

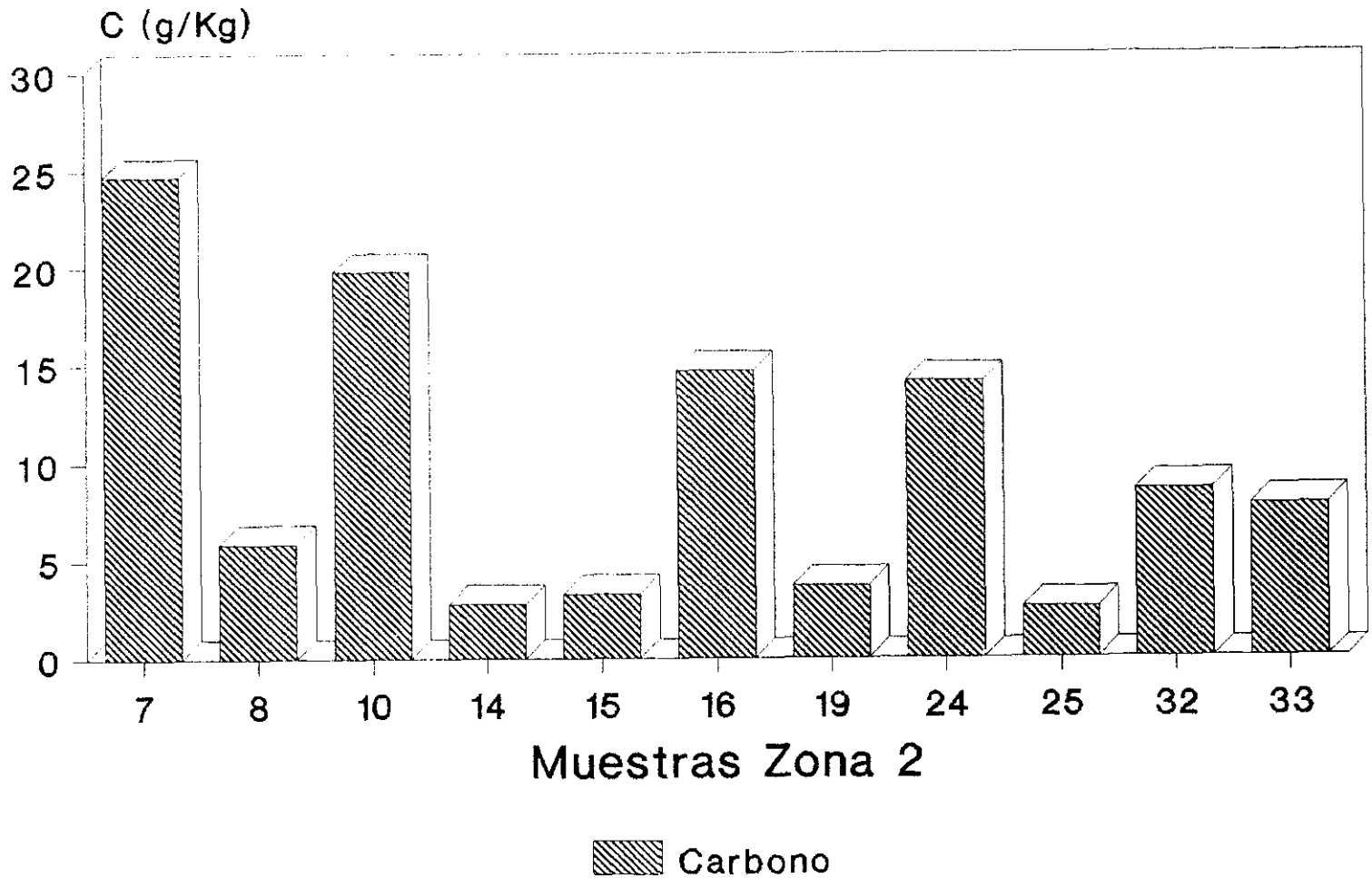


Figura 31

Nitrógeno

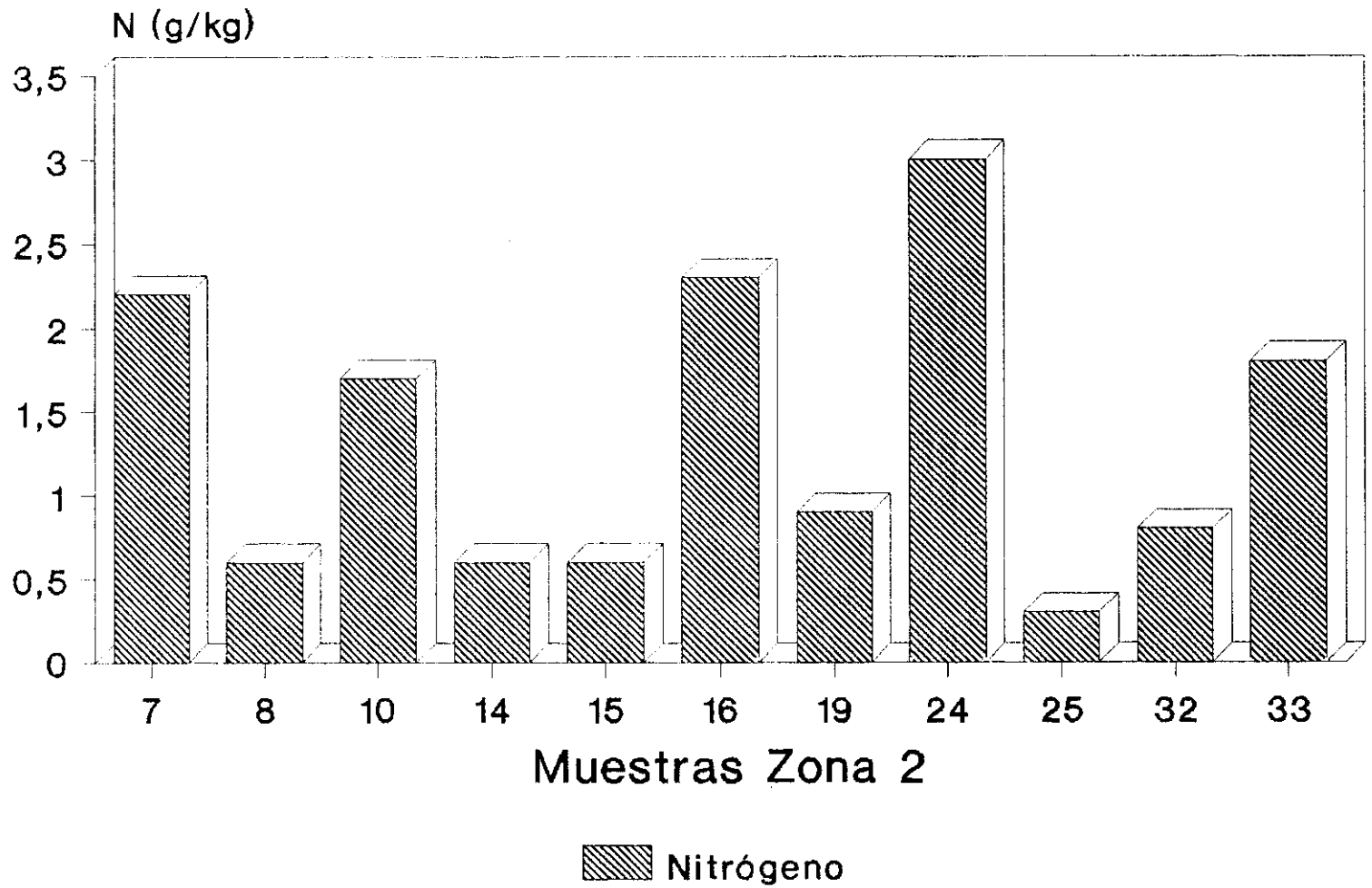


Figura 32

ZONA 2

TABLA 12. Capacidad total de cambio. Complejo de cambio catiónico (Cmolc/kg)

Muest.	Horiz.	T	Ca	Mg	Na	K	S	Sx100/T
A-7	Ap	17,2	8,1	3,0	1,5	0,4	13,0	75,58
A-8	Ap	9,6	4,8	1,0	0,4	0,2	6,4	66,67
A-10	Ap	20,5	9,0	3,8	1,5	1,0	15,3	74,63
A-14	Ap	29,3	6,8	5,4	0,2	0,5	12,9	44,03
A-15	Ap	12,3	5,5	1,8	0,1	0,4	7,8	63,41
A-16	Ap	19,7	12,4	12,1	1,1	1,0	26,6	Saturado
A-19	Ap	6,2	6,8	2,0	0,4	0,3	9,5	Saturado
A-24	Ap	14,7	7,3	1,9	0,5	1,3	11,0	74,83
A-25	Ap	9,9	3,4	1,1	0,2	0,2	4,9	49,49
A-32	Ap	15,8	19,3	14,1	0,5	0,8	34,7	Saturado
A-33	Ap	22,8	14,9	11,7	0,4	0,7	27,7	Saturado
	Media:	16,2	8,9	5,3	0,6	0,6	15,4	
	Mínimo:	6,2	3,4	1,0	0,1	0,2	4,9	
	Máximo:	29,3	19,3	14,1	1,5	1,3	34,7	
	Desvia:	6,7	4,8	4,9	0,5	0,4	9,8	
	Varian:	44,8	22,7	24,3	0,3	0,1	96,4	

Capacidad total de cambio

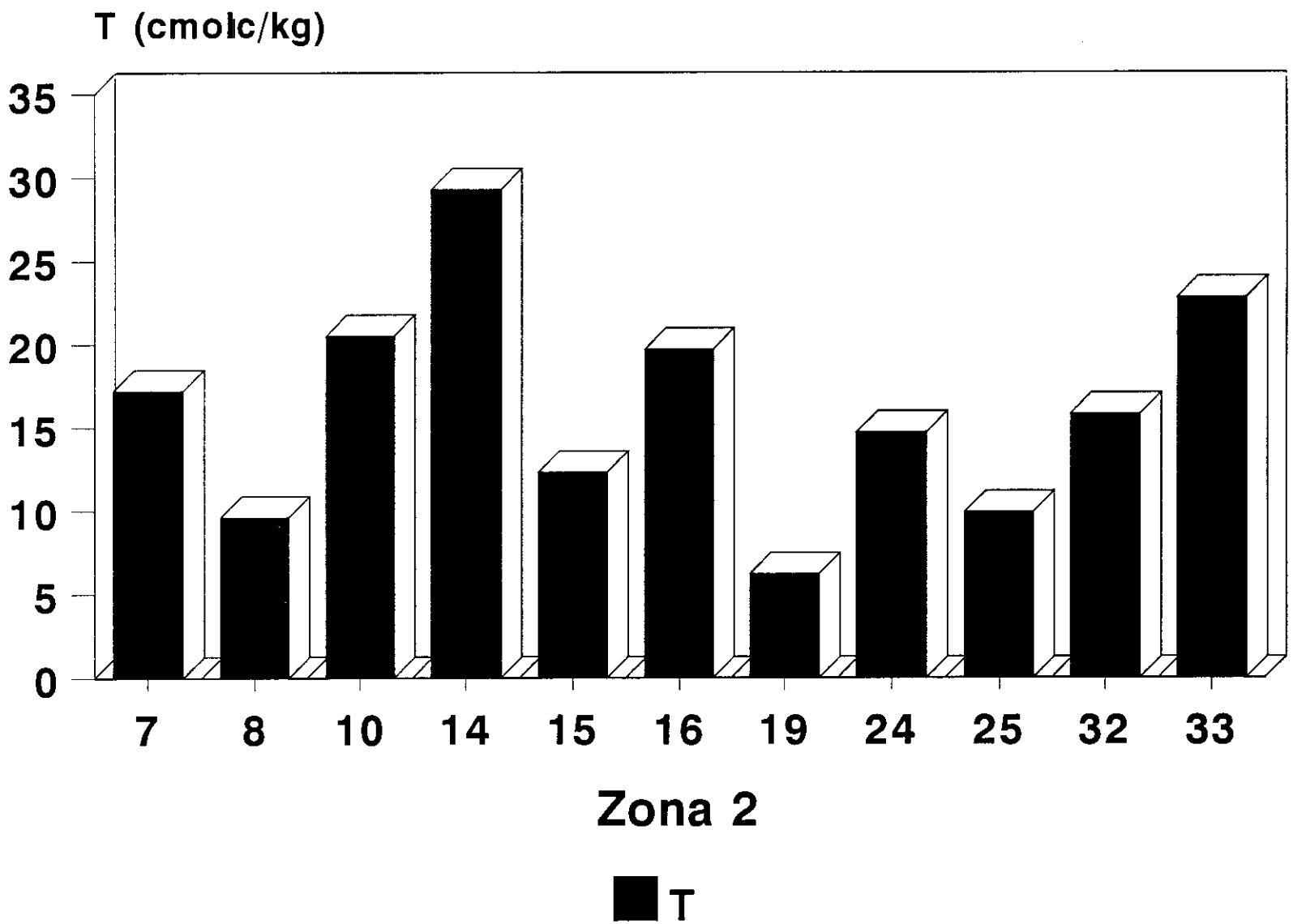


Figura 33

Catión de cambio Ca

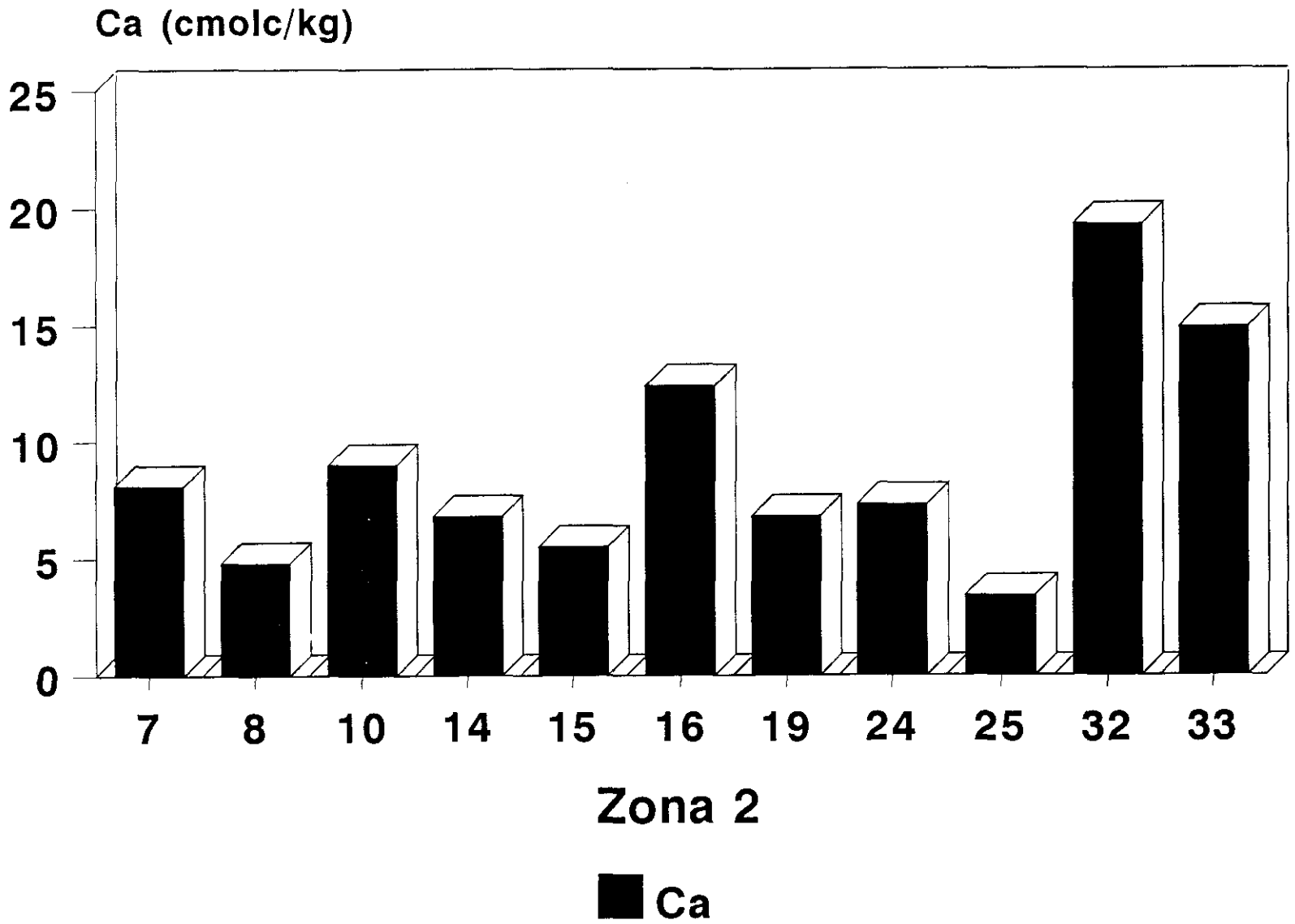


Figura 34

Catión de Cambio Mg

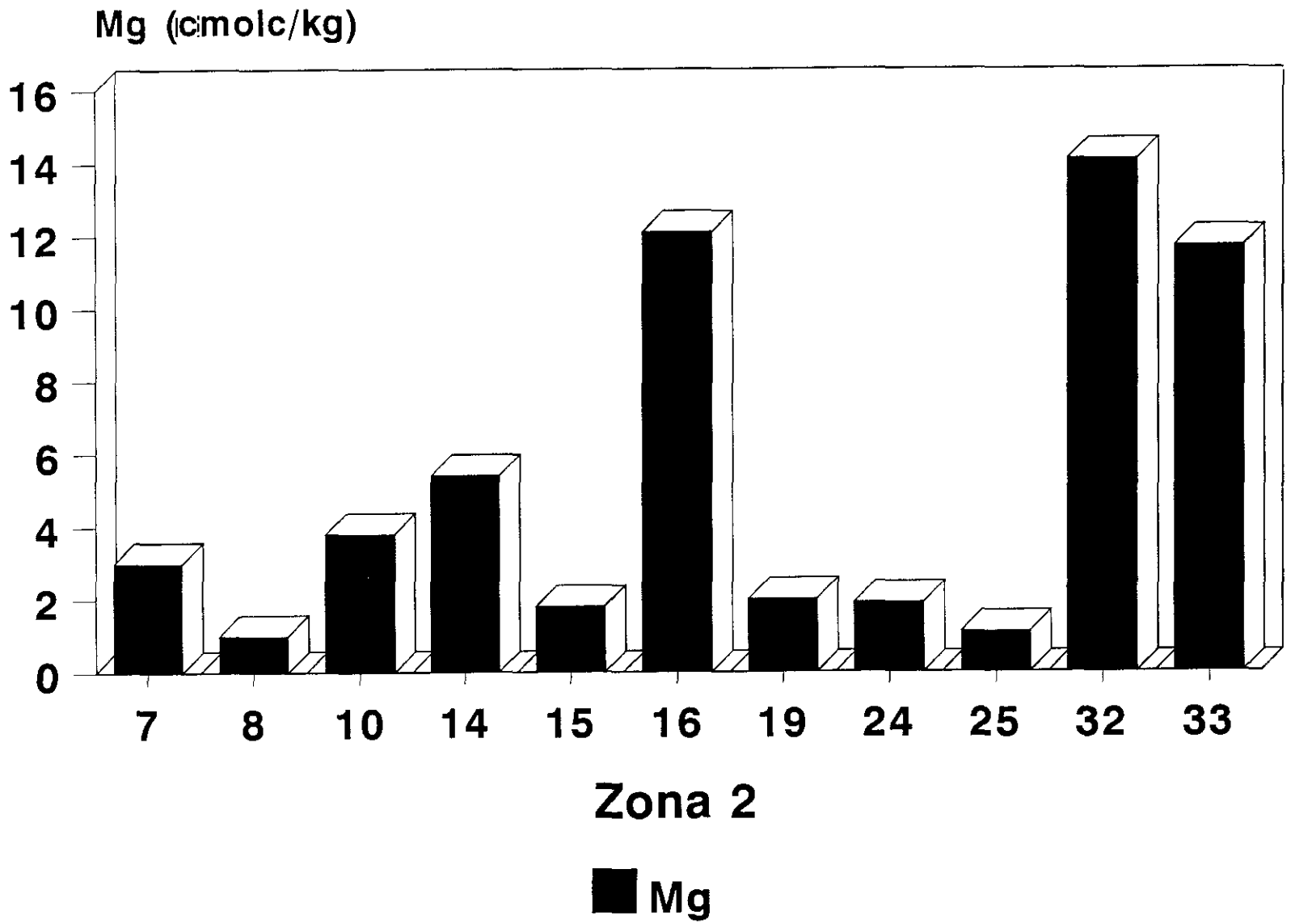


Figura 35

Cation de Cambio Na

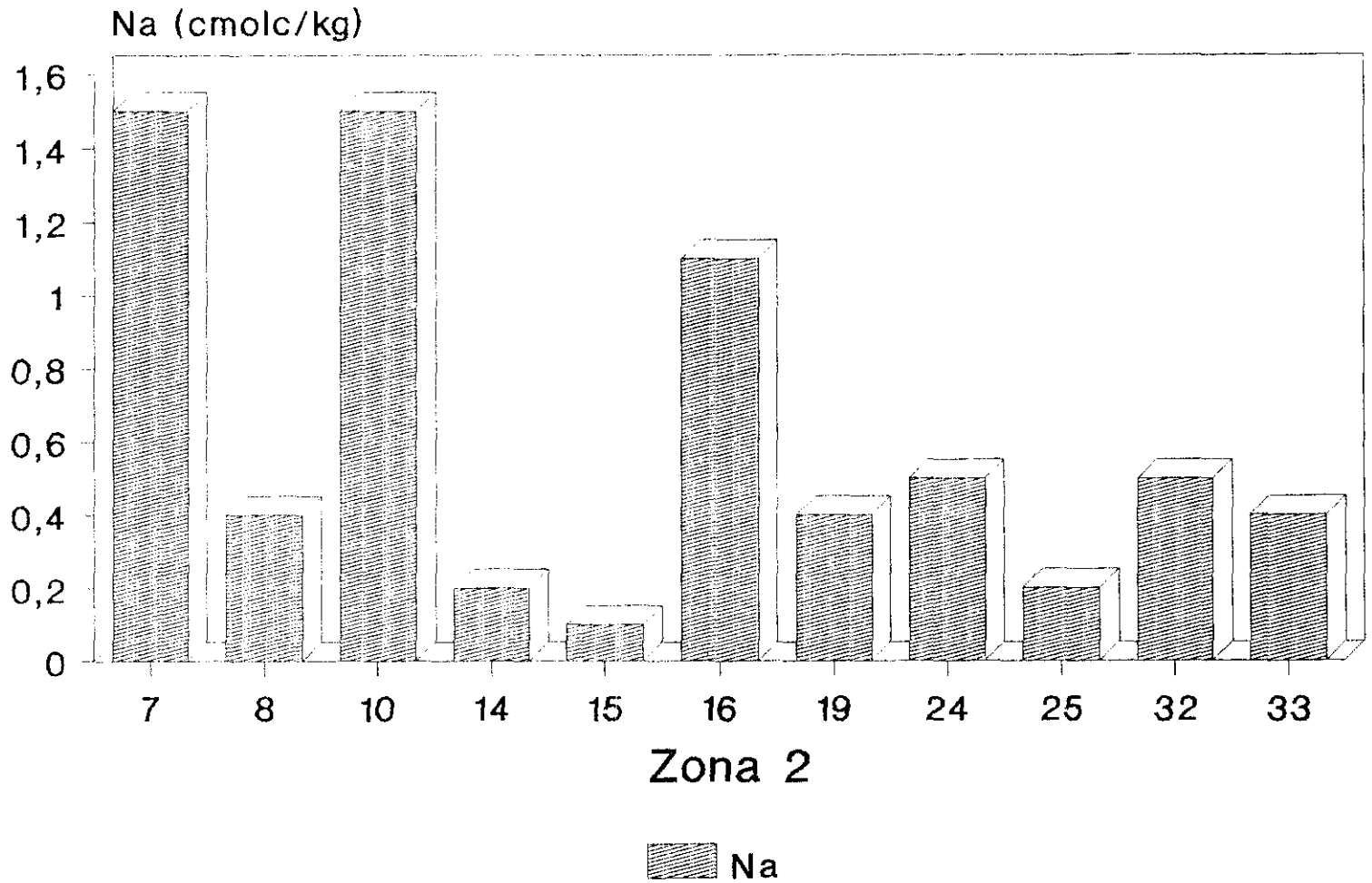


Figura 36

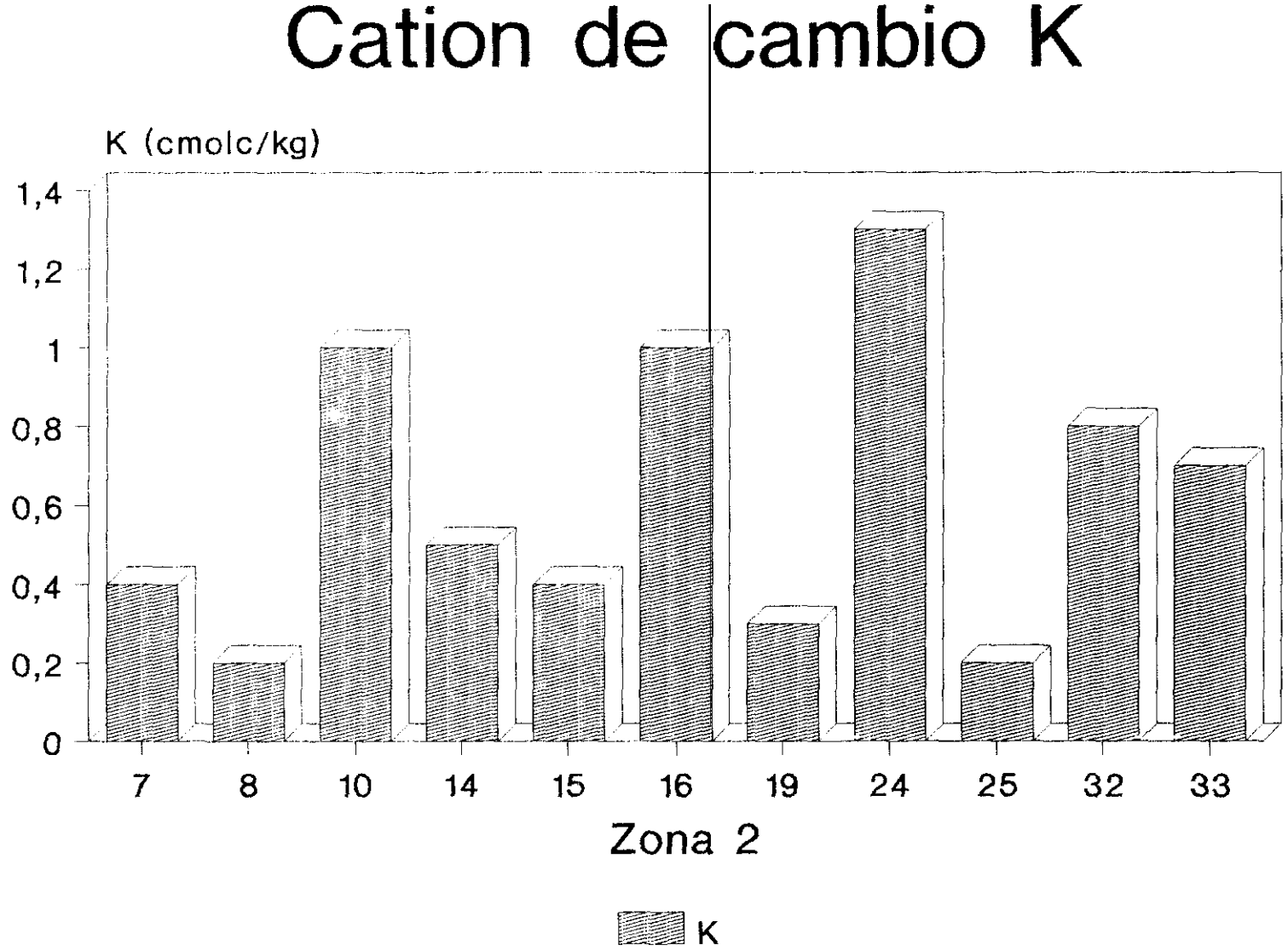

Cation de cambio K
K (cmolc/kg)
1,4
1,2
1
0,8
0,6
0,4
0,2
0
7
8
10
14
15
16
19
24
25
32
33
Zona 2
K

Figura 37

TABLA. 13
ZONA 2

Muestra	Perfil	Metales totales (mg/Kg) Pb	Zn	Cu	Cd	Metales de cambio (mg/Kg) Pb	Zn	Cu	Cd
A-7	Ap	193,8	199,6	95,1	1,248	3,46	7,93	3,40	0,074
A-8	Ap	38,6	204,5	38,6	0,732	3,52	3,49	1,26	0,054
A-10	Ap	92,5	35,4	6,4	2,294	1,42	1,11	1,22	0,137
A-14	Ap	34,1	183,0	124,9	0,328	1,35	1,45	0,22	0,070
A-15	Ap	60,7	56,1	16,3	0,115	1,67	2,30	0,47	0,081
A-16	Ap	593,0	867,1	212,5	0,890	3,38	7,74	4,03	0,123
A-19	Ap	53,7	55,3	75,4	0,145	1,29	3,45	3,47	0,038
A-24	Ap	44,2	48,0	13,7	0,073	0,13	0,75	0,47	0,023
A-25	Ap	62,6	39,0	34,0	0,591	8,56	2,45	0,72	0,034
A-32	Ap	121,7	288,0	169,4	2,211	0,47	0,35	0,22	0,029
A-33	Ap	59,8	170,9	53,6	0,182	1,37	0,23	0,17	0,039
A-40	Ap	37,0	88,4	41,0	0,726	5,45	0,38	0,54	0,026
A-53	Ap	305,2	356,0	117,8	2,142	5,43	11,66	1,62	0,047
A-54	Ap	345,7	34,0	34,4	4,665	9,69	4,52	1,08	0,103
Minimo		34,1	34,0	6,4	0,073	0,13	0,23	0,17	0,023
Maximo		593,0	867,1	212,5	4,665	9,69	11,66	4,03	0,137
Media		145,9	187,5	73,8	1,167	3,37	3,42	1,35	0,063
Desviación		163,4	220,8	62,5	1,282	2,95	3,46	1,32	0,037
Varianza		26.711,8	48.757,9	3.900,1	1,644	8,73	11,96	1,74	0,001

Pb total

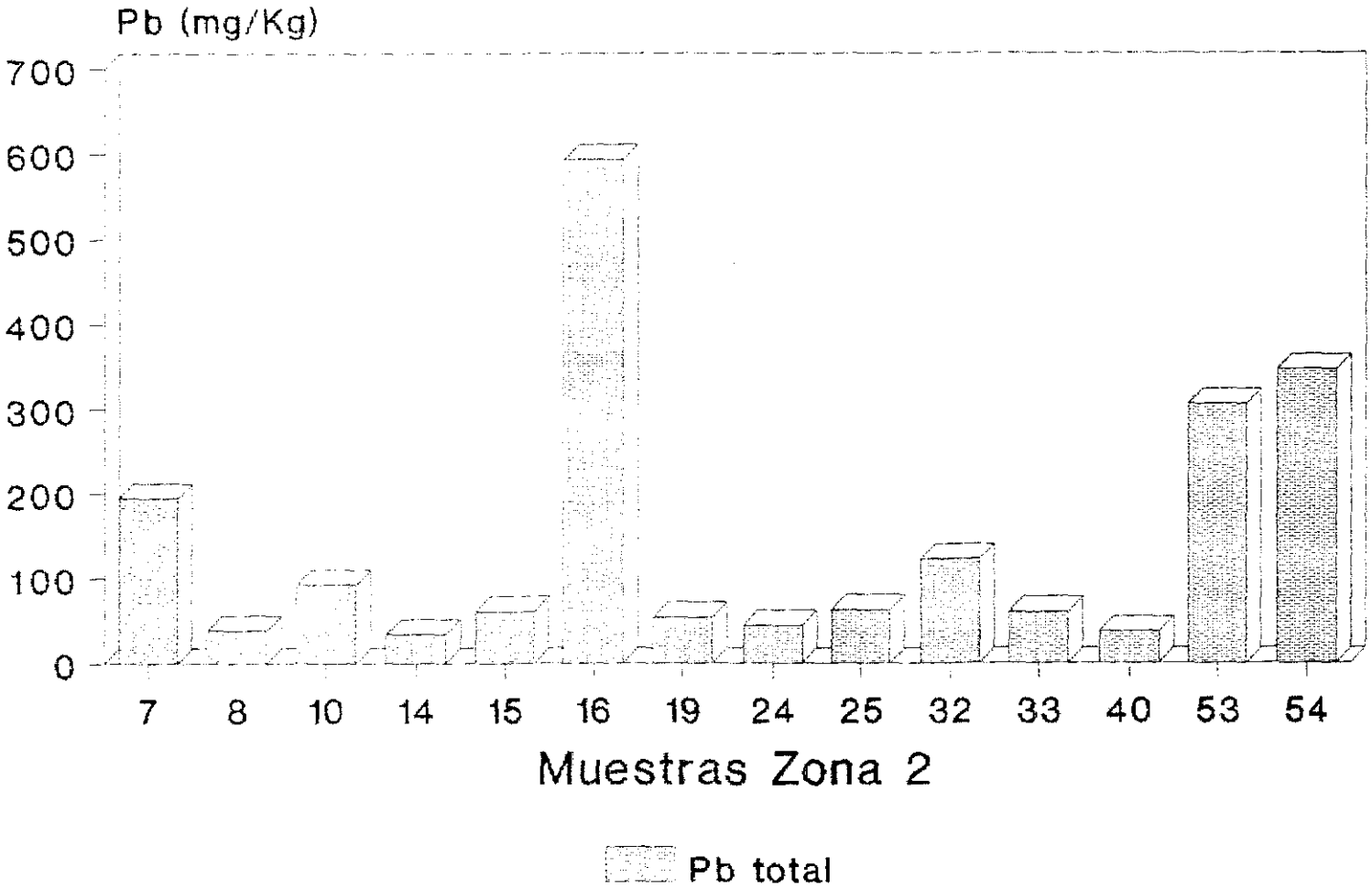


Figura 38

Pb cambio

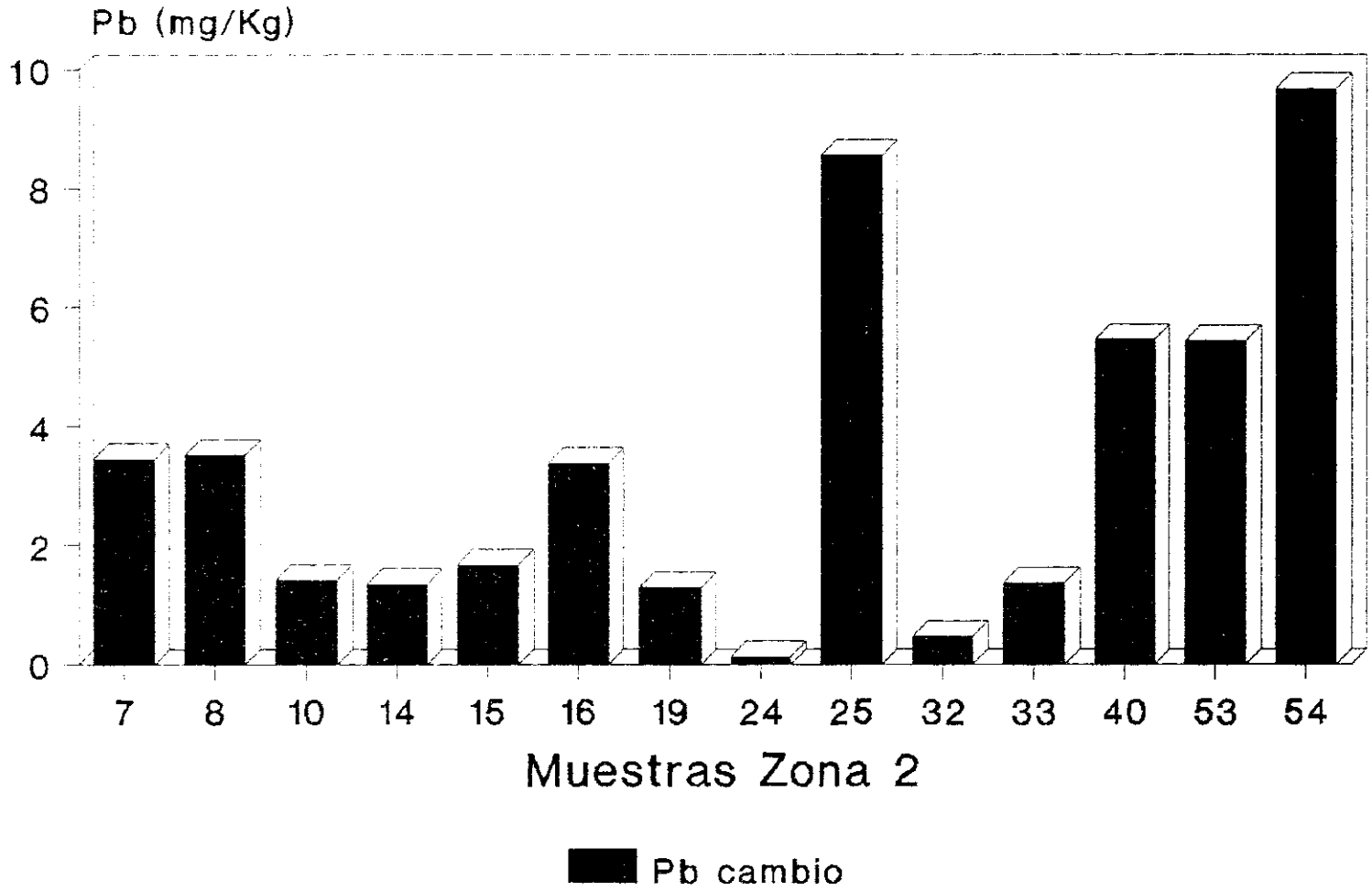


Figura 39

Zn total

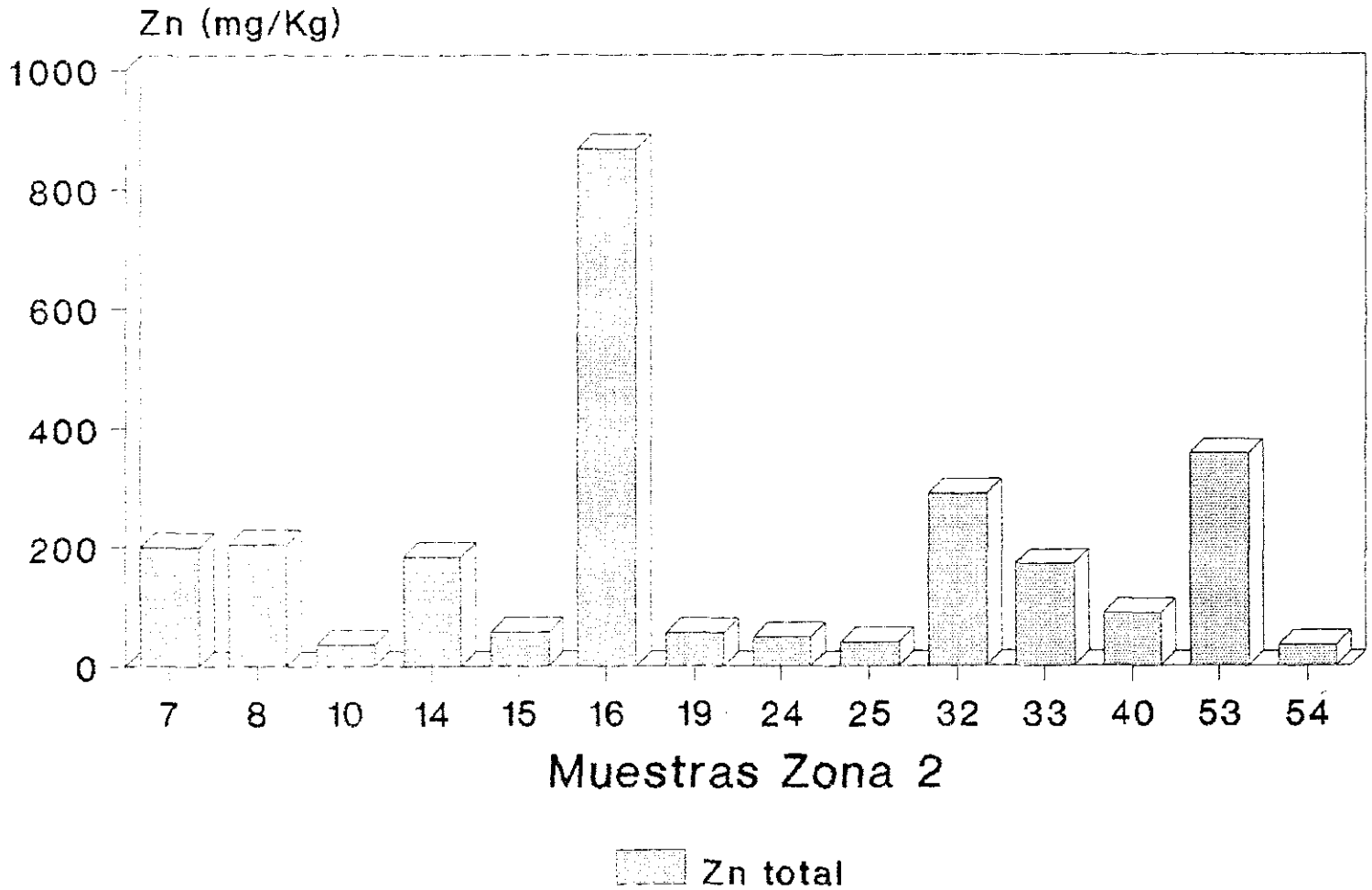


Figura 40

Zn cambio

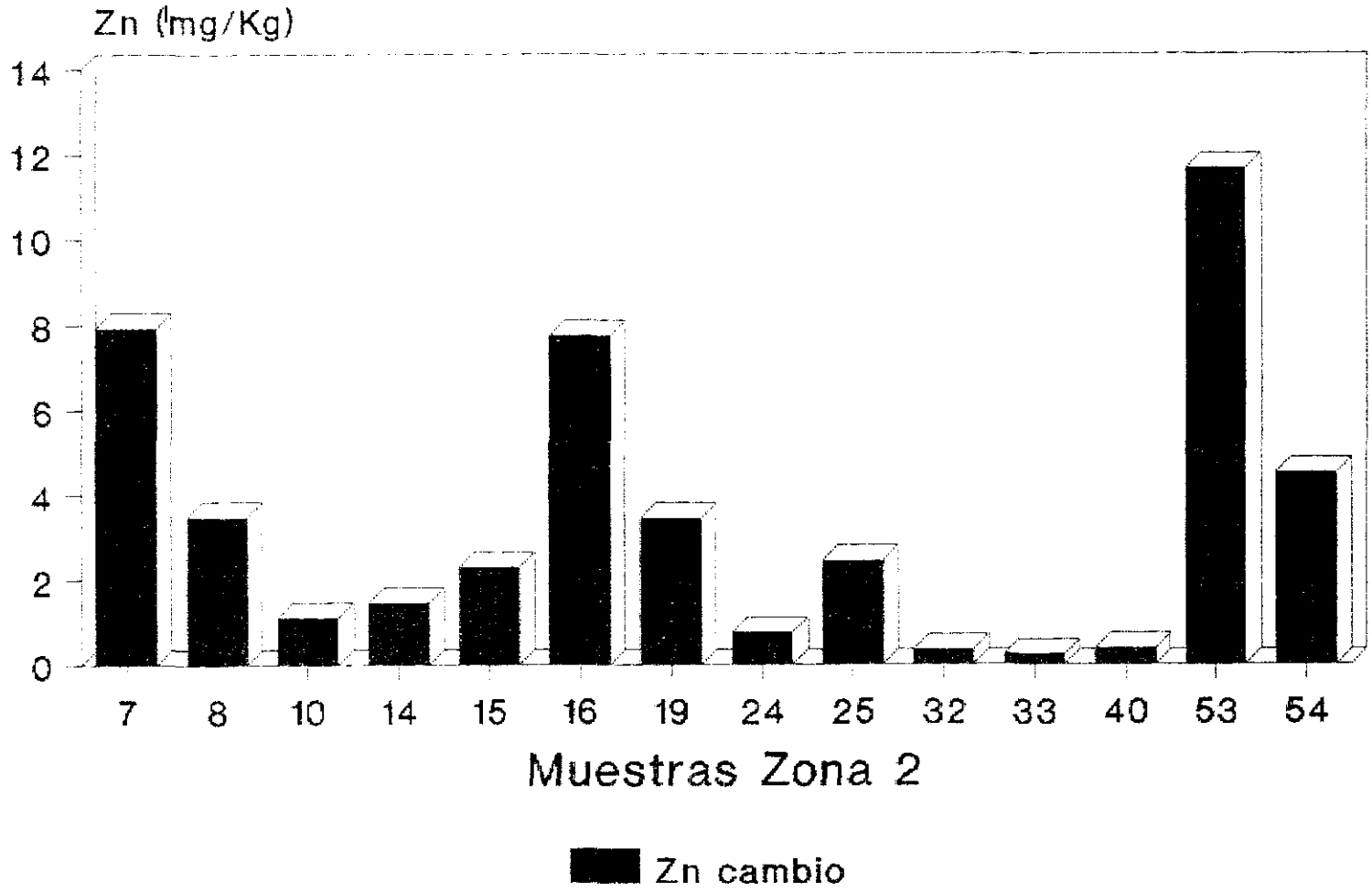


Figura 41

Cu total

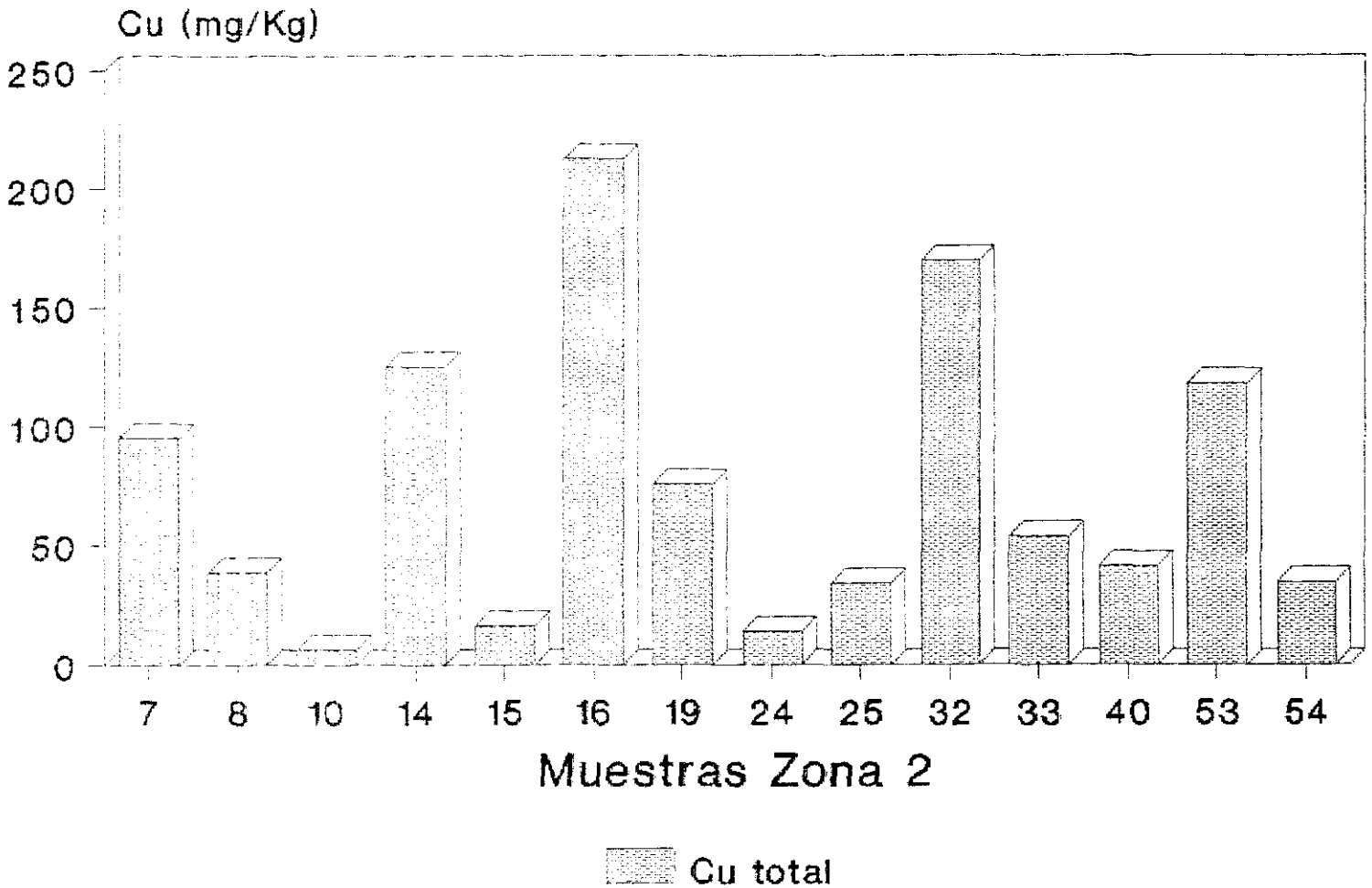


Figura 42

Cu cambio

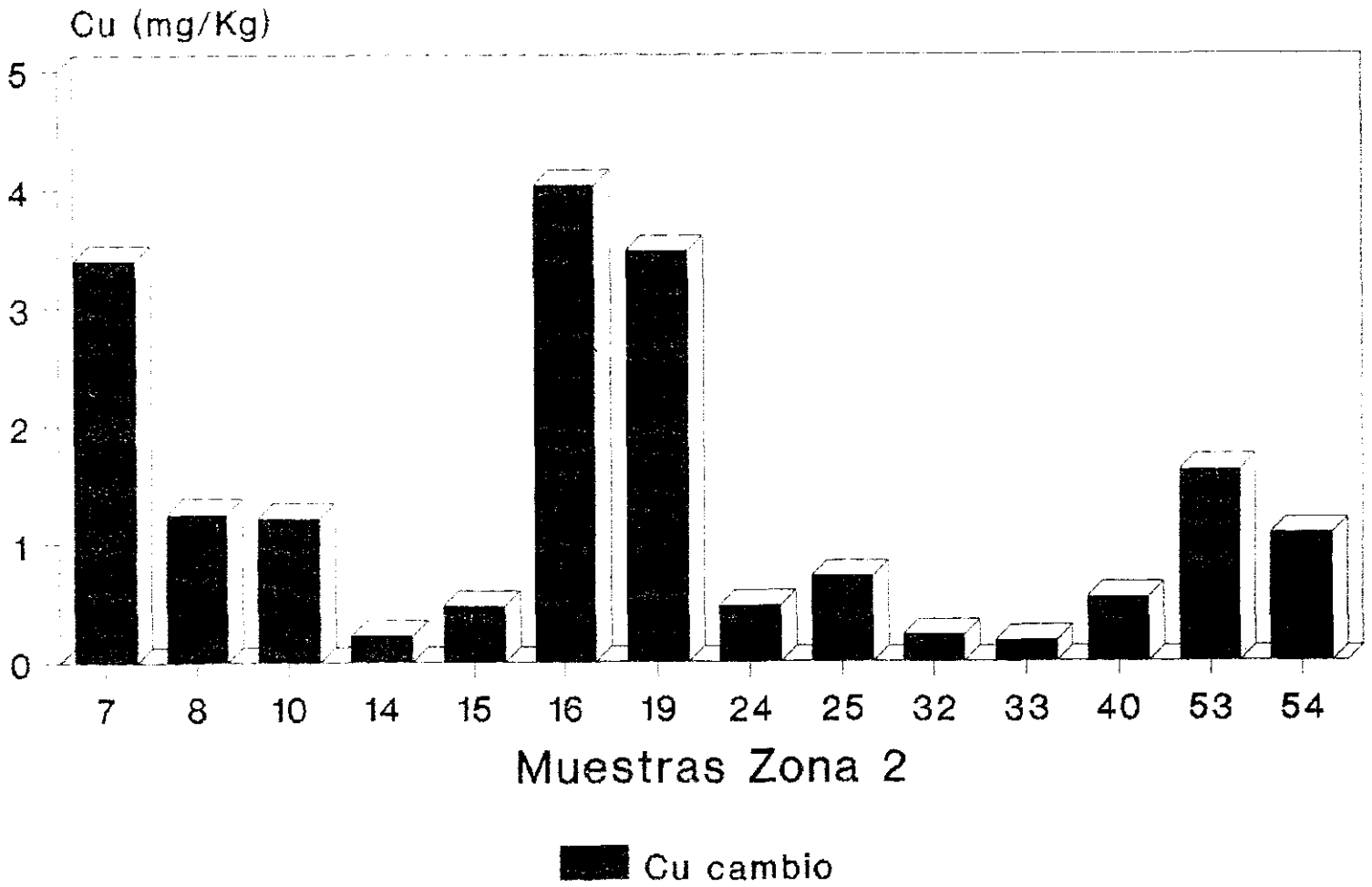


Figura 43

Cd total

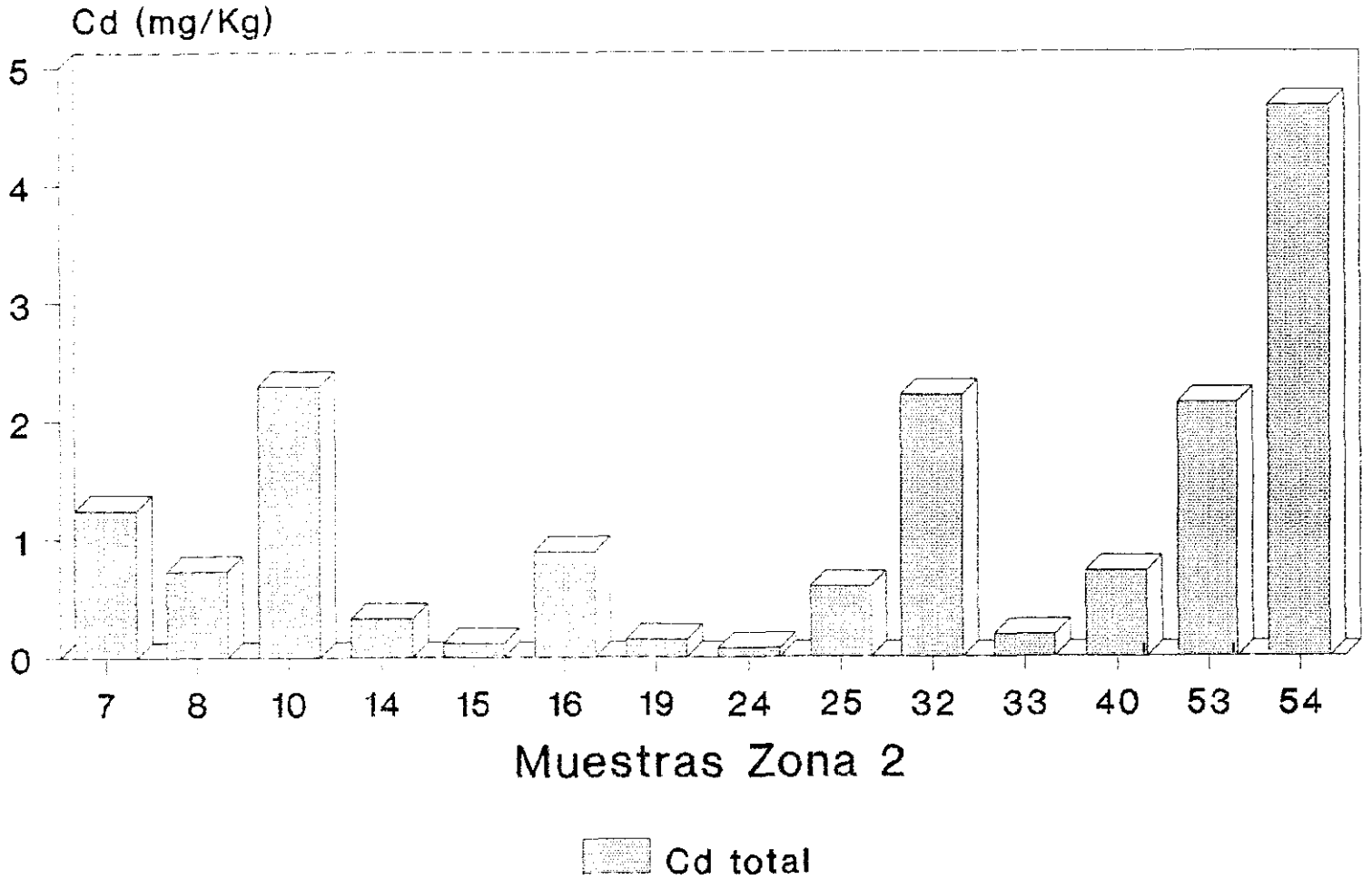


Figura 44

Cd cambio

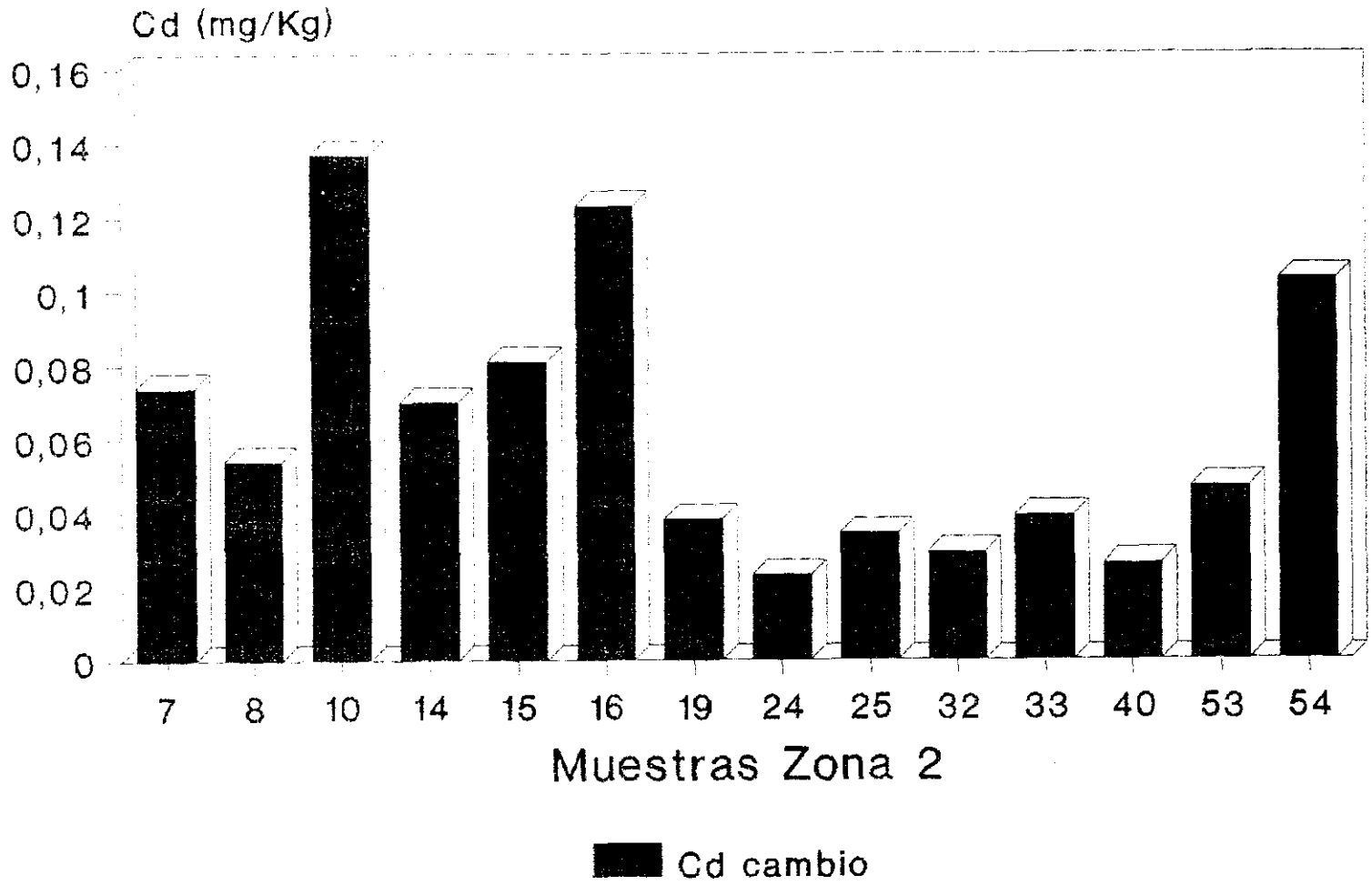


Figura 45

ZONA 2

TABLA . Matrices de correlacion.

	pH	$CaCO_3$	Carbono	Nitrogeno	Arcilla	Limo	Arena[1]	Pb_t	Zn_t	Cu_t	Cd_t
Pb_t	0,31	0,26	0,41	0,42	0,18	-0,27	0,013				
Zn_t	0,19	0,18	0,22	0,30	0,34	-0,37	0,11				
Cu_t	0,23	0,18	0,082	0,062	0,52	-0,34	-0,30				
Cd_t	0,48	0,13	0,53	0,023	0,37	0,54	-0,69				
Pb_c	-0,017	0,053	0,14	0,34	0,39	-0,11	0,44	0,34			
Zn_c	0,062	0,47	0,45	0,26	0,34	-0,018	0,32		0,53		
Cu_c	0,33	0,61	0,43	0,32	-0,31	-0,09	0,24			0,43	
Cd_c	0,30	0,30	0,47	0,20	-0,0032	0,26	-0,15				0'42

Arena[1] Arena fina y gruesa.

Tabla 16

con este parámetro y los metales totales y cambiables son significativas.

Con respecto al nitrógeno, las correlaciones establecidas con los metales en sus formas totales son significativas y positivas para el Pb total (r = 0'42), medianamente significativa para el Zn total (r = 0'30), no presentando correlación para el Cu y Cd total. Las formas cambiables presentan correlación medianamente significativa y directa entre el nitrógeno y Pb de cambio (r = 0'34), y de menor significación para el Cu cambiable (r = 0'32) y Zn cambiable (r = 0'27), siendo de escasa significación para el Cd de cambio.

Las correlaciones existentes entre las formas cambiables y totales de los metales pesados son en general altas, existiendo correlación significativa y directa para el Zn (r = 0'53), Cu (r = 0'43), y Cd (r = 0'42) y medianamente significativa para el Pb (r = 0'34).

VIII.3.- ZONA 3

VIII.2.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

Esta zona presenta una orientación SW-NE y como nucleo de población representativo se encuentra Alcorcón, que se caracteriza por el importante incremento en número de habitantes que ha experimentado en las últimas décadas, está ademas circundado por numerosos polígonos industriales, cuyas actividades constituyen focos de contaminación para los suelos de la zona. Este sector está recorrido por carreteras con intenso tráfico (carretera general de Extremadura, Alcorcón-Villaverde, Alcorcón-Leganés), lo que provoca una gran contaminación en los suelos colindantes.

En los análisis granulométricos de la zona 3, (Tabla 17 Figuras 46, 47 y 48) predomina la fracción arena, presentando un valor medio para la arena gruesa de 51'0 %, el intervalo está comprendido entre 37'6 y 63'2 %; para la arena fina el mínimo es de 16'7 y el máximo es de 36'5, con un valor medio de 24'8 %. El valor medio de la fracción limo es de 10'0, con un intervalo entre 5,6 y 17,4 %. La fracción arcilla presenta un máximo de 27'9, un mínimo de 6'8 y una media de 14'3 %.

Las muestras A-31 y A-22 presentan los valores máximos en la fracción arena gruesa.

La textura de esta zona obtenida a partir de los valores medios de las fracciones granulométricas (arena gruesa 51'1, arena fina 24'8, limo 10'0 y arcilla 14'3),es franco-arenosa.

La fracción arena (gruesa más fina), es superior a la media en un 55 % de muestras. Un 33 % de muestras presentan valores por encima de la media tanto para la fracción arcilla como para la fracción limo, correspondiéndo a la muestra A-12 el máximo contenido en arcilla más limo.

En la estructura de la fracción menor de 2mm, (Tabla 18), predomina el grado 1, y los términos debil y moderadamente debil, y el tipo es granular fino.

En la fracción mayor de 2mm, hay algo más de estructuración, grado 1 y grado 2 y el tipo es granular mediano.

La textura de estos suelos, más arenosa que en las zonas 1 y 2, dan idea del grado de evolución de los mismos en esta zona, menor que en las zonas anteriormente mencionadas, siendo la influencia de los materiales procedentes de la sierra más intensa. Los tipos de suelos representados en la zona son: Regosoles dístricos, Fluvisoles eútricos, Cambisoles eútricos, estando tambien presentes los Luvisoles (Monturiol y Alcalá del Olmo, 1990).

Se ha llevado a cabo el estudio de la fracción arcilla por difractometría de R-X, en preparaciones de agregados orientados, calentadas a 550°C y solvatadas con etilenglicol. En esta zona las muestras estudiadas presentan como minerales laminares mica-ilita en general mal cristalizadas excepto en A-9 y A-13, la caolinita aparece en pequeña proporción y con reflexiones muy abiertas. Trazas de interestratificados de tipo ilita-esmectita, en A-12. A-13 y A-26, de tipo ilita clorita en A-6 e ilita-vermiculita en A-9. La muestra A-6 presenta tambien trazas de cloritas.

Como minerales no laminares existe cuarzo y feldespato en todas las muestras y presencia de sales en A-6.

Los valores de pH en agua (Tabla 19, Figura 49), están compredidos entre 5'9 y 7'9, y el valor medio es de 6'8. Los pH en KCl, se encuentran entre un intervalo de 5'1 y 7'4 con un valor medio de 6'1. Las diferencias entre el pH en agua y el pH en KCl, no alcanzan la unidad salvo en las muestras A-27 y A-23. Los valores más bajos en agua los presentan las muestras A-50 y A-22.

El contenido en Carbonato cálcico de la zona (Tabla 19, Figura 50), presenta un mínimo de 17'8 g/kg, máximo de 270'0, siendo el valor medio de 53'5 g/kg, con un valor de la desviación por encima de la media (69'0). El valor máximo corresponde a la muestra A-9, y la muestra A-31 es la que presenta menor proporción.

Los valores de carbono son muy bajos (Tabla 19, Fig. 51), debido en parte a las prácticas agrícolas y a la textura, están comprendidos entre 1'1 y 9'8 g/kg, el valor medio es de 4'6 g/kg; la muestra A-12 contiene el máximo de carbono.

Los valores de nitrógeno son bajos (Tabla 19, Figura 52), y comprendidos entre 0'4 y 2'1 g/kg con un valor medio de 0'9. Los valores máximos se presentan en las muestras A-12 y A-13 que son las que tienen la mayor cantidad de carbono; la muestra A-12 corresponde a un suelo cultivado con remolacha de mesa, embasurado con estiercol, suelo muy aireado, de textura franco-arcillo-arenosa, muy mullido, con gusanos y otros invertebrados. La muestra A-13 corresponde a un suelo muy embasurado, fuertemente tratado con los mismos herbicidas e insecticidas que la A-12: (N(diclor, 3-4 Fenil), N-metoxi-N-metil Urea y una acetanilida en líquido y el insecticida Sistematon-46).

La capacidad total de cambio (Tabla 20, Figura 53), presenta unos valores comprendidos entre 5'2 y 32'1, y una media de 11'7 $cmol_c/kg$, el máximo corresponde a la muestra A-12, y coincide con un elevado contenido en arcilla, responsable del valor de la capacidad de cambio.

El Ca^{2+} de cambio, se encuentra (Figura 54) comprendido entre 11'1 y 1'0, con un valor medio de 5'1$cmol_c/kg$; el valor máximo lo presenta la muestra A-12. El Mg^{2+} de cambio (Figura 55), se encuentra dentro de un intervalo de 0'3 a 15'0 $cmol^c/kg$, con un valor medio de 3'6, los máximos corresponden a las muestras A-12 y A-13. En la muestra A-13 el valor del magnesio de cambio, supera al calcio de cambio, siendo iguales los valores para los dos en la A-12.

El Na^+ de cambio presenta valores muy bajos comprendidos (Figura 56) entre 0'1 y 1'5 $cmol_c/kg$, con una media de 0'6, el valor máximo corresponde a la muestra A-12. Los valores del K^+ de cambio (Fig. 57), están comprendidos dentro de un intervalo de 8'1 y 0'1 con valor medio de 1'4 $cmol_c/kg$, los valores más elevados lo presentan las muestras A-23 y A-12.

En relación a la suma de bases, la media es de 10'7 $cmol_c/kg$, con un máximo de 26'7 para la muestra A-12 y un mínimo de 3'7 para A-22· predominan los cationes de cambio divalentes sobre los monovalentes.

Se trata de suelos en general, con porcentaje de saturación superior a 52, que concuerdan con los valores de pH obtenidos.

VIII.3.2.- Resultados y discusión de Metales Pesados.

Los contenidos en Pb total en esta Zona (Tabla 21, Figura 58), no son elevados (comparándolos con los de la zona 1 y la zona 2), el máximo es de 83'6 mg kg^{-1}, el mínimo es de 14'4 y el valor medio es de 43'5 mg kg^{-1} El 33% de las muestras presentan valores por encima de la media, y corresponden a las muestras A-9 con un 83'6 mg kg^{-1}, A-6 con 67'4, A-13 con 54,5 y la A-26 con un 52'2 mg kg^{-1}. La muestra A-9 está situada muy cerca de Carabanchel en la carretera de Leganés, con cultivo de cebada. Las muestras A-6 y A-13 están próximas a Alcorcón en la carretera a Leganés, con cultivo de trigo y A-26 presenta cultivo de cebada, siendo en todas ellas las características texturales semejantes, con predominio de la fracción arena.

Los valores del Pb de cambio (Tabla 21, Figura 59), se encuentran entre 5'58 y 0'30 mg kg^{-1}, con una media de 1'81 mg kg^{-1}, y una desviación próxima a la media. El 33 % de las muestras presentan valores de Pb de cambio por encima de la media. Los máximos contenidos, se encuentran en las muestras A-50 (5'58 mg kg^{-1}), A-51 (4'67 mg kg^{-1}) y A-26 (3'81 mg kg^{-1}).

La muestra A-51 está situada en la carretera de Extremadura, próxima a Alcorcón con un elevado valor en Pb de cambio que se corresponde con el valor más bajo de Pb total de la zona (14'4 mg kg^{-1}), siendo cambiable un 32'5 % del plomo total, en la muestra A-50 el máximo porcentaje de plomo cambiable solo representa el 15 % del plomo total.

Las proporciones de Zn total (Figura 60), de los suelos de la zona presenta un máximo de 143'2 y un mínimo de 21'9 mg kg^{-1}, siendo el valor medio de 57'5. Un 41 % de las muestras tienen contenidos en Zn total por encima de la media. Los mayores contenidos corresponden a las muestras A-31 (143'2 mg kg^{-1}), A-12 (88'4 mg kg^{-1}) y A-9 (84'9 mg kg^{-1}). La muestra A-31 está próxima a la carretera de Extremadura, de textura arenosa-franca, está dedicada a cultivos de huerta, muy abonada y situada en zona topograficamente deprimida por lo que es favorable a la acumulación de elementos. La muestra A-12, suelo de textura franco-arcillo-arenosa, está dedicada tambien a cultivos hortícolas, remolacha de mesa, muy mullida, con abundantes invertebrados como gusanos. La muestra A-9, localizada a 3 Km de la carretera de Carabanchel, con textura franco-arenosa, está dedicada a cultivo de cereales (cebada).

Los contenidos en Zn de cambio (Figura 61), están comprendidos entre 17'25 y 0'28 mg kg^{-1}, con una media de 4'15. El 25 % de las muestras tienen valores por encima de la

media. El valor máximo lo presenta la muestra A-12 (17'25 mg kg^{-1}), que se corresponde con un Zn total de 88'4 mg kg^{-1}; representando el Zn de cambio respecto al Zn total el 19'5 %. Tambien presenta una elevada proporción en Zn de cambio la muestra A-26 con 8'70 mg kg^{-1} correspondiéndose con un valor relativamente bajo (inferior a la media) de Zn total 43'4 mg kg^{-1}, siendo la relación Zn cambio/Zn total de 20 %. La muestra A-31, con la máxima proporción de Zn total 143'2 mg kg^{-1}, tiene una fracción cambiable que no llega al 1 % del total.

Los contenidos de Cu total (Figura 62), presentan un máximo de 268'0 mg kg^{-1}, y un mínimo de 4'1, el valor medio es de 46'1 mg kg^{-1}. La muestra A-31 con el valor máximo (268'0 mg kg^{-1}) en Cu total ya fué descrita por presentar el máximo contenido en Zn total. La muestra A-9 (81'6 mg kg^{-1}), ya citada por su contenido en Zn total, presenta un valor en Cu total elevado.

El Cu de cambio de la zona (Figura 63), tiene un valor medio de 0'93 mg kg^{-1}, el máximo 3'47 mg kg^{-1} corresponde a la muestra A-22, suelo de textura arenosa-franca, con cultivo de cereales (cebada), próximo a la carretera de Alcorcón; el valor mínimo lo presenta la muestra A-12 con 0'15 mg kg^{-1}. El 25 % de las muestras tienen valores por encima de la media.

No se observa correspondencia entre el Cu total y el Cu de cambio, de tal manera que los tres máximos valores de Cu de cambio coinciden con valores de Cu total que se encuentran por debajo de la media.

Los contenidos de Cd total (Figura 64), están comprendidos entre 5'740 y 0'053 mg kg^{-1} con media de 1'443 mg kg^{-1}. El 25 % de las muestras presentan valores por encima de la media. Las muestras A-27 y A-31 son las de mayores contenidos: la A-27 (5'740 mg kg^{-1}), corresponde a un suelo de textura franco-arcillo-arenosa, se ubica en un cruce de caminos y se encuentra en barbecho, y la muestra A-31 (4'988 mg kg^{-1}), ya citada por sus elevados contenidos en Zn y Cu total, con cultivo de huerta, está situada en zona morfologicamente deprimida.

Los contenidos de Cadmio de cambio (figura 65), se encuentran entre un máximo de 0'331 y un mínimo de 0'014 y la media es de 0'103 mg kg^{-1}. Un 33 % de muestras presentan valores por encima de la media. Los máximos de Cd de cambio corresponden a las muestras A-12 (0'331 mg kg^{-1}), que representan un 24 % del Cd total y A-31 (0'313 mg kg^{-1}), que representa el 6% del total, ambas ya citadas por sus contenidos máximos en otros elementos:

A-12 en Zn de cambio, y A-31, en Zn, Cu y Cd total, tabla 22.

Muestra	Pb	Zn	Cu	Cd
A-6	+			+
A-9	+	+	+	
A-12		+		
A-27				+
A-31		+	+	+

Tabla.- 22. Muestras con elevados contenidos en metales pesados.

La proximidad a carreteras de los suelos puede originar elevada concentración en Pb y Cd en ellos, los tratamientos agrícolas incrementan por lo general los contenidos en Zn y Cu, y las industrias metálicas suelen incrementar los contenidos en metales de los suelos de la zona

Se han analizado los fragmentos de rocas encontrados en la fracción mayor de 2 mm con el fin de establecer las relaciones entre la roca y el suelo. Los valores medios obtenidos para los metales pesados son: Pb total 20'0, Zn total 18'7, Cu total 4'6, Cd total 0'093 mg kg^{-1}. Se han establecido las razones entre valores máximos y medias de estos elementos en suelos y las concentraciones correspondientes a rocas (Tabla 23), de esta manera se obtienen datos que pueden dar idea de la variación de los elementos en el proceso de formacion del suelo y posibles aportes.

Tabla 23. Relación metal suelo/metal material original.

SUELO	PLOMO	CINC	COBRE	CADMIO
Máximo	83'6	143'2	268'0	5'740
Media	43'5	57'5	46'1	1'443
ROCA				
Media	20'0	18'75	4'61	0'093
SUELO/ROCA				
Máximo	4'2	7'6	58'1	61'7
Media	2'2	3'1	10'0	15'5

Se observa un enriquecimiento en suelo con respecto a roca según la secuencia: Cd > Cu >> Zn >Pb, que podría ser debido no solo a causas edáficas sino tambien a factores contaminantes.

VIII.3.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados y formas Cambiables.

Se han establecido las correlaciones (Tabla 24), entre los distintos parámetros edáficos (pH, fracción arcilla, limo, arena, carbono y nitrógeno) con los metales totales y metales de cambio.

En cuanto a las fracciones granulométricas y los metales pesados totales, se puede decir que: la fracción arcilla presenta correlación medianamente significativa y negativa con el Cu total (r = - 0'36), y sin correlación con el Pb, Zn y Cd total.

Con relación a las formas cambiables, hay en general, una mayor correlación que la encontrada entre la arcilla y los contenidos totales de los metales pesados; la correlación es significativa y directa con el Zn cambiable (r = 0'55), medianamente significativa y positiva con el Cd de cambio (r = 0'32), medianamente significativa y negativa con el Cu cambiable (r = -0'32) y de escasa significación con el Pb de cambio.

La fracción limo y los contenidos totales de los elementos presentan correlación

significativa y positiva con el Pb total (r = 0'69), escasa significación con el Zn total y no existiendo correlación con el Cu y Cd total.

Entre las formas cambiables de los elementos y la fracción limo existe una correlación significativa y negativa para el Cu de cambio (r = -0'44), poco significativa para el Cd cambiable (r = 0'27), y con el Pb de cambio (r = -0'27) y de menor significación con el Zn de cambio.

Existe correlación medianamente significativa y negativa entre la fracción arena y el Pb total (r = -0'39), de menor significación con el Cu total (r = 0'29) y de baja significación y negativa para el Cd y el Zn total.

Entre la fracción arena y las formas cambiables de los metales existe correlación significativa y directa con el Cu cambiable (r = 0'44), significativa y negativa con el Zn cambiable (r = -0'50), medianamente significativa y negativa para el Cd cambiable (r = -0'37), y sin correlacionar con el Pb de cambio. En general las formas cambiables están mejor correlacionadas que las formas totales con la fracción arena.

Con relación al pH, las formas totales presentan una correlación medianamente significativa y directa con el Zn total (r = 0'30), de menor significación para el Pb total (r = -0'27), y de escasa significación con el Cu total, no encontrándose correlación para el Cd total. Entre el pH y las formas cambiables existe correlación significativa y directa con el Cd de cambio (r = 0'55), Zn de cambio (r = 0'45) y medianamente significativa y negativa con el Pb cambiable (r = -0'37) y poco significativo con el Cu cambiable (r = -0'26). Las formas cambiables de los metales y el pH manifiestan una buena correlación en general.

Establecidas las correlaciones entre el nitrógeno y los metales pesados totales, solo existe una baja correlación con el Zn total (r = 0'16), mientras con el Pb total, Cu total y Cd total no existe correlación.

Las formas cambiables de los metales presentan una buena correlación con el nitrógeno siendo significativa y directa para el Zn de cambio (r = 0'77) y Cd de cambio (r = 0'64), poco significativa y negativa con el Pb de cambio (r = -0'26), y de escasa significación con el Cu cambiable.

Las correlaciones existentes entre el carbono con los metales pesados totales presentan valores de coeficientes significativos y positivos con el Pb total (r = 0'53), medianamente significativos y negativos con el Cu total (r = -0'37), de baja significación con el Cd total (r = -0'25), no existiendo correlación para el Zn total.

ZONA 3

TABLA 17. Análisis granulométrico (%) y texturas

Muestra	Horiz.	Arena Gruesa	Arena Fina	Limo	Arcilla	Texturas
A-6	Ap	45,3	18,1	17,4	19,2	Franco arenosa
A-9	Ap	47,7	24,1	16,4	11,8	Franco arenosa
A-12	Ap	41,8	16,7	13,6	27,9	Franco arcillo arenosa
A-13	Ap	60,3	21,7	6,3	11,7	Arenosa franca
A-22	Ap	62,6	21,9	5,6	9,9	Arenosa franca
A-23	Ap	55,4	30,3	7,5	6,8	Arenosa franca
A-26	Ap	44,8	36,5	8,3	10,4	Arenosa franca
A-27	Ap	37,6	32,7	5,8	23,9	Franco arcillo arenosa
A-31	Ap	63,2	20,8	8,7	7,3	Arenosa franca
Mínimo:		37,6	16,7	5,6	6,8	
Máximo:		63,2	36,5	17,4	27,9	
Media:		51,0	24,8	10,0	14,3	Franco arenosa
Desviación:		9,6	6,8	4,6	7,5	
Varianza:		91,9	46,8	21,3	56,7	

Arena gruesa

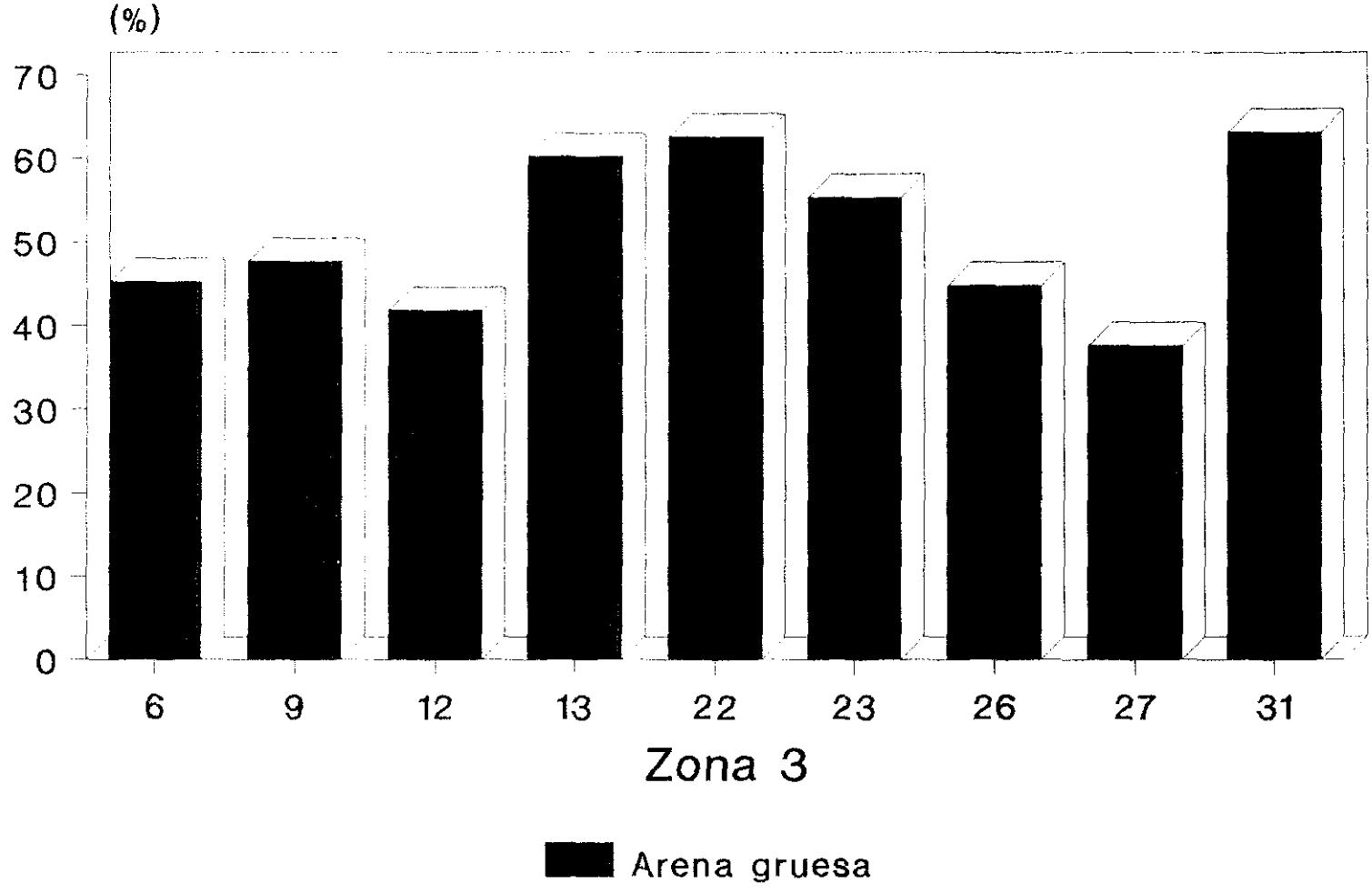


Figura 46

Arena fina

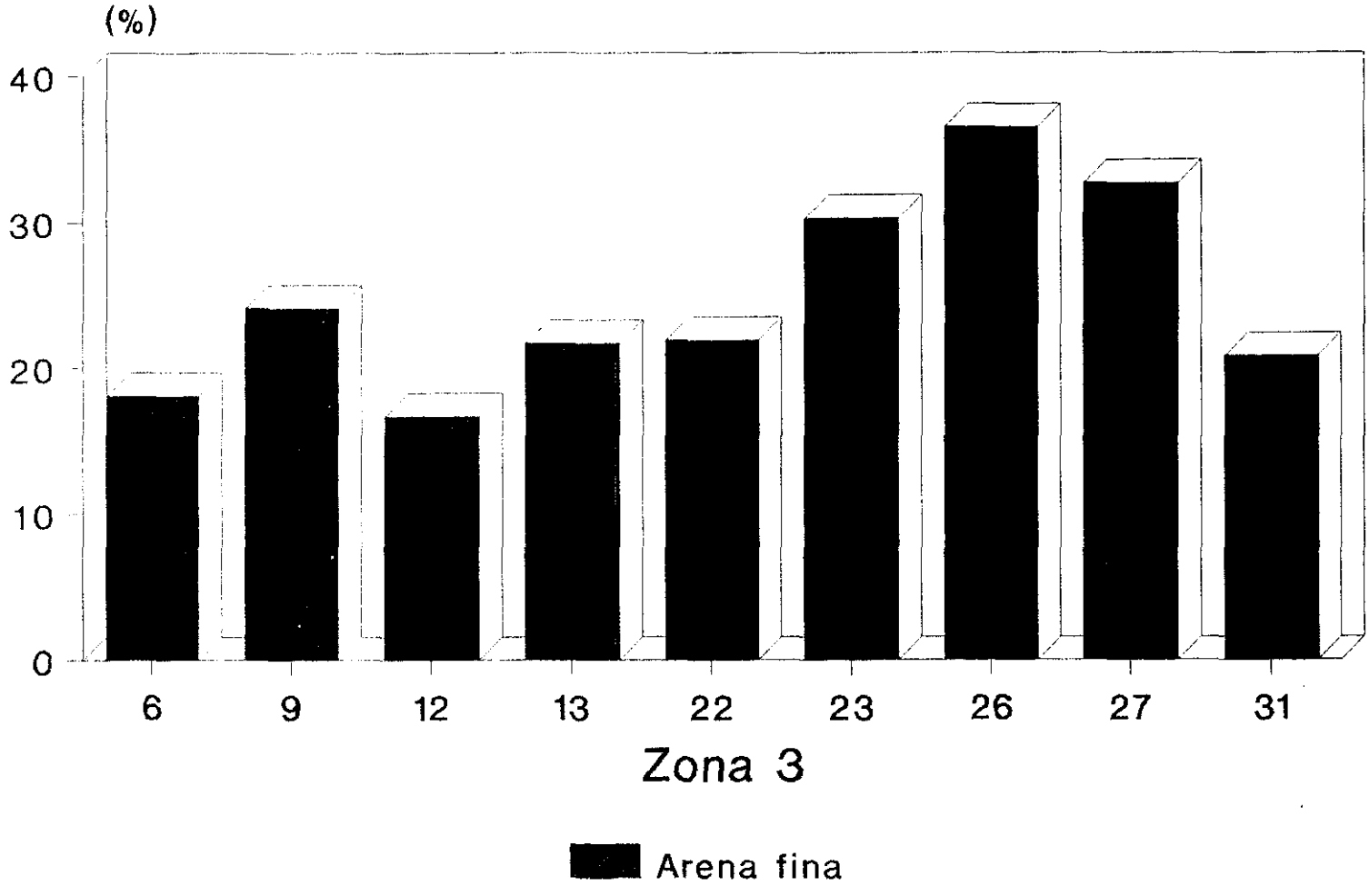


Figura 47

Limo y Arcilla

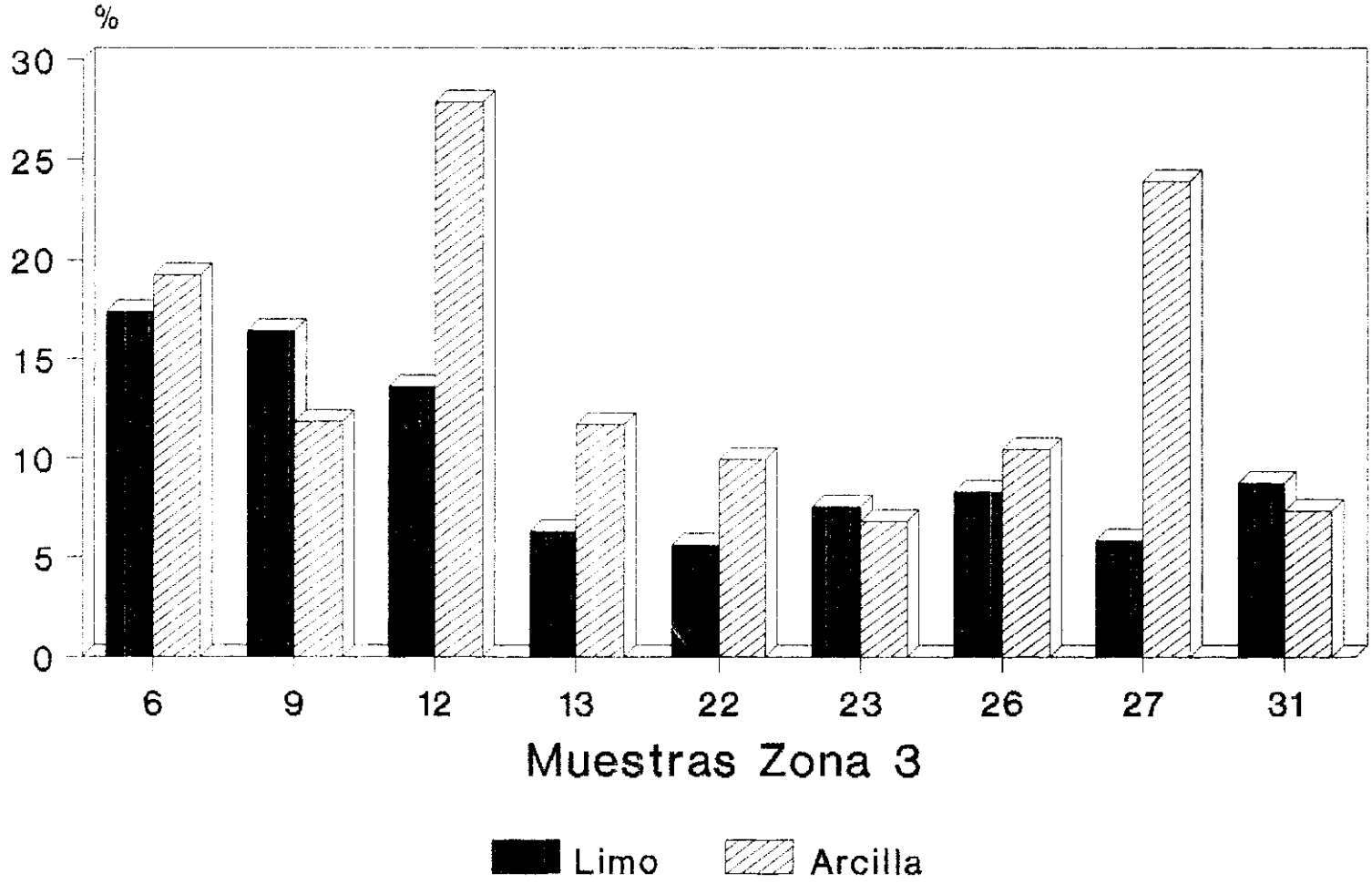


Figura 48

ZONA 3

TABLA 18. Estructuras: grado, tipo y clase.

Muestra	Horiz.	Grado		Tipo y Clase.	
		Frac.< 2mm	Frac. > 2mm	Fracción < 2mm	Fracción > 2mm
A-6	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-1,débil	Granular fina	Granular mediana
A-9	Ap	Grado-1,moderadamente débil	Grado-1,débil	Granular fina	Granular mediana
A-12	Ap	Grado-2,moderado	Grado-2,moderado	Granular fina	Granular mediana
A-13	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-2,moderado	Granular muy fina	Granular mediana
A-22	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-0,sin estructura	Granular muy fina	Granular mediana
A-23	Ap	Grado-1,moderadamente débil	Grado-1,débil	Granular fina	Granular mediana
A-26	Ap	Grado-2,moderado	Grado-2,moderado	Granular fina	Granular mediana
A-27	Ap	Grado-2,moderado	Grado-3,fuerte	Granular fina	Granular mediana
A-31	Ap	Grado-1,muy débil	Grado-0,sin estructura	Granular muy fina	Granular fina

ZONA 3

TABLA 19. Valores de pH. Contenidos en CaCO3, Carbono y Nitrógeno (g/kg).

Muestra	Horiz.	pH H2O	pH KCl	CaCO3	C	N	C/N
A-6	Ap	6,2	5,8	41,6	6,8	0,6	11
A-9	Ap	6,7	6,4	270,0	6,6	0,6	11
A-12	Ap	7,9	7,4	34,0	9,8	2,1	5
A-13	Ap	7,5	7,3	19,2	8,7	1,7	5
A-22	Ap	6,0	5,1	37,0	2,1	0,4	5
A-23	Ap	6,8	5,8	57,8	2,0	0,5	4
A-26	Ap	6,2	5,3	30,4	1,9	0,5	4
A-27	Ap	6,4	5,1	33,6	2,4	0,5	5
A-31	Ap	7,3	6,4	17,8	1,1	0,9	1
A-50	Ap	5,9					
A-51	Ap	7,1					
A-52	Ap	7,9					
	Mínimo:	5,92	5,10	17,80	1,10	0,40	1,22
	Máximo:	7,90	7,40	270,00	9,80	2,10	11,33
	Media:	6,82	6,10	60,16	4,60	0,87	5,69
	Desvia:	0,71	1,44	79,58	3,36	0,61	3,33
	Varian:	0,50	2,08	6333,35	11,26	0,37	11,10

pH en agua y pH en KCl

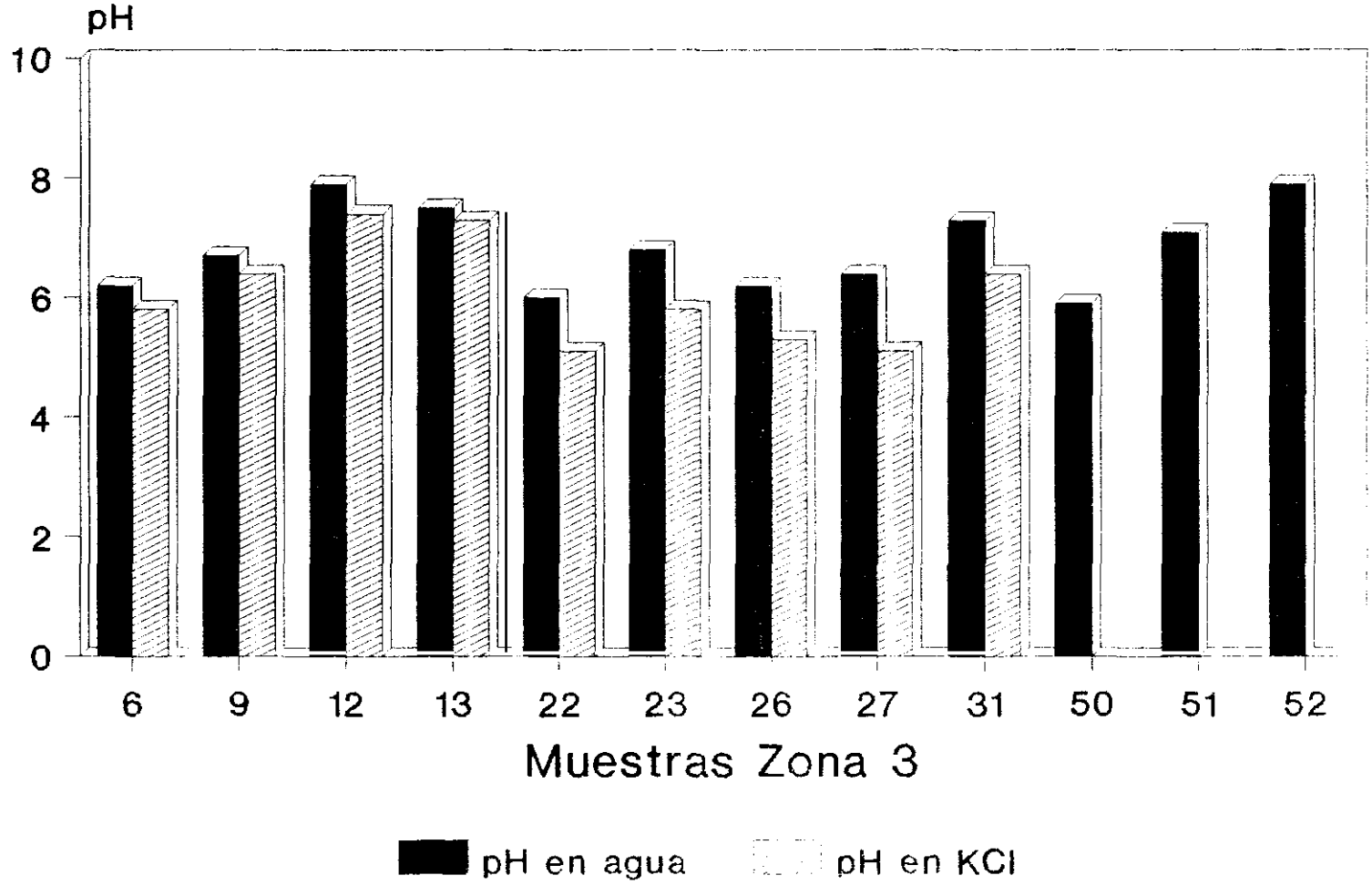


Figura 49

Carbonato Cálcico

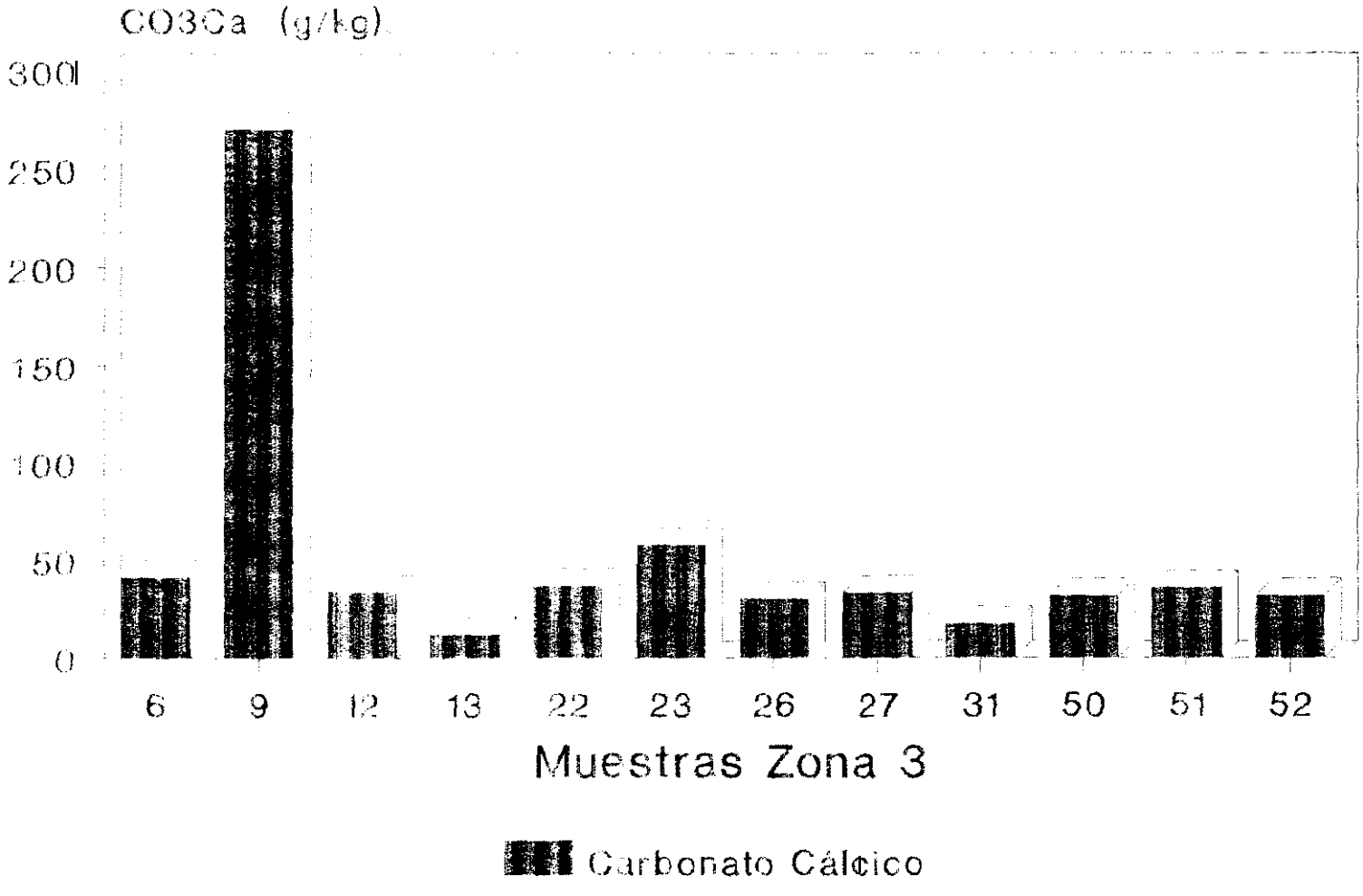


Figura 50

Carbono

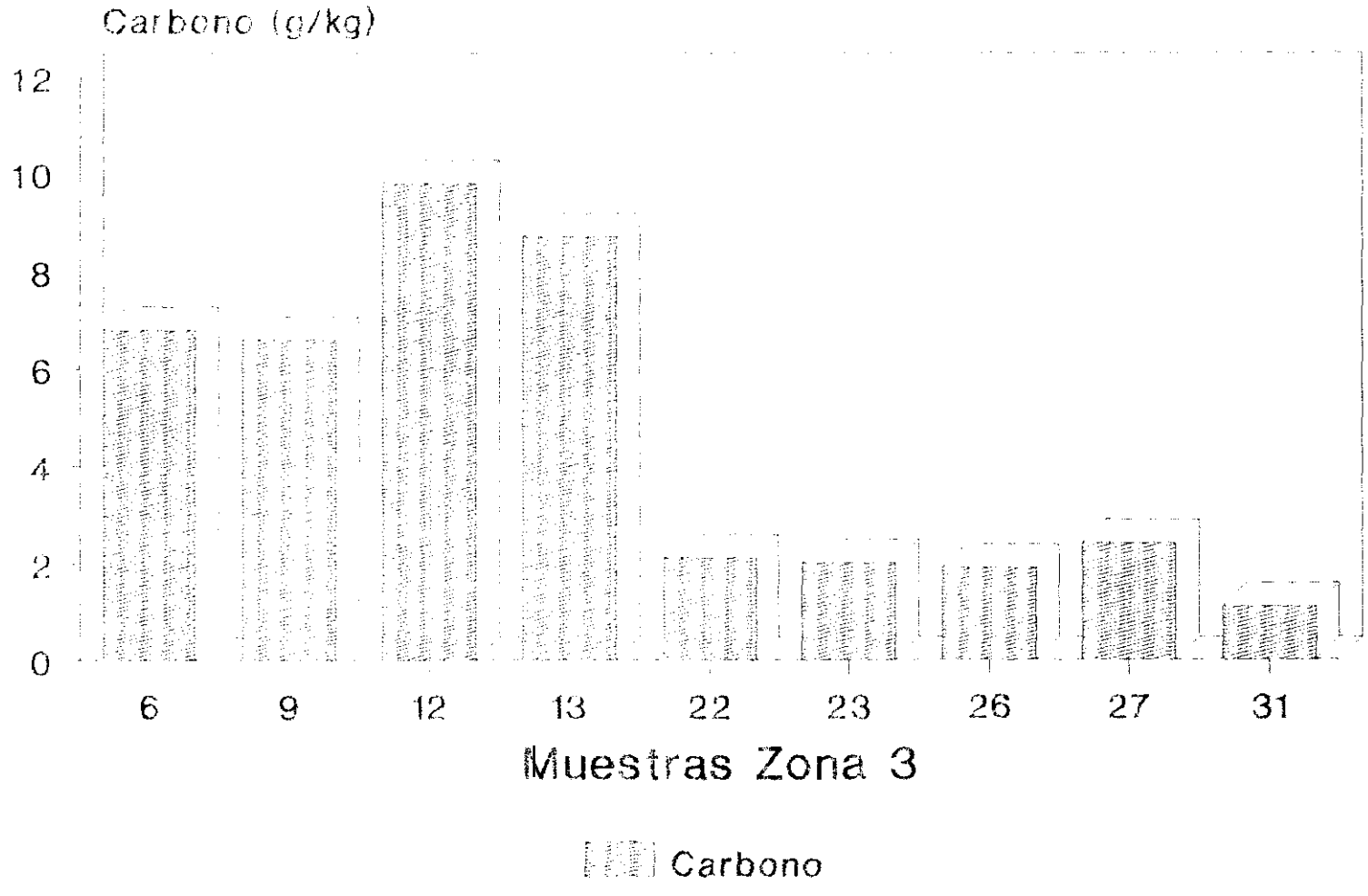


Figura 51

Nitrógeno

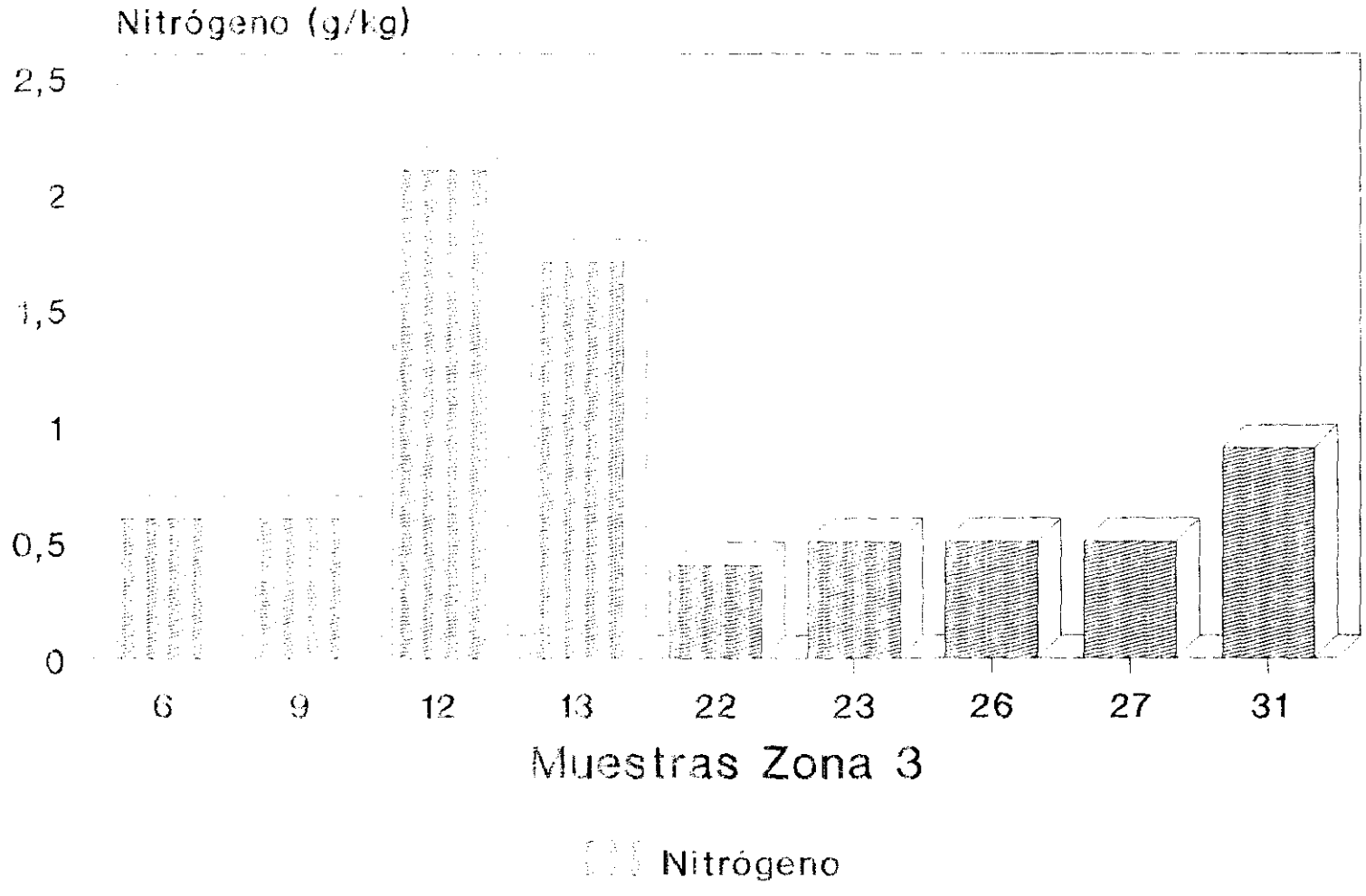


Figura 52

ZONA 3

TABLA 20 . Capacidad total de cambio. Complejo de cambio catiónico (Cmolc/kg)

Muestra	Horiz.	T	Ca	Mg	Na	K	S	Sx100/T
A-6	Ap	5,2	4,3	0,5	1,0	0,2	6,0	Saturado
A-9	Ap	8,1	4,0	0,4	0,4	0,3	5,1	63,0
A-12	Ap	32,1	11,1	11,2	1,5	2,9	26,7	83,2
A-13	Ap	11,1	5,9	15,0	0,1	0,3	21,3	Saturado
A-22	Ap	7,1	2,6	0,6	0,4	0,1	3,7	52,1
A-23	Ap	10,1	1,0	0,3	0,2	8,1	9,6	95,0
A-26	Ap	11,9	4,3	1,4	1,0	0,3	7,0	58,8
A-27	Ap	14,1	6,8	2,2	0,5	0,2	9,7	68,8
A-31	Ap	5,5	5,8	0,4	0,3	0,3	6,8	Saturado
Mínimo		5,2	1,0	0,3	0,1	0,1	3,7	
Máximo		32,1	11,1	15,0	1,5	8,1	26,7	
Media		11,7	5,1	3,6	0,6	1,4	10,7	
Desviación		8,2	2,9	5,5	0,5	2,7	7,9	
Varianza		67,5	8,2	30,6	0,2	7,1	62,7	

Capacidad total de cambio

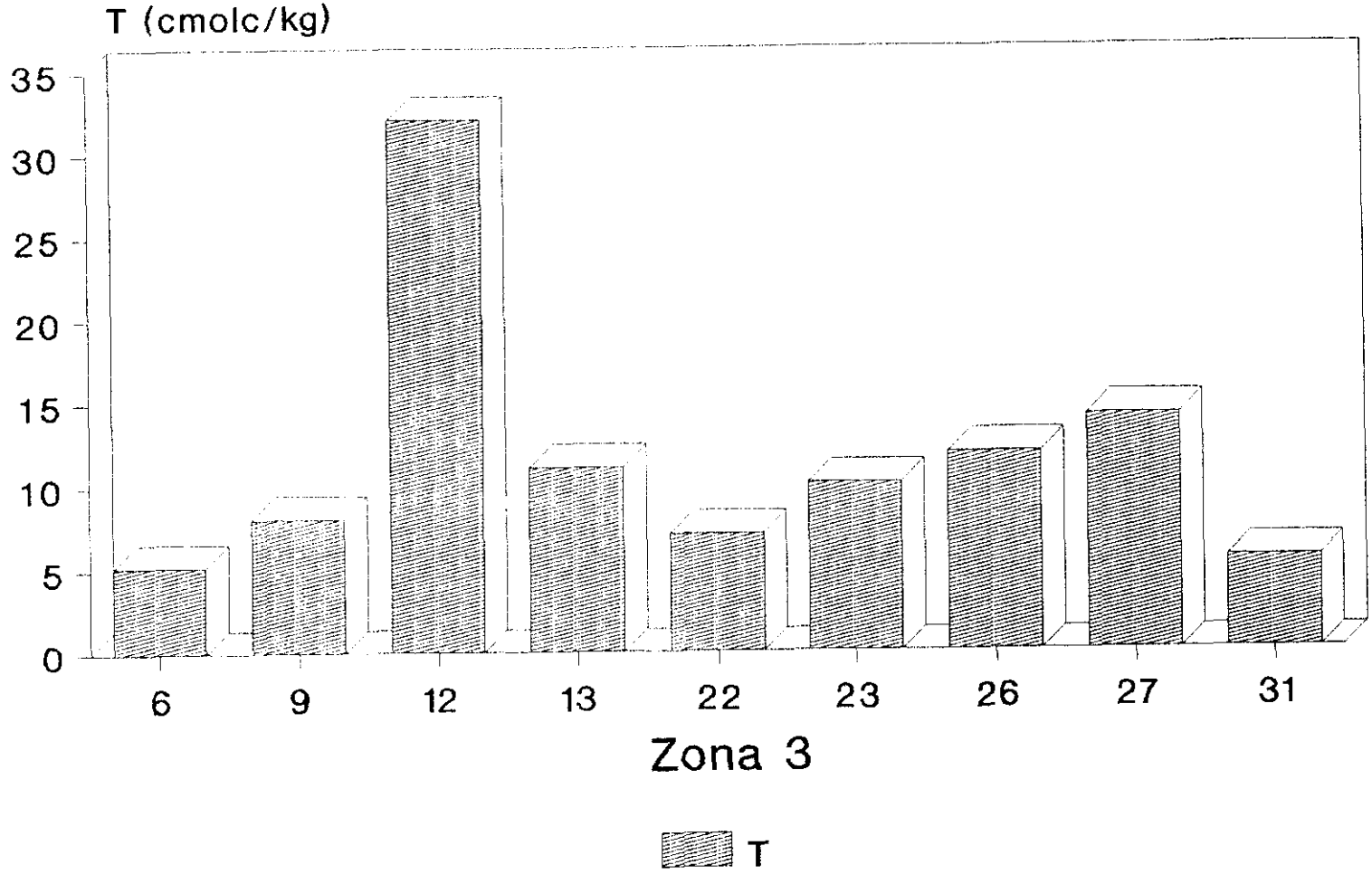


Figura 53

Catión de Cambio Ca

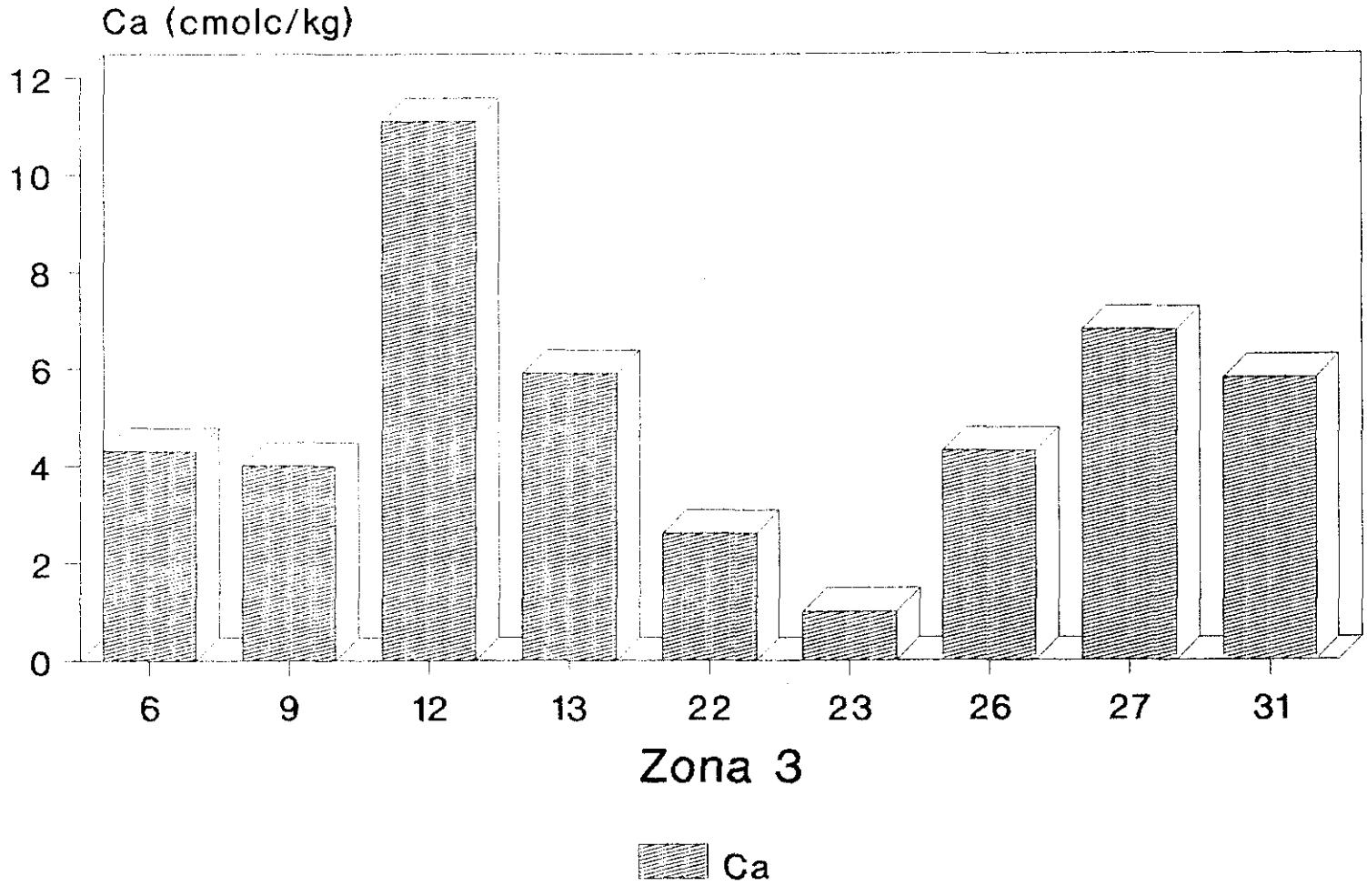


Figura 54

Catión de cambio Mg

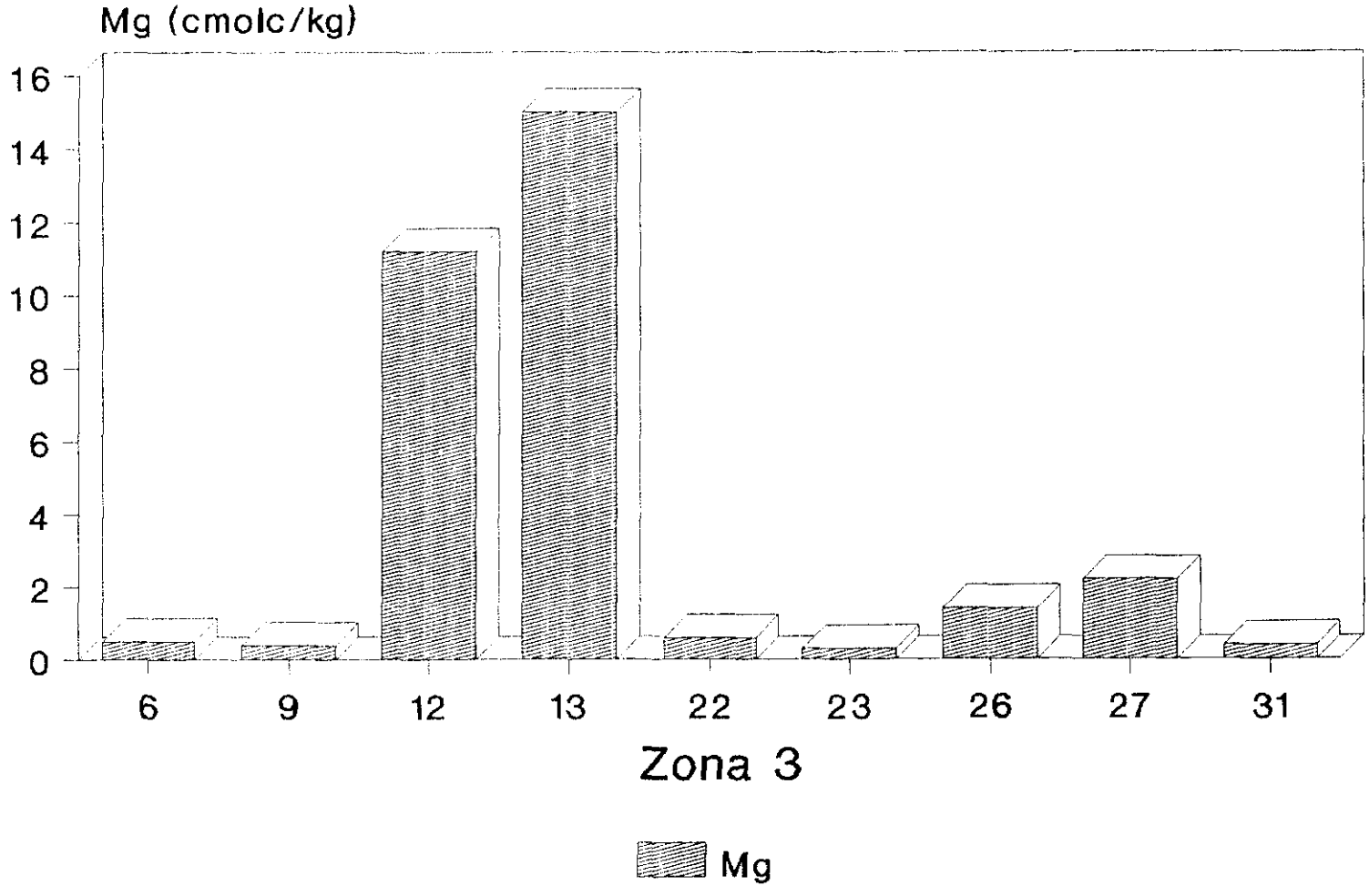


Figura 55

Catión de cambio Na

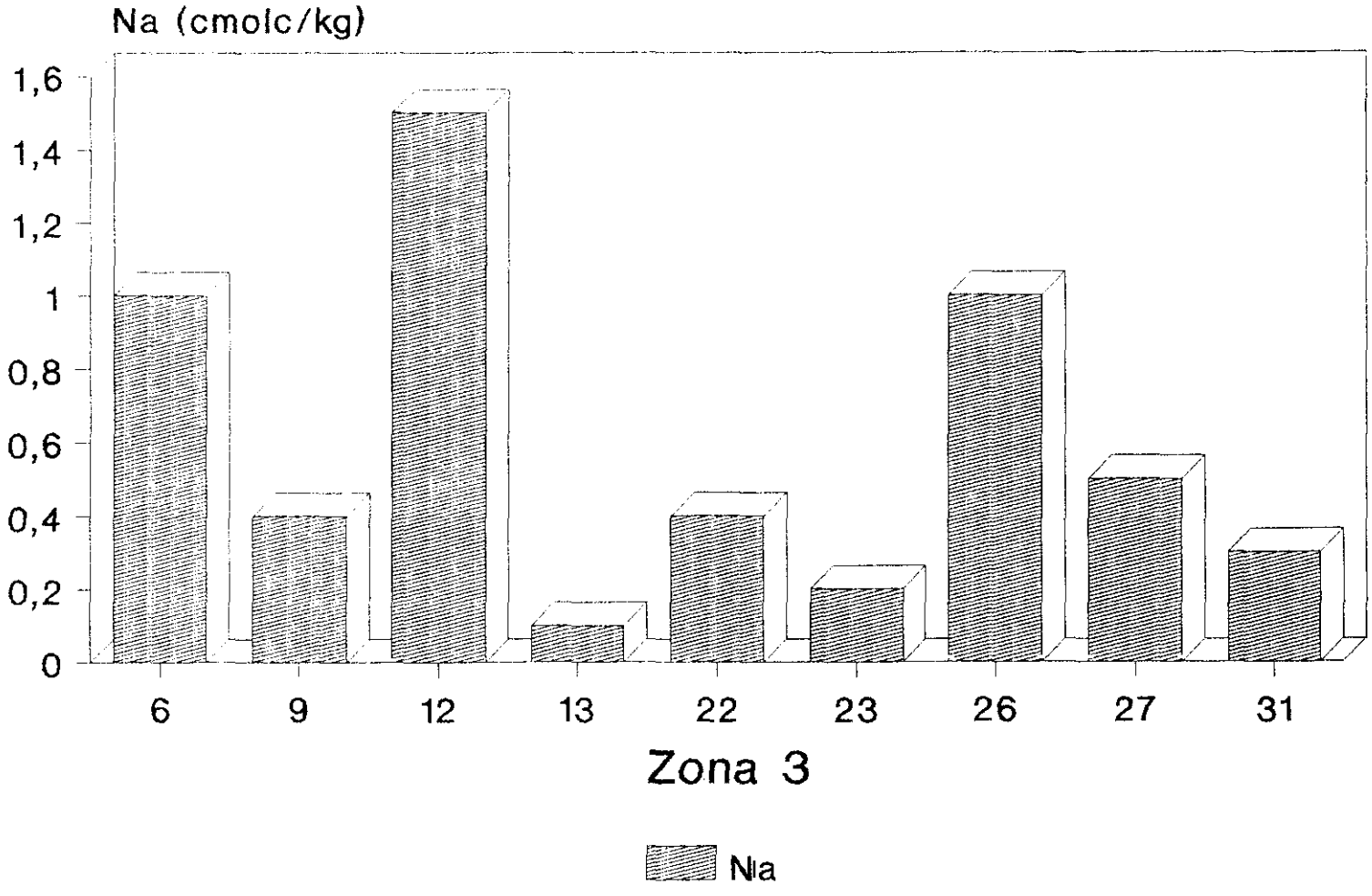


Figura 56

Catión de cambio K

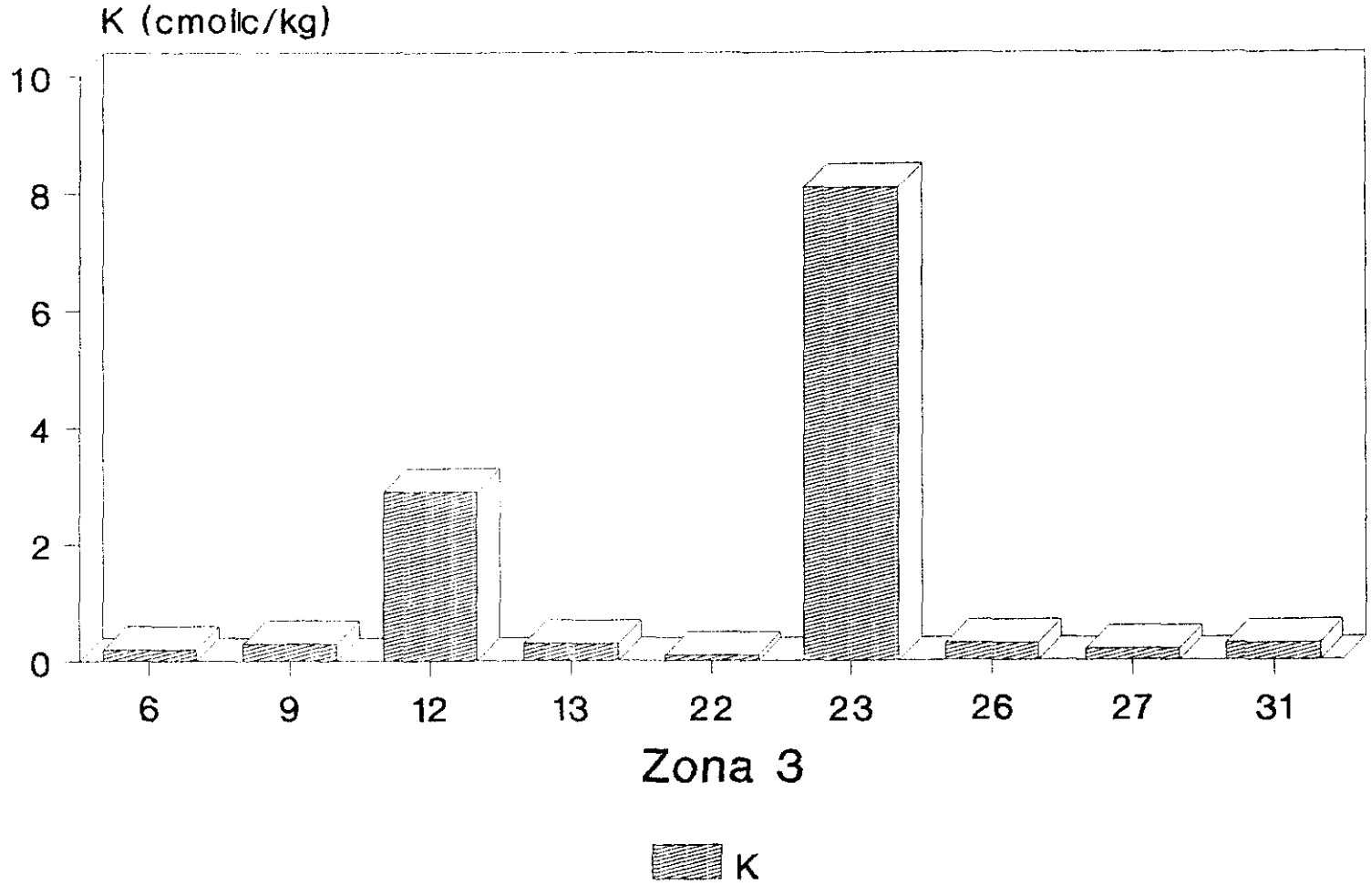


Figura 57

TABLA 21
ZONA 3

Muestra	Perfil	Metales totales (mg/Kg) Pb	Zn	Cu	Cd	Metales de cambio (mg/Kg) Pb	Zn	Cu	Cd
A-6	Ap	67,4	43,7	13,0	2,100	0,34	3,95	0,74	0,046
A-9	Ap	83,6	84,9	81,6	0,823	0,82	0,28	0,70	0,137
A-12	Ap	43,0	88,4	13,5	1,376	0,92	17,25	0,15	0,331
A-13	Ap	54,5	69,0	26,7	0,663	0,54	6,76	1,97	0,081
A-22	Ap	40,9	30,9	32,3	0,148	0,60	1,45	3,47	0,014
A-23	Ap	34,8	27,6	9,4	0,053	0,54	2,11	0,67	0,016
A-26	Ap	52,2	43,4	21,4	0,076	3,81	8,70	0,72	0,043
A-27	Ap	39,0	67,5	44,8	5,740	2,48	1,29	0,58	0,081
A-31	Ap	24,8	143,2	268,0	4,988	0,30	1,28	0,22	0,313
A-50	Ap	37,4	40,8	4,1	0,609	5,58	1,60	0,25	0,025
A-51	Ap	14,4	29,2	29,1	0,549	4,67	1,12	1,12	0,129
A-52	Ap	29,9	21,9	9,8	0,194	1,07	4,06	0,53	0,023
Minimo		14,4	21,9	4,1	0,053	0,30	0,28	0,15	0,014
Maximo		83,6	143,2	268,0	5,740	5,58	17,25	3,47	0,331
Media		43,5	57,5	46,1	1,443	1,81	4,15	0,93	0,103
Desviación		18,8	35,2	73,0	1,930	1,87	4,84	0,94	0,110
Varianza		354,3	1.238,2	5.323,1	3,727	3,48	23,43	0,88	0,012

Pb total

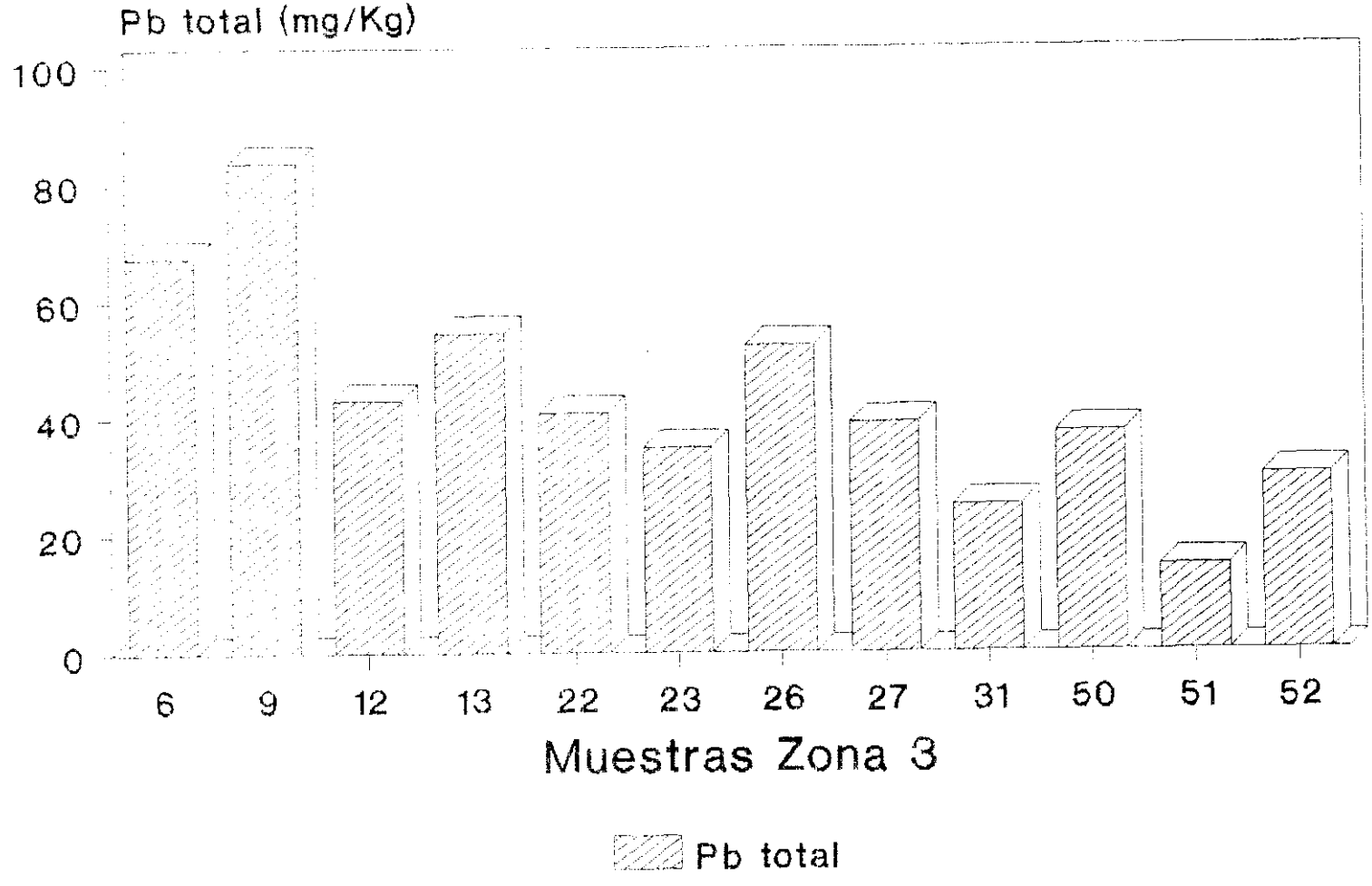


Figura 58

Pb cambio

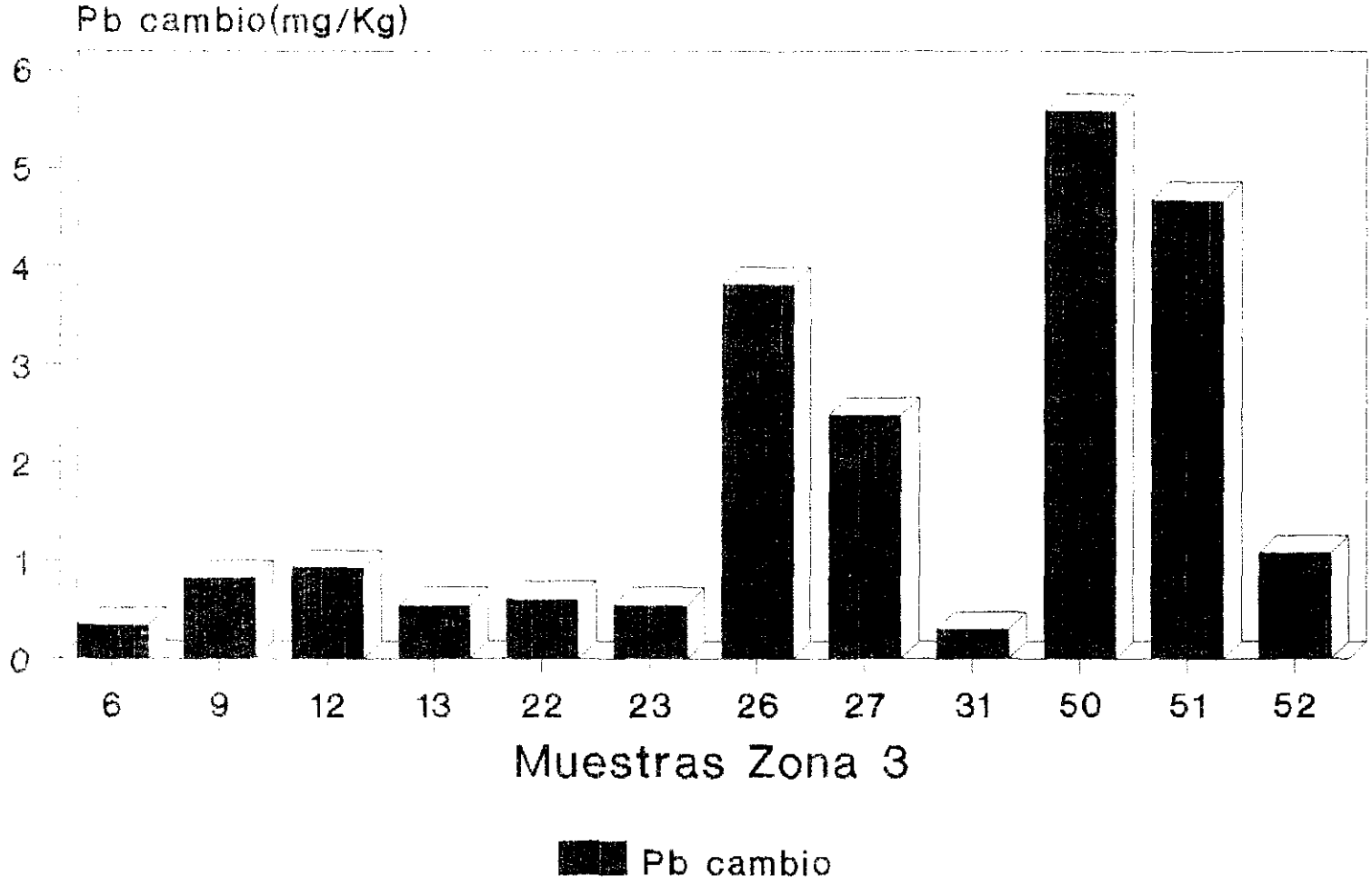


Figura 59

Zn total

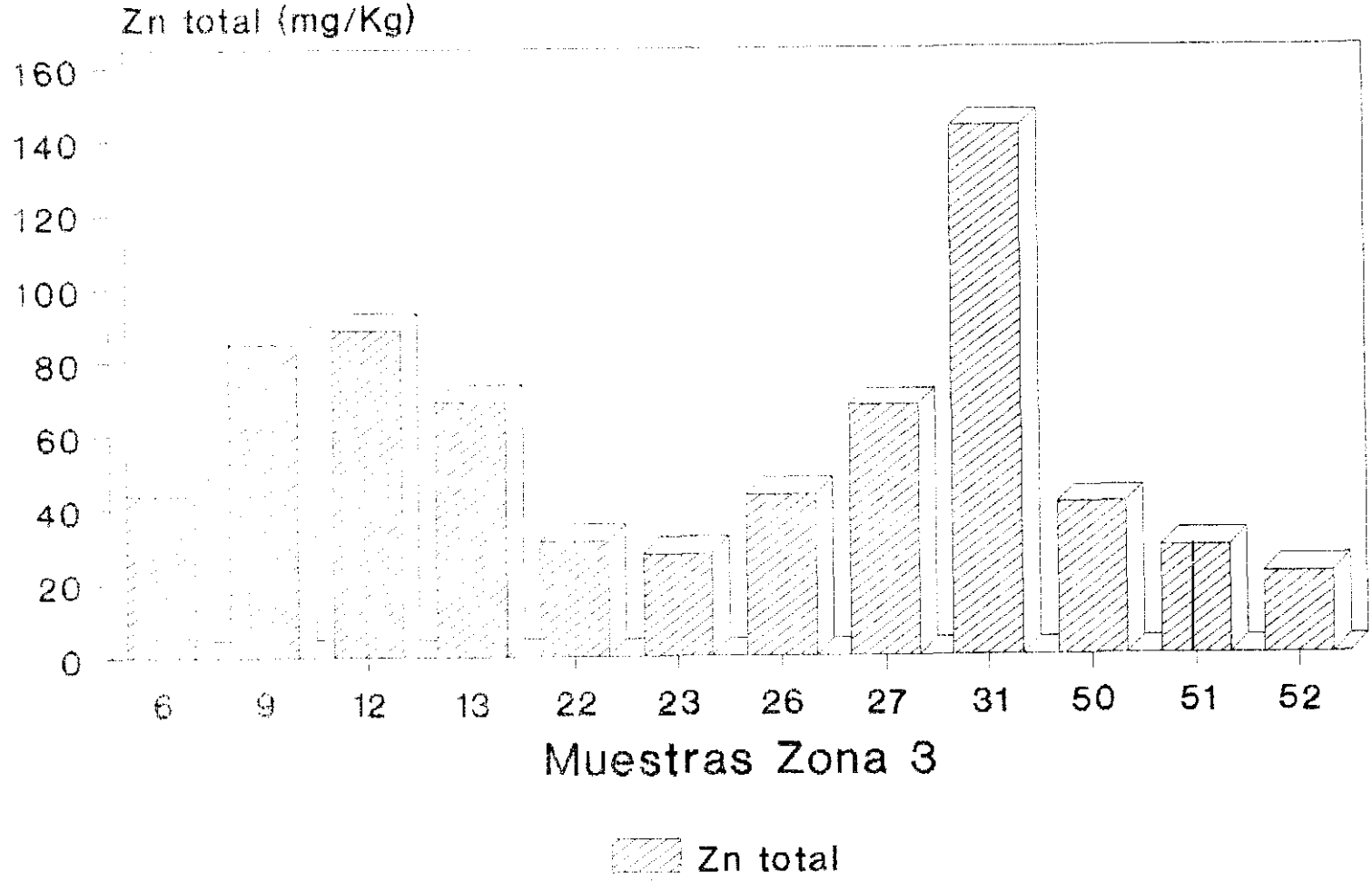


Figura 60

Zn cambio

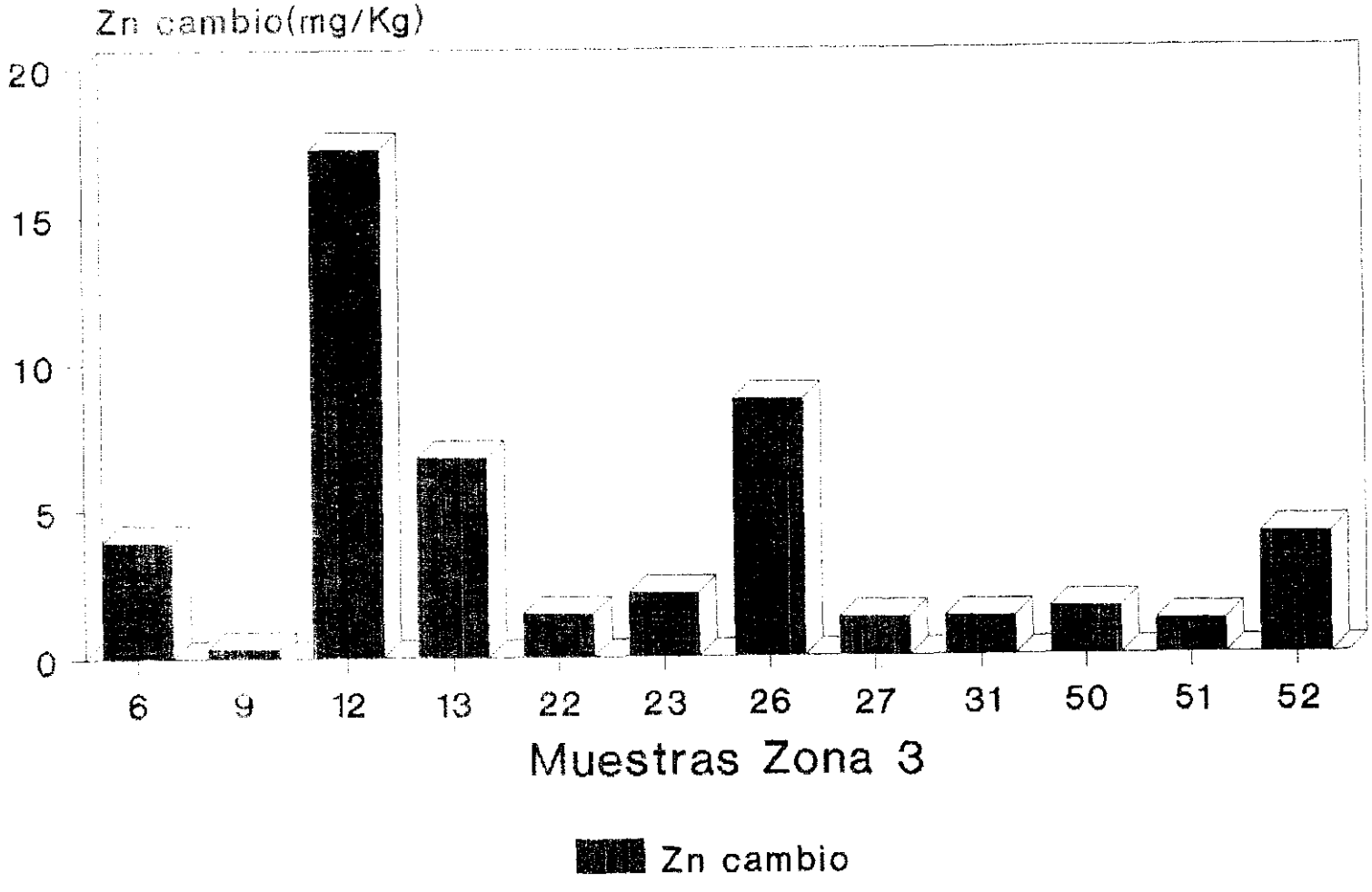


Figura 61

Cu total

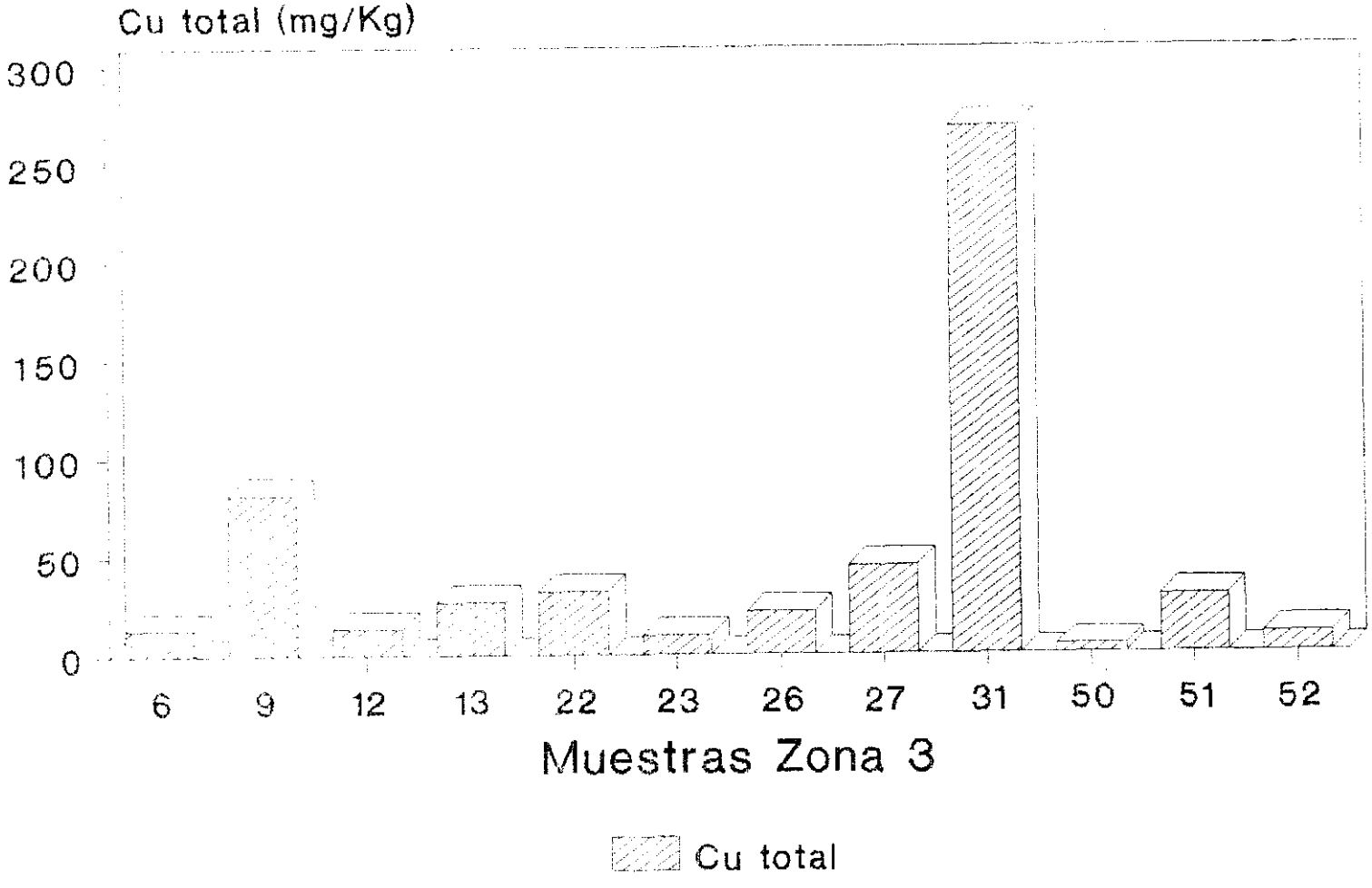


Figura 62

Cu cambio

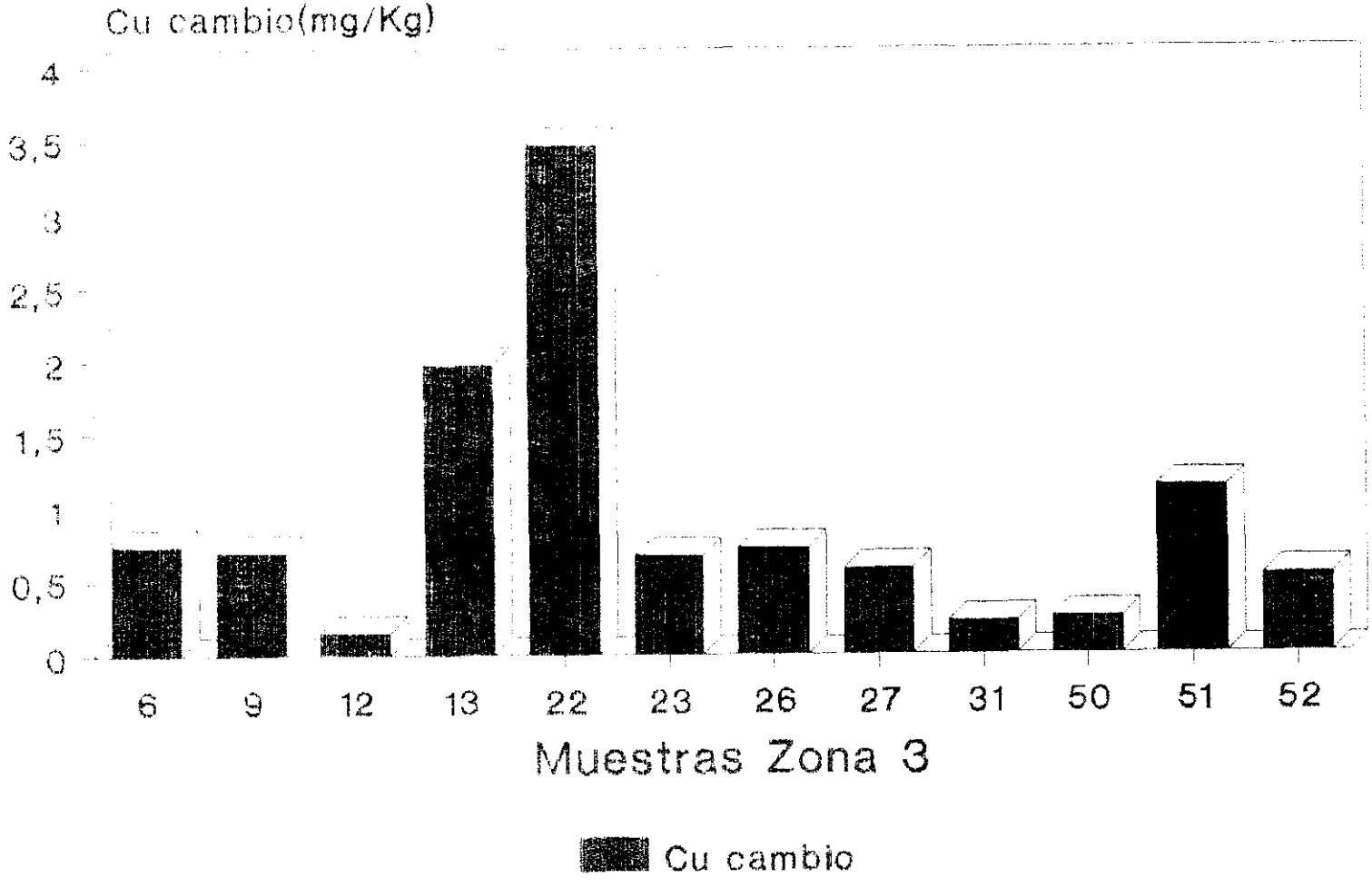


Figura 63

Cd total

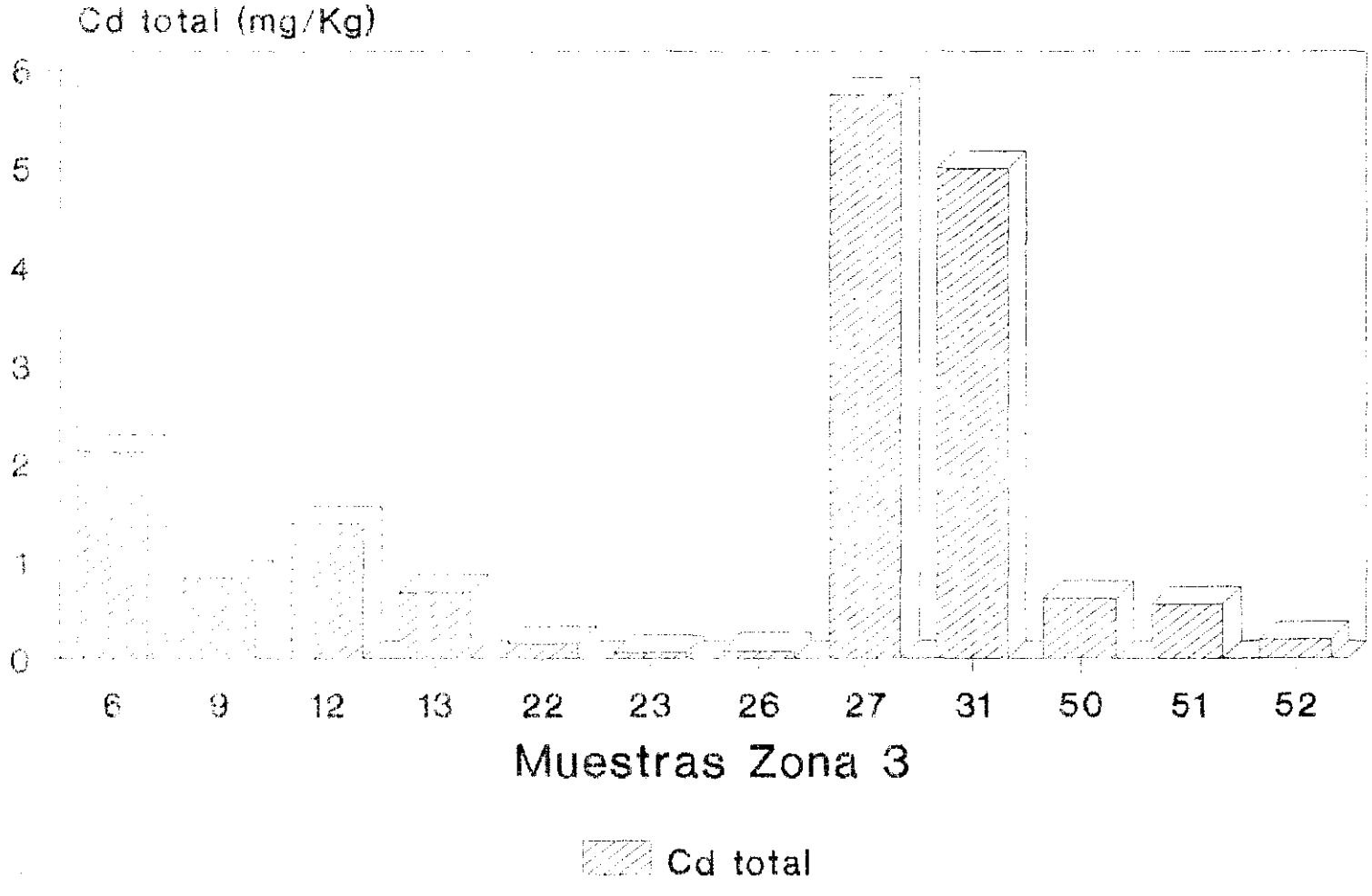


Figura 64

Cd cambio

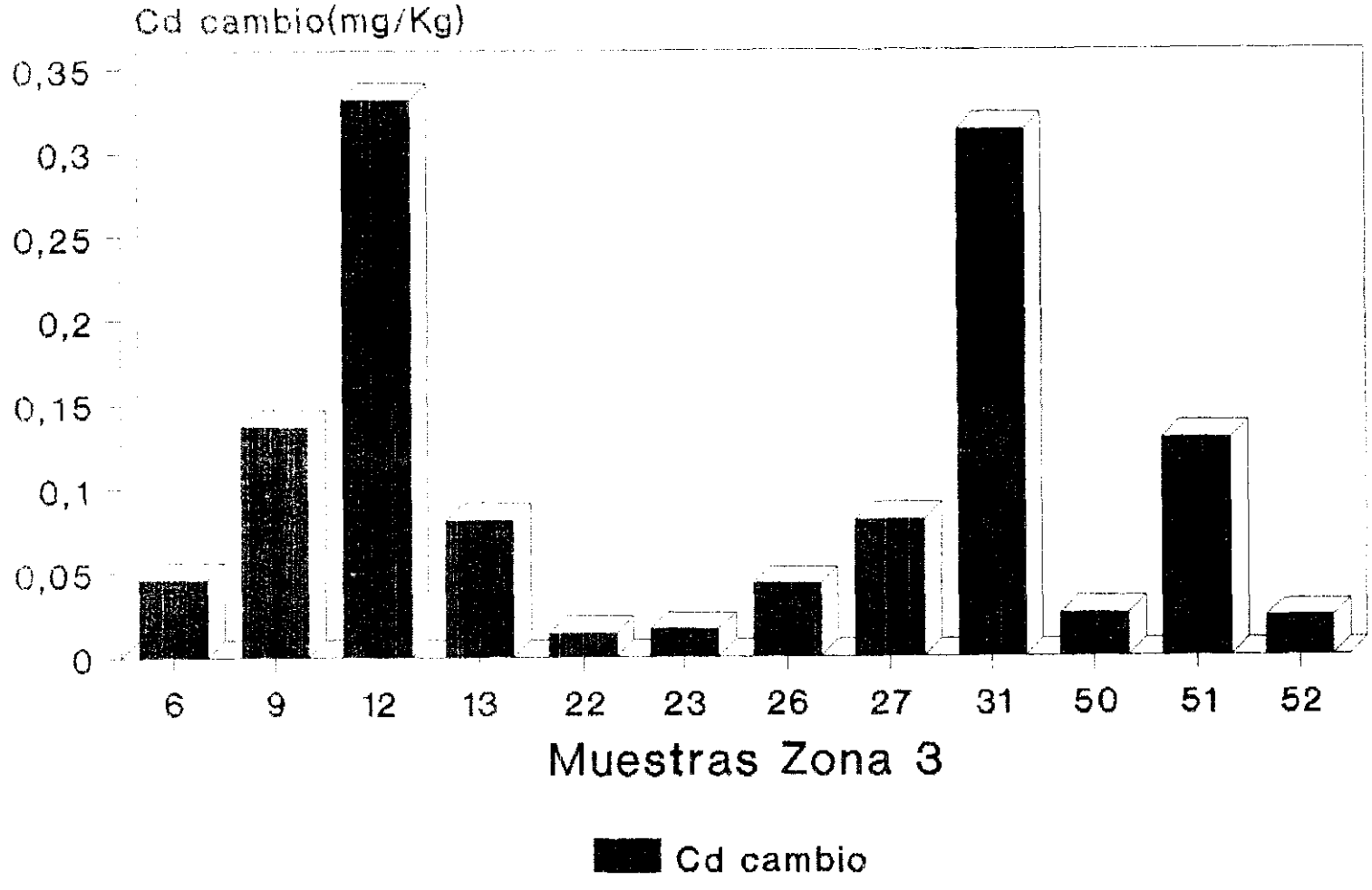


Figura 65

ZONA 3

TABLA . Matrices de correlacion.

	pH	$CaCO_3$	Carbono	Nitrogeno	Arcilla	Limo	Arena[1]	Pb_t	Zn_t	Cu_t	Cd_t
Pb_t	-0,27	0,67	0'53	-0'05	0'10	0'69	-0'39				
Zn_t	0,30	0,15	0'095	0'16	0'07	0'15	-0'12				
Cu_t	0,17	0,074	-0'37	-0'05	-0'36	-0'049	0'29				
Cd_t	0,043	-0,15	-0'25	-0'055	0'034	-0'094	-0'21				
Pb_c	-0,37	-0,017	-0'32	-0'26	0'15	-0'27	0'011	0'33			
Zn_c	0,45	-0,27	-0'59	0'77	0'55	0'18	-0'50		0,53		
Cu_c	-0,26	-0,076	-0'09	-0'17	-0'32	-0'44	0'44			0,43	
Cd_c	0,55	0,03	0'29	0'64	0'32	0'27	-0'37				0'45

Arena[1] Arena fina y gruesa.

Tabla 24

Las formas cambiables de los metales pesados con el carbono, presentan correlación significativa y negativa con el Zn cambiable (r = -0'59), medianamente significativa y negativa con el Pb soluble (r = -0'32), y de menor significación con el Cd de cambio (r = 0'29) y sin correlacionar con el Cu cambiable.

Entre las formas totales y cambiables de los metales pesados de esta zona, se puede hablar de una buena correlación, siendo significativa y positiva para el Zn (r = 0'53), para el Cd (r = 0'45) y para el Cu (r = 0'43), siendo medianamente significativa y negativa con el Pb (r = -0'33); los valores de los coeficientes de correlación entre metales totales y formas de cambio en esta zona presentan una gran semejanza con los hallados en la zona 2.

VIII.4.- ZONA 4

VIII.4.1.- Resultados y discusión de Parámetros Edáficos.

Geograficamente esta zona ocupa la parte N-NW del area de estudio, está atravesada por la carretera Madrid-Boadilla del Monte, población situada en el extremo occidental de la misma. Dicha carretera divide a esta zona, en un sector norte caracterizado por encinares en formación de monte bajo, retamas y pastizales, y un sector sur donde predomina el cultivo cerealístico. En esta zona hay una menor densidad de focos contaminantes, comparándola con el resto del area estudiada, por lo que bajo esta consideración, el muestreo se ha realizado con menor intensidad y solo se han determinado los parámetros edáficos de tres muestras próximas a la carretera.

Geologicamente a esta zona corresponden los materiales menos evolucionados de todo el conjunto estudiado, gozando por ello de una fuerte influencia de los materiales procedentes de la Sierra.

Los suelos presentes son Regosoles dístricos, Cambisoles y Luvisoles (Monturiol y Alcalá del Olmo, 1990).

La composición granulométrica de estos suelos (Tabla 25) presenta un claro predominio de la fracción arena. Las proporciones de arcilla están comprendidas entre un máximo de 19'3 y un mínimo de 9'8 %, con media de 15'4. Los contenidos en limo están dentro de un intervalo de 10'9 y 9'3 %, con un valor medio de 10'3 %.

La arena fina (entre 23'6 y 18'5 con media de 21'7), y la arena gruesa (entre 58'0

y 46'5 % con una media de 52'7 %) constituyen las fracciones más abundantes de los suelos. La textura media es franco-arenosa.

Se han estudiado las estructuras de los suelos (Tabla 26), en la fracción mayor y menor de 2 mm, existiendo un dominio del grado 2 moderado. El tipo y la clase en la fracción menor de 2 mm es granular fina, y en la fracción mayor de 2 mm es granular mediana.

Se ha realizado el estudio de la fracción arcilla por difractometía de R-X, las preparaciones de las muestras estudiadas presentan como constituyentes laminares, micas-ilitas alteradas, caolinita, abierta, mal cristalizada, interestratificados de tipo ilita-vermiculita y como minerales no laminares cuarzo.

Los valores de pH en agua (Tabla 27, Figura 66) son muy homogeneos, están comprendidos entre 7 y 8'1, con una media de 7'4.

Los valores de $CaCO_3$ (Figura 67), se encuentran dentro de un intervalo de 6.2 a 58'0 g/kg, y la media es de 31'7. Son valores relativamente bajos, correspondiendo a los más bajos de las cuatro zonas.

Los contenidos en carbono y nitrógeno de estos suelos son bajos, siendo la relación C/N de 12.

La capacidad total de cambio (Tabla 28) en estos suelos presenta un valor medio de 8'5 $cmol_c/kg$. Son suelos saturados en los que el Ca^{2+} es el catión mayoritario dentro del complejo de cambio.

VIII.4.2.- Resultados y discusión de Metales Pesados.

Los contenidos de Pb total (Tabla 29, Figura 68) están comprendidos entre un máximo de 152'5 mg kg^{-1} y un mínimo de 22'6, el valor medio es de 76'4. Los valores más elevados lo presentan las muestras A-45 (152'5 mg kg^{-1}) y A-46 (137'4 mg kg^{-1}). Ambas muestras situadas próximas a la carretera de Boadilla del Monte, localizadas en zona de monte bajo, la primera en un pastizal y la segunda corresponde a suelos de pastizal y retama.

El 50 % de las muestras presentan valores por encima de la media.

Los valores de Pb de cambio (Figura 69) están comprendidos entre 5'52 y 0'03 mg kg^{-1}. y la media es de 1'86, con una desviación de 2'05. El 25 % de las muestras presentan sus valores de Pb de cambio por encima de la media. Las muestras con máximos contenidos son A-45 con 5'52 mg kg^{-1} que representa el 3'6 % del Pb total y contiene el valor máximo

del Pb total y la A-29, cuya relación Pb cambio/Pb total es del 5'5 %, tiene un contenido en Pb de cambio de 4'42 mg kg^{-1}, está situada en la carretera de Boadilla del Monte, con cultivo de arboles frutales, suelo muy arenoso, bien mullido y aireado.

Las proporciones de Zn total (Figura 70) presentan un máximo de 487'2 y un mínimo de 16'3 mg kg^{-1}, con una media de 104'5. Solo dos muestras se hallan por encima de la media: A-30 (487'2 mg kg^{-1}) situada próxima a la carretera de Boadilla del Monte cerca de unos desgüaces de automóviles, es un suelo en barbecho, superficialmente de textura arenosa, y A-29 (128'8 mg kg^{-1}) próxima a la anterior, ya citada por su elevado contenido en Pb de cambio.

Los contenidos en Zn de cambio (Figura 71) están comprendidos entre 10'70 y 1'10 mg kg^{-1} con una media de 3'11 y una desviación próxima a la media, el valor más elevado corresponde a la muestra A-30, con mayor valor en Zn total, y representando la fracción cambiable un 2'2 % del total. En la muestra A-47 el contenido en Zn de cambio (3'32 mg kg^{-1}), representa el 20 % del Zn total. Dada la desviación encontrada en los contenidos en Zn total y cambiable, si se elimina la muestra A-30 que puntualmente eleva dichos valores, la media para el Zn total en la zona pasaría a ser 49'8 mg kg^{1-} y la media para el Zn cambiable 2'02.

Con relacción al Cu total (Figura 72), sus valores están comprendidos entre 2.238'7 y 9'6 mg kg^{-1}. siendo la media de 304'7. La muestra A-30 (Figura 72 bis) llama especialmente la atención por su elevadísimo contenido, que podría justificarse por su localización próxima a fuentes contaminantes ya mencionadas. Si se elimina este valor puntual que incrementa el valor medio y la desviación, pasaría la media de Cu total en la zona a 28'4; la muestra A-29 con un valor de 108'9 mg kg^{-1} en Cu total, sería la única que superaría este contenido medio.

Las proporciones en Cu de cambio (Figura 73) se encuentran comprendidos entre 1'27 y 0'13 mg kg^{-1}, el valor medio es de 0'61. El valor más elevado de Cu de cambio se corresponde con el mínimo de Cu total muestra A-45, siendo el porcentaje de relación Cu cambio/Cu total de un 13 %. El 25 % de las muestras presentan sus valores de Cu de cambio por encima de la media.

Los valores de Cd total (Figura 74), se encuentran entre un máximo de 4'160 y un mínimo de 0'171, con media de 1'228 mg kg^{-1}; las muestras A-28 y A-45 presentan los máximos valores.La A-28 al norte de la carretera de Boadilla, suelo encharcado situado en

una zona morfologicamente deprimida con pastizal y la A-45 ya citada por su elevado contenido en Pb total y Cu de cambio.

Los contenidos en Cd de cambio (Figura 75), se encuentran comprendidos entre 0'748 y 0'027 mg kg^{-1} con media de 0'217. Solo dos de las muestras presentan valores por encima de la media. Los valores más elevados los presentan las muestras A-28 y A-45 que tambien se corresponden con los máximos contenidos en Cd total, siendo por tanto el porcentaje de relación Cd cambio/Cd total para la muestra A-28 de un 18 % y para la muestra A-45 de un 20%.

Muestra	Pb	Zn	Cu	Cd
A-28				+
A-29		+	+	
A-30	+	+	+	
A-45	+			+
A-46	+			

Tabla 30. Muestras con elevados contenidos en metales pesados

Las mayores concentraciones de Pb encontradas se relacionan con el tráfico rodado, coincidiendo con desviaciones de carreteras donde se modifica la velocidad de conducción. Contenidos elevados de Pb, Zn y Cu coinciden en esta zona con localizaciones próximas a pinturas y desgüaces de automóviles, tabla 30.

Se han analizado los fragmentos de rocas encontrados en la fracción mayor de 2 mm con el fin de establecer las relaciones entre la roca y el suelo. Los valores medios obtenidos para los metales pesados son: Pb total 12'3 mg kg^{-1}, Zn total 36'7 mg kg^{-1}, Cu total 7'1 mg kg^{-1}, Cd total 0'238 mg kg^{-1}. Se han determinado las relaciones entre los valores máximos y medias de estos elementos en los suelos (eliminando para el cobre total el valor correspondiente a la muestra A-30) y las concentraciones existentes en roca, los datos obtenidos pueden dar idea de la variación de los elementos en el proceso de formación del

suelo y aportes existentes.

Tabla 31. Relación metal suelo/metal material original.

SUELO	PLOMO	CINC	COBRE	CADMIO
Máximo	152'5	487'2	108'9	4'160
Media	76'4	104'5	28'4	1'128
ROCA				
Media	12'3	36'7	7'1	0'238
SUELO/ROCA				
Máximo	12'43	13'30	15'32	17'48
Media	6'23	1'36	4'0	4'16

Segun la tabla 31, y considerando los contenidos medios en suelos se observa un enriquecimiento en Pb > Cd > Cu > Zn. Siendo la secuencia inversa, si se establecen las ralaciones con los contenidos máximos. La fuente de contaminación de estos elementos podrían ser como se ha indicado anteriormente el tráfico y diversos talleres e industrias.

VIII.4.3.- Relaciones Estadísticas entre Parámetros Edáficos y Metales Pesados Totales y formas Cambiables.

Las correlaciones establecidas en la zona (Tabla 32), entre el pH y los metales totales es significativa y negativa para el Cd total (r = -0'47), de baja significación para el Cu y Pb total y no existe correlación con el Zn total.

Con relación a las formas cambiables de los metales pesados, la correlación con el pH es significativa y directa para el Cu cambiable (r = 0'43) y medianamente significativa para el Zn cambiable (r = 0'35) y de menor significación y negativa para el Cd cambiable (r = -0'28) siendo de baja significación con el Pb cambiable. A excepción del Cd se puede decir que los metales solubles están mejor correlacionados con el pH que los contenidos

totales de los mismos.

La correlación existente entre los metales pesados totales y el carbonato cálcico, presenta un valor de coeficiente significativo y negativo con el Zn total (r = -0'51), de menor significación y negativo para el Cu total (r = -0'28) y para el Cd (r = -0'27), y de baja significación para el Pb total.

Las formas cambiables de los metales pesados con el carbonato cálcico, muestran correlación medianamente significativa y negativa con el Zn de cambio (r = -0'38), medianamente significativa y positiva con el Pb de cambio(r = 0'31) y sin ninguna correlación con el Cu y Cd cambiable.

En vista de estos resultados se deduce que existen mejores correlaciones entre los contenidos totales de metales pesados y carbonatos que entre las formas cambiables y dicho parámetro.

Las relaciones establecidas entre los metales totales y formas cambiables son significativas y positivas para el Cd (r = 0'98), y para el Pb (r = 0'64), medianamente significativa y negativa para el Zn (r = -0'31) y sin ninguna correlación para el Cu.

ZONA 4

TABLA 25. Análisis granulométrico (%) y texturas

Muestra	Horiz.	Arena Gruesa	Arena Fina	Limo	Arcilla	Texturas
A-28	Ap	58,0	22,9	9,3	9,8	Arenosa franca
A-29	Ap	53,6	18,5	10,9	17,0	Franco arenosa
A-30	Ap	46,5	23,6	10,6	19,3	Franco arenosa
Media:		52,7	21,7	10,3	15,4	Franco arenosa

ZONA 4

TABLA 26. Estructuras: grado, tipo y clase.

Muestra	Horiz.	Grado		Tipo y Clase.	
		Frac.< 2mm	Frac. > 2mm	Fracción < 2mm	Fracción > 2mm
A-28	Ap	Grado-2,moderado	Grado-2,moderado	Granular fina	Granular mediana
A-29	Ap	Grado-2,moderado	Grado-3,fuerte	Granular fina	Granular mediana
A-30	Ap	Grado-2,moderado	Grado-2,moderado	Granular fina	Granular mediana

ZONA 4

TABLA 27. Valores de pH. Contenidos en CaCO3, Carbono y Nitrógeno (g/kg).

Muestra	Horiz.	pH H2O	pH KCl	CaCO3	C	N	C/N
A-28	Ap	7,0	6,5	6,2	13,4	1,2	11
A-29	Ap	7,7	6,8	24,0	6,4	0,5	13
A-30	Ap	7,0	6,6	25,4	14,0	1,2	12
A-45	Ap	7,5					
A-46	Ap	7,3					
A-47	Ap	8,1					
A-48	Ap	7,2					
A-49	Ap	7,3					
	Media:	7,39	6,63	18,53	11,27	0,97	11,88

pH en agua

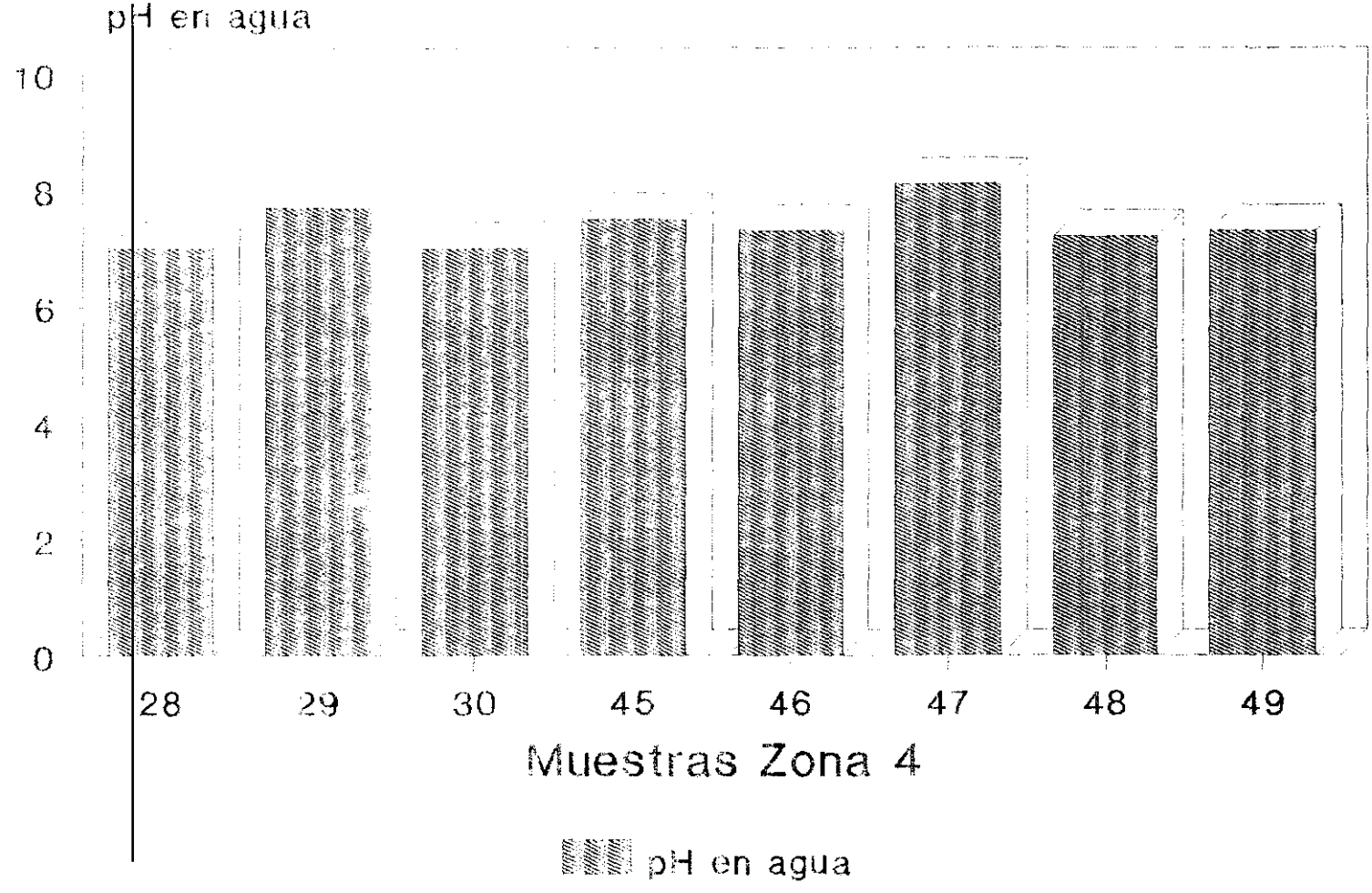


Figura 66

Carbonato Cálcico

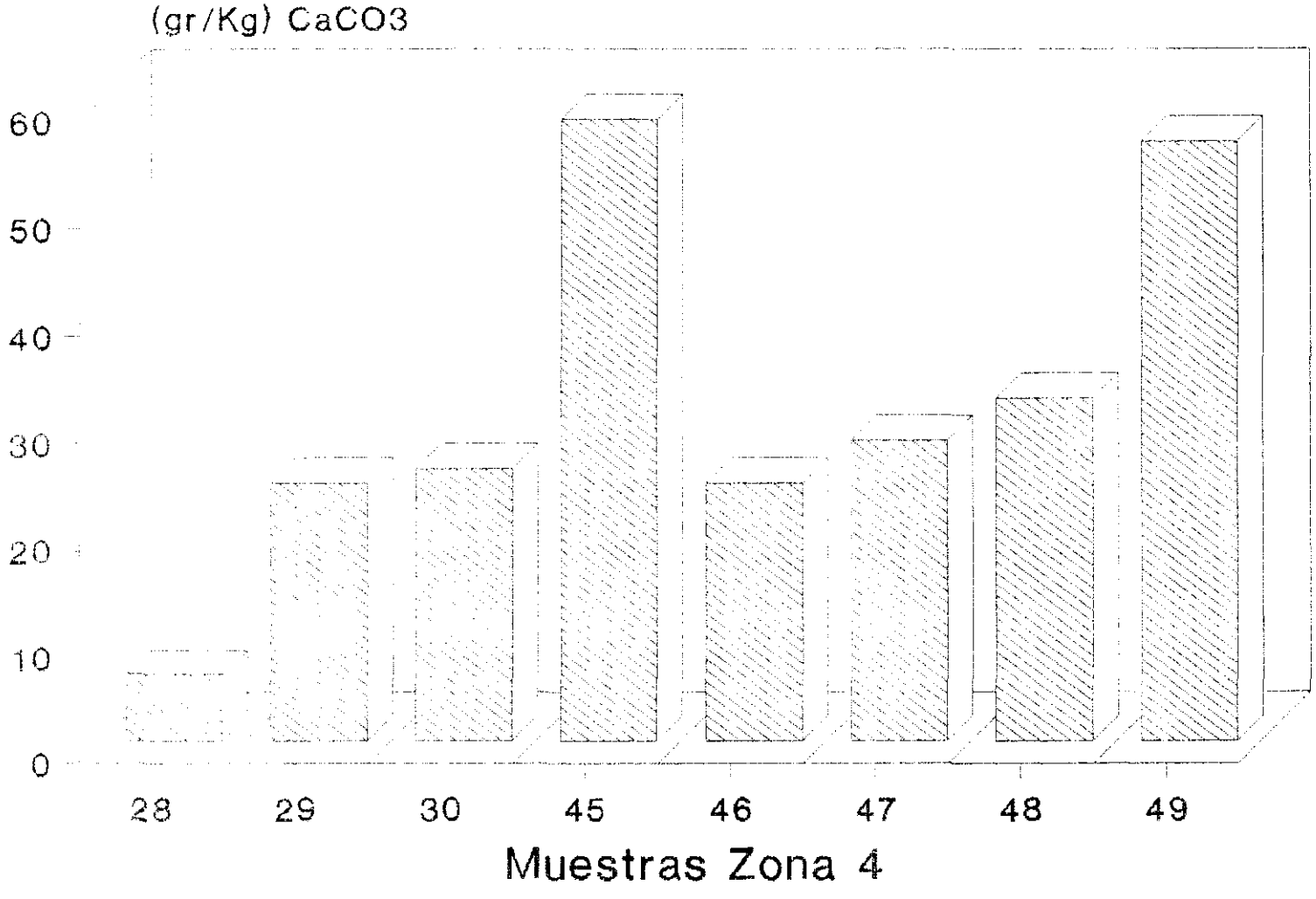


Figura 67

ZONA 4

TABLA 28. Capacidad total de cambio. Complejo de cambio catiónico (Cmolc/kg)

Muest.	Horiz.	T	Ca	Mg	Na	K	S	Sx100/T
A-28	Ap	6,9	5,0	0,8	0,3	0,3	6,4	92,75
A-29	Ap	8,2	10,0	1,4	0,3	0,3	12,0	Saturado
A-30	Ap	10,5	11,1	3,5	0,4	1,0	16,0	Saturado
	Media:	10,5	11,1	3,5	0,4	1,0	16,0	

Tabla 29

ZONA 4		Total Metales (mg /Kg)				Cambio Metales (mg/Kg)			
Muestra		Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd
47 A-28	Ap	41,1	63,9	24,9	4,160	0,03	1,70	0,34	0,748
48 A-29	Ap	79,8	128,8	108,9	0,171	4,42	1,44	0,67	0,027
49 A-30	Ap	99,4	487,2	2.238,7	0,621	0,19	10,70	0,97	0,142
50 A-45	Ap	152,5	17,8	9,6	2,499	5,52	1,10	1,27	0,498
51 A-46	Ap	137,4	69,2	11,3	0,542	1,58	2,49	0,28	0,035
52 A-47	Ap	51,0	16,3	11,5	0,683	0,25	3,32	0,63	0,206
53 A-48	Ap	27,1	22,4	16,6	0,663	1,07	2,78	0,13	0,027
54 A-49	Ap	22,6	30,3	16,4	0,486	1,82	1,37	0,59	0,050
Minimo		22,6	16,3	9,6	0,171	0,03	1,10	0,13	0,027
Maximo		152,5	487,2	2.238,7	4,160	5,52	10,70	1,27	0,748
Media		76,4	104,5	304,7	1,228	1,86	3,11	0,61	0,217
Desviación		49,7	159,2	782,1	1,380	2,05	3,16	0,37	0,267
Varianza		2.467,0	25.355,2	611.747,7	1,905	4,20	10,00	0,14	0,071

Pb total

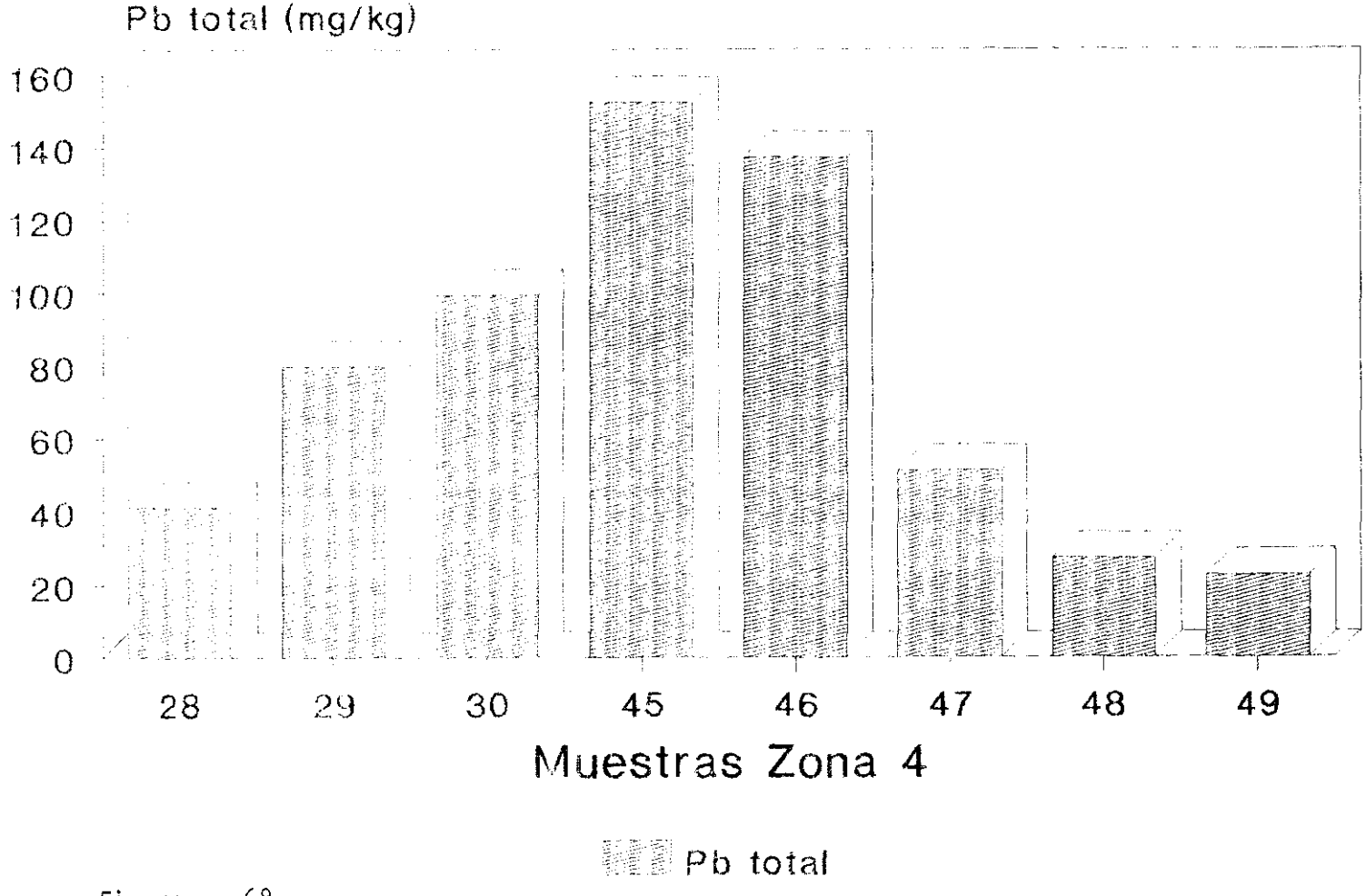


Figura 68

Pb cambio

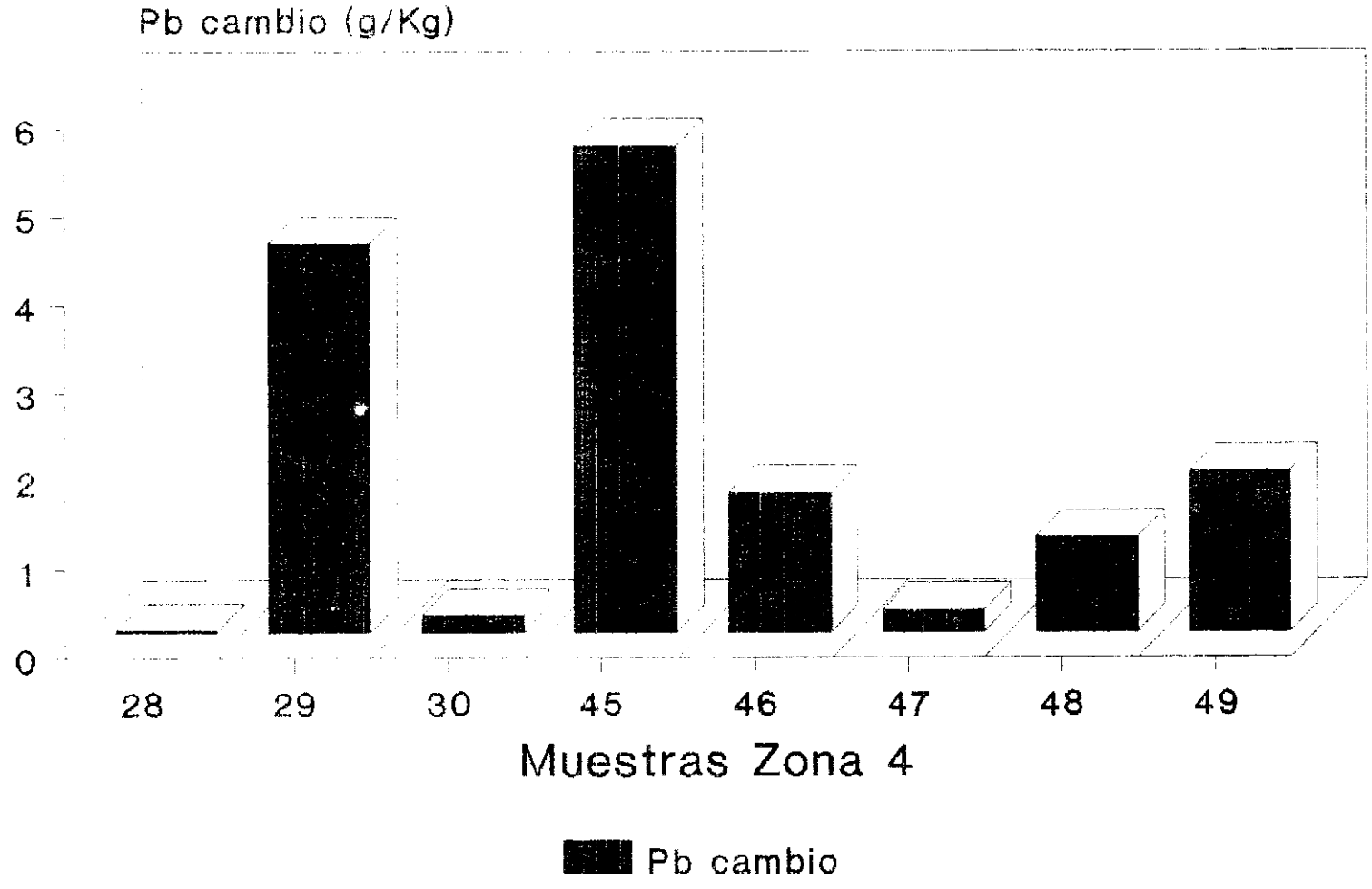


Figura 69

Zn total

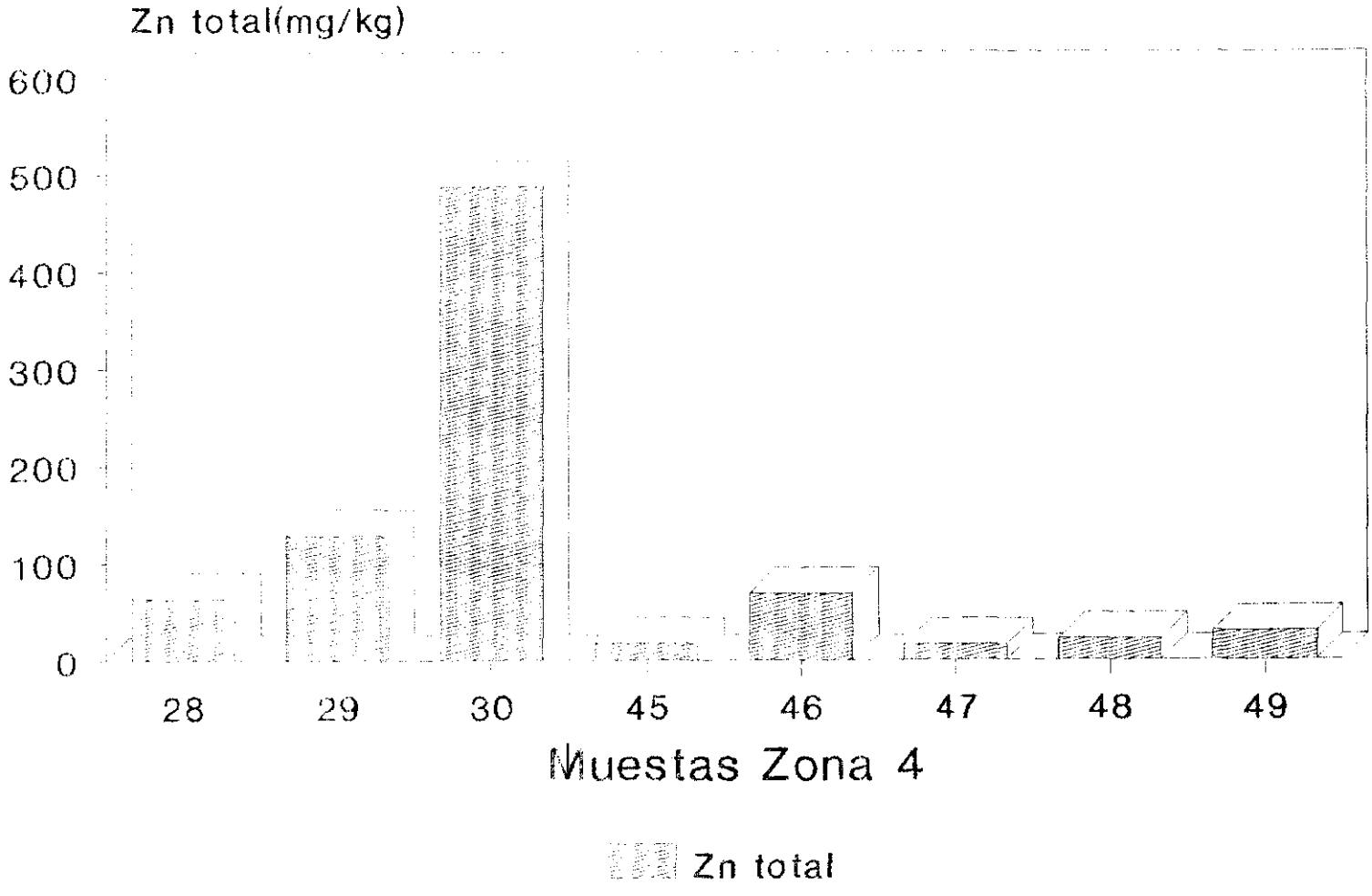


Figura 70

Zn cambio

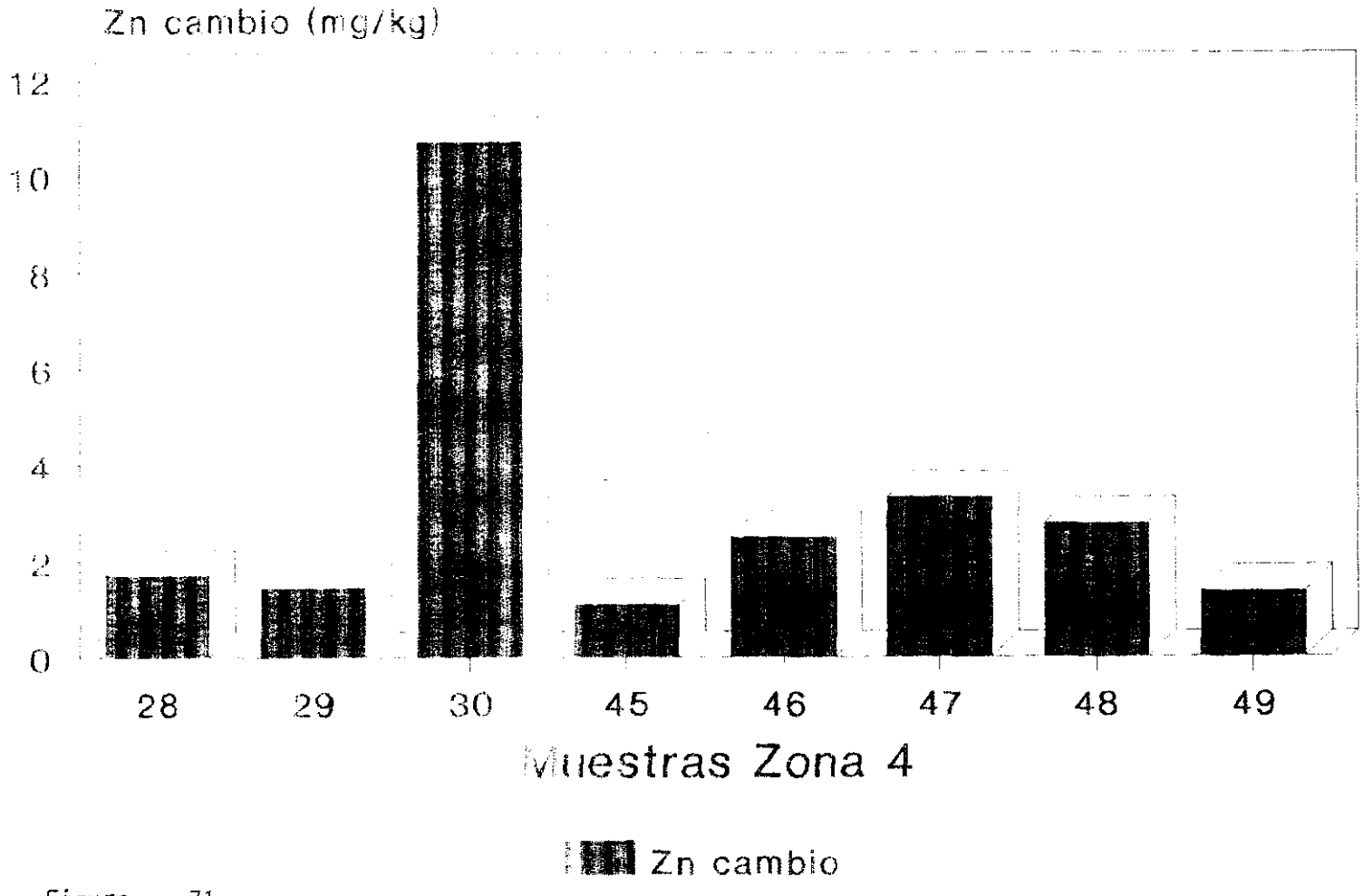
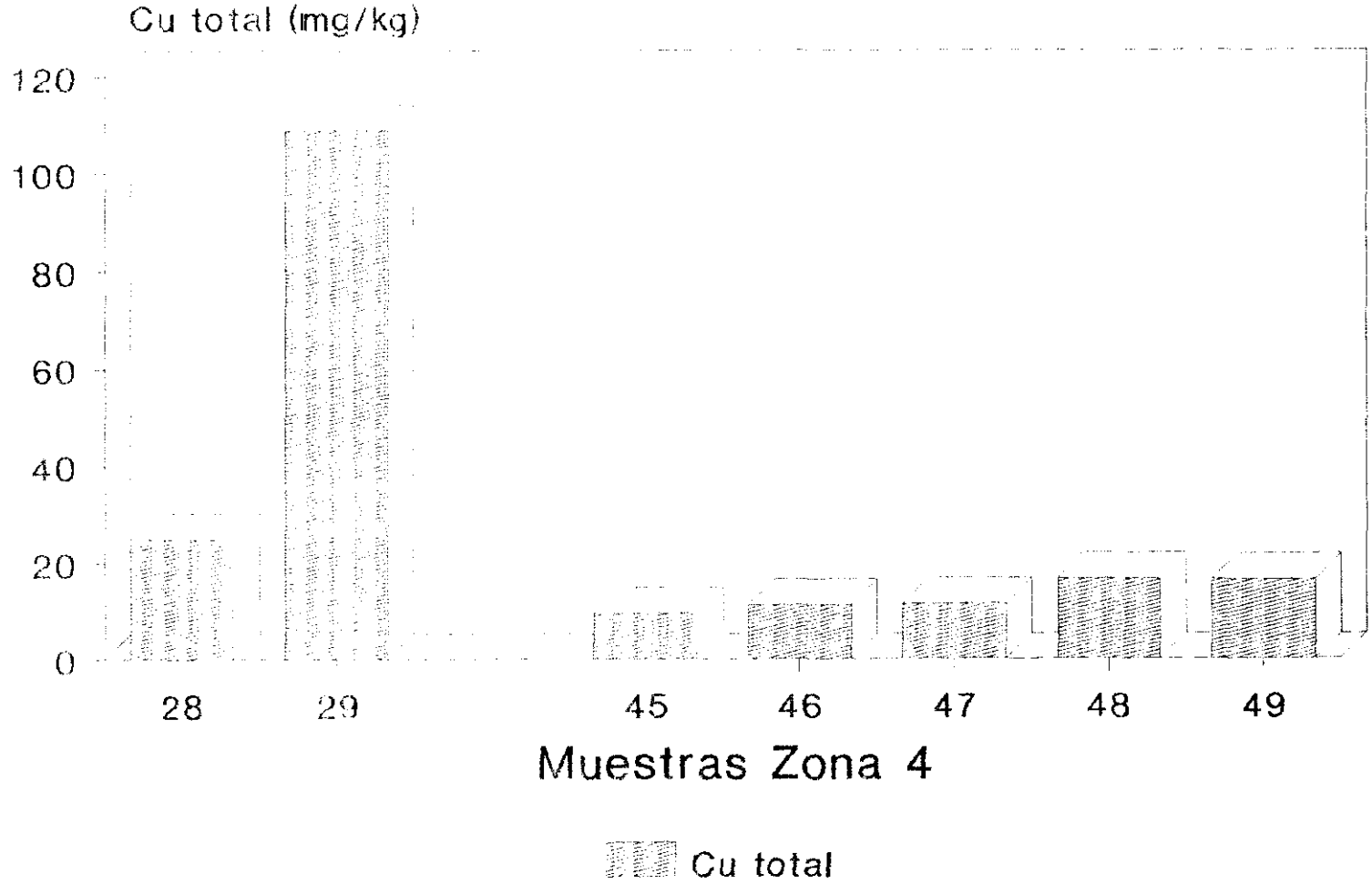


Figura 71

Cu total



Eliminada la mestra A-30.

Figura 72

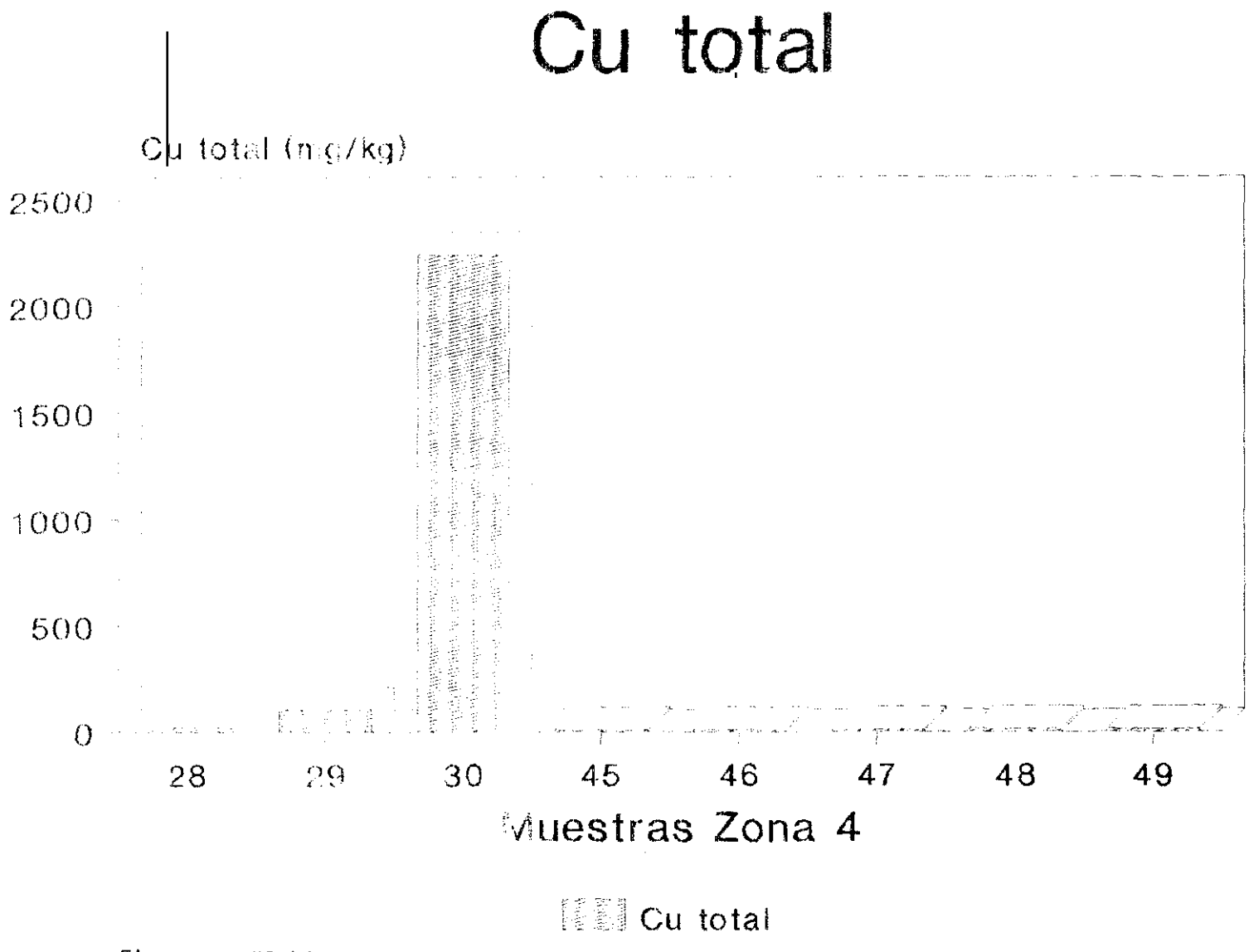


Figura 72 bis

Cu cambio

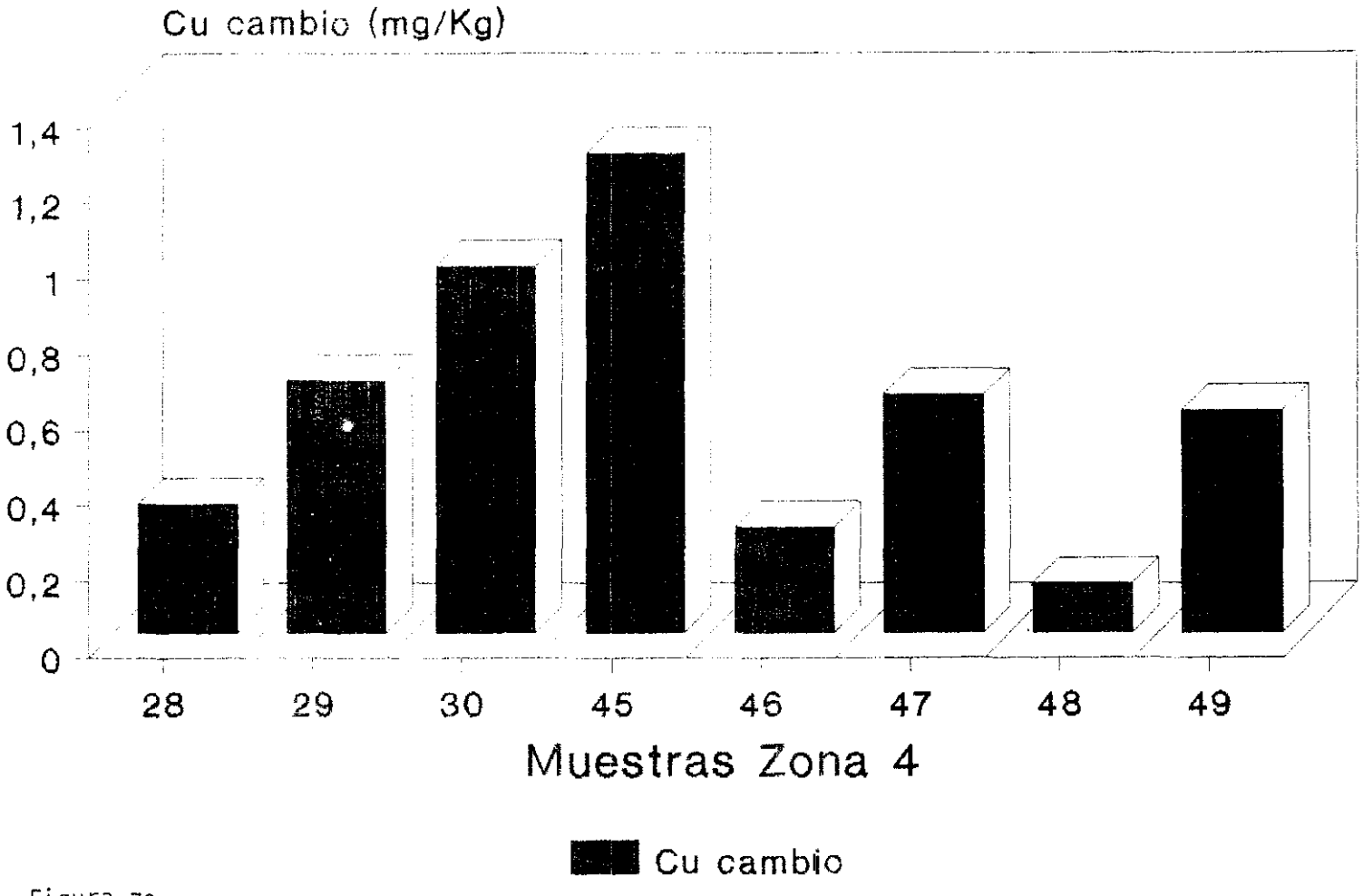


Figura 73

Cd total

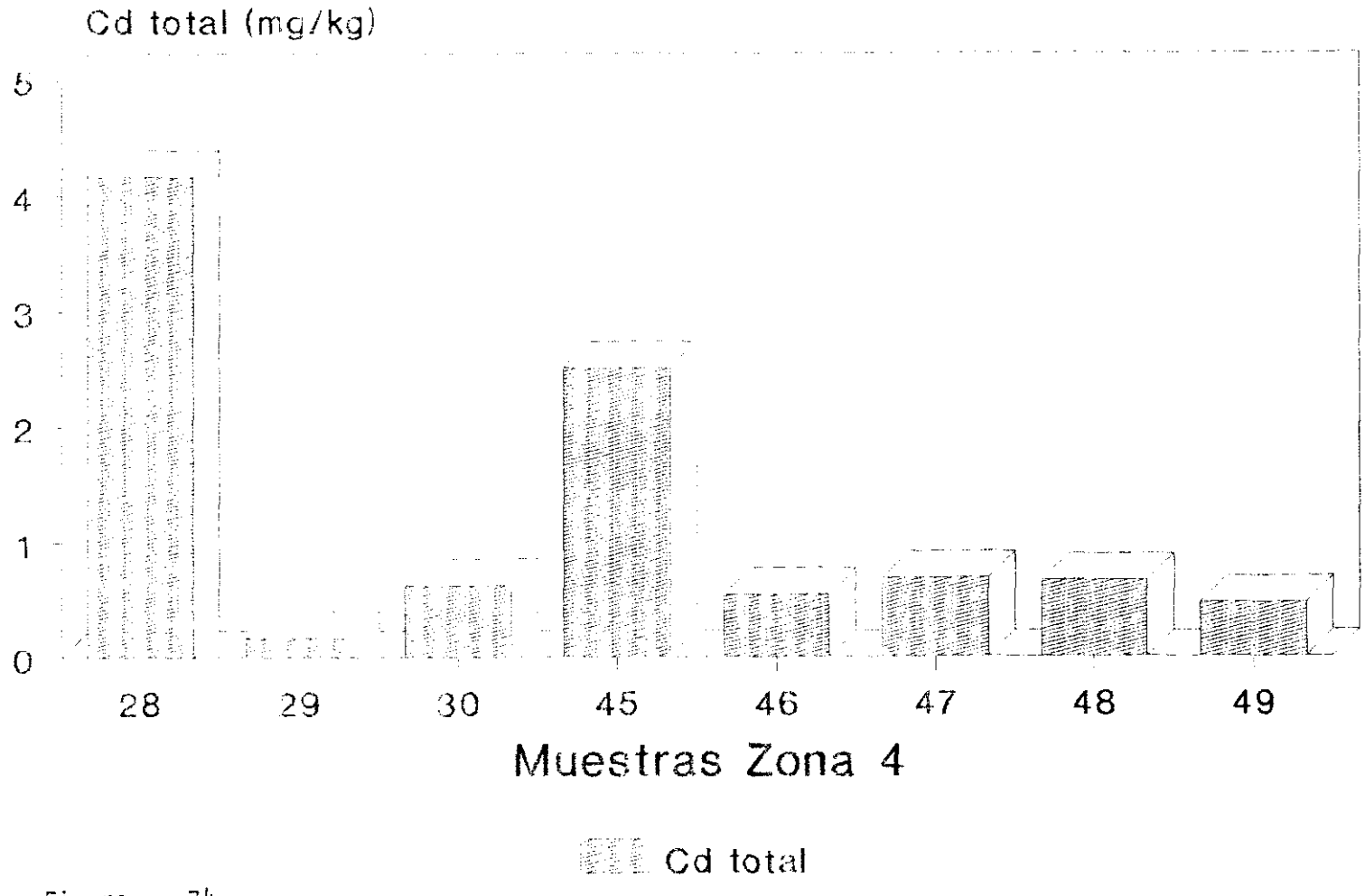


Figura 74

Cd cambio

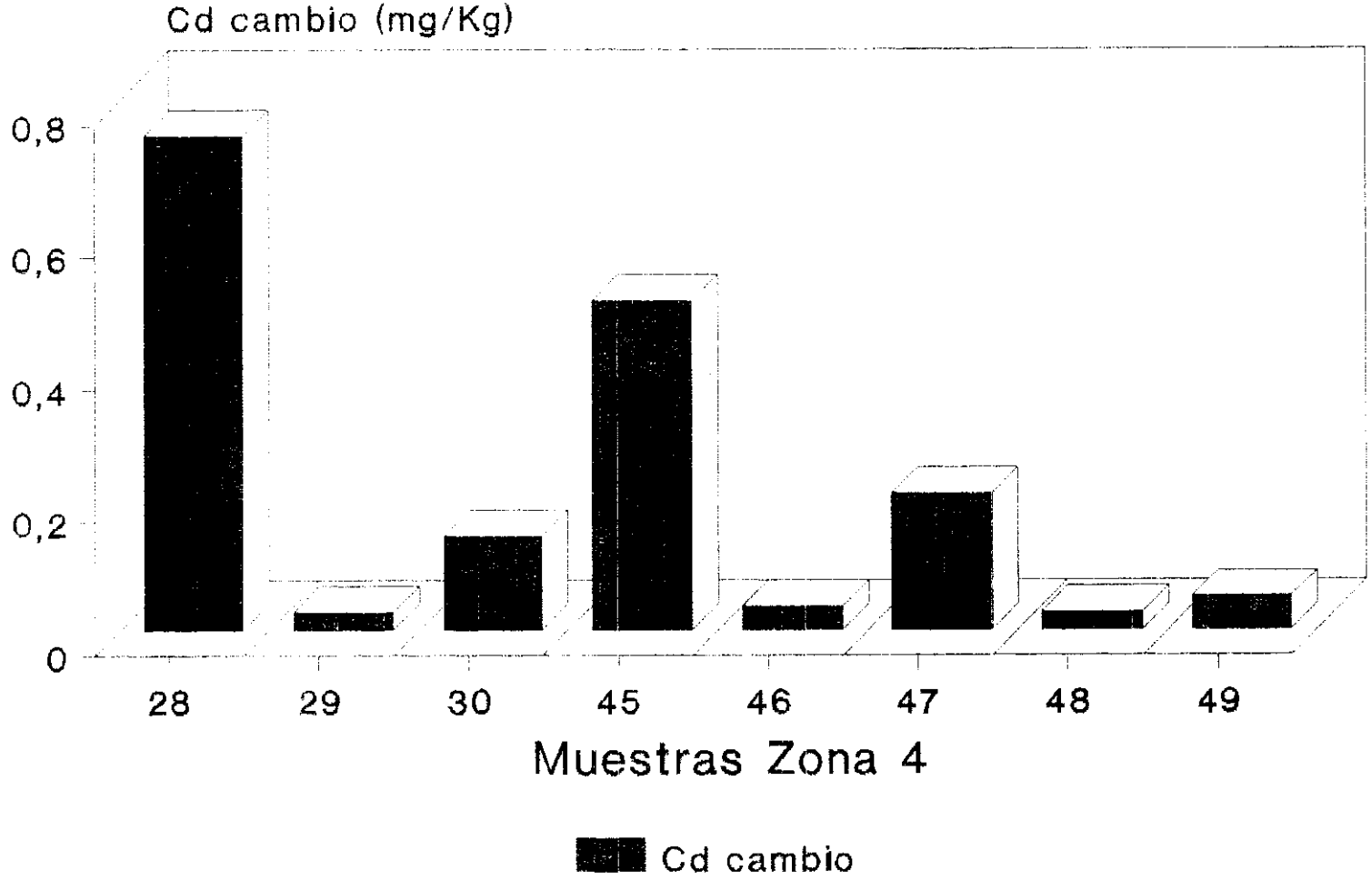


Figura 75

ZONA 4

TABLA . Matrices de correlacion.

	pH	$CaCO_3$	Pb_t	Zn_t	Cu_t	Cd_t
Pb_t	0,13	0,20				
Zn_t	-0,034	-0,51				
Cu_t	0,22	-0,28				
Cd_t	-0,47	-0,27				
Pb_c	0,19	0,31	0'64			
Zn_c	0,35	-0,38		-0,31		
Cu_c	0,43	-0,076			0,057	
Cd_c	-0,28	0,045				0'96

Arena[1] Arena fina y gruesa.

Tabla 32

IX.- PLANTAS

IX.1.- RESULTADOS Y DISCUSION DE METALES PESADOS EN PLANTAS.

Se han determinado los contenidos de metales pesados en órganos vegetales existentes en el momento de la toma de muestras de suelos. El muestreo se ha llevado a cabo únicamente en aquellos puntos donde la incidencia del factor contaminación parecía más intenso, por proximidad a carreteras, polígonos industriales, vertederos y zonas morfologicamente deprimidas.

En la tabla 33, se expresan los contenidos de metales pesados (Zn, Pb, Cu, Cd) por especies, observándose que existe una acumulación de Zn en todas las partes vegetales, frente a los demás metales siendo los valores de Pb, en general superiores a los del Cu, siendo el Cd minoritario.

Del estudio de los contenidos de Zn se deduce que los brotes de trigo y cebada presentan una proporción media de Zn de 98'51 mg kg^{-1} (60'0 - 139'44 mg kg^{-1}) superior a la media de 83'35 mg kg^{-1} obtenida para hojas (acelgas, alfalfa, coliflor, espinacas, gramineas, peral, puerro y remolacha) con valores comprendidos entre 26'4 - 128'12 mg kg^{-1}, correspondiendo las proporciones menores a granos de gramineas (trigo y cebada) con valor medio de 57'93 mg kg^{-1} (24'31 - 107'50 mg kg^{-1}) observándose unos contenidos de Zn en granos de cebada superiores a los de trigo. La muestra de granos de habas presenta un contenido en Zn de 118'38 mg kg^{-1}. La secuencia de contenidos en Zn es: brotes > hojas > granos.

IX.1.1.- Cinc.

Las concentraciones de Zn en las plantas (Figura 76) presentan niveles variables dependiendo de la especie, variedad y condiciones del crecimiento. Normalmente las proporiones de este elemento en plantas están dentro de un rango entre 10 y 100 mg kg^{-1} (Follet and col, 1981). Valores de Zn superiores a 100 mg kg^{-1}, se han encontrado en la zona estudiada en brotes de cebada (A-15), hojas de acelga (A-7), hojas de puerros (A-19), granos de haba (A-31) y granos de cebada (A-22), que en general no se corresponden con valores elevados de Zn total ni de cambio en suelos.

Considerando las concentraciones de Zn por especies resulta la secuencia siguiente: grano de haba > = hoja puerro > = hoja peral > hoja acelga > = brote trigo, cebada >

hoja espinaca > = hoja remolacha > = hoja graminea > grano cebada > hoja alfalfa > = grano trigo > = hoja coliflor.

Los contenidos obtenidos de Zn para estas especies vegetales no difieren mucho de los citados por Perez (1991) para las mismas especies al sur del área estudiada, tal vez debido a que los aportes de este metal son fundamentalmente consecuencia de prácticas agrícolas.

Estudiando las relaciones Zn planta/Zn total (Tabla 34) se puede observar que existen determinadas muestras que presentan acumulación de este elemento respecto al contenido del suelo, A-10 y A-54 (espinacas), A-25 y A-26 (hojas de gramineas), A-19 (puerro) A-22 y A-15 (granos y brotes de cebada), tal vez debido a productos empleados en prácticas agrícolas, adición de fertilizantes, plaguicidas etc.

Las relaciones Zn planta/Zn cambio en suelo, presentan valores a veces muy elevados, coincidiendo en general los máximos con razones Zn planta/Zn total elevadas, como en granos y brotes de cebada y espinacas.

IX.1.2.- Plomo.

De los contenidos de Pb en muestras vegetales (Tabla 33, Figura 77), se deduce que los brotes (trigo y cebada) presentan una proporción media de 38'45 mg kg^{-1} (7'69 - 86'11 mg kg^{-1}), para hojas la media es de 26'95 mg kg^{-1} (7'52 - 84'01 mg kg^{-1}), correspondiendo a granos de gramineas (trigo y cebada) una media de 18 mg kg^{-1} (6'73 - 47'73 mg kg^{-1}); la muestra de granos de habas presenta un contenido en Pb de 12'50 mg kg^{-1}. La secuencia de acumulación de Pb en los distintos órganos vegetales es : brotes > hojas > granos.

Todos los valores son muy superiores a los dados, para las mismas especies vegetales y en zonas contiguas por Perez (1991) y Cala (1985).

El plomo se acumula mayoritariamente en las raices y en pequeña cantidad en partes aéreas (Motto et al, 1970; Wallance et al., 1977). Según John y Van Laerthoven (1972) la traslocación de Pb en planta para distintas proporciones de metal en suelo, conduce a contenidos en raices muy elevados respecto a los de hojas:

		200 mg kg^{-1} Pb en suelo	1000 mg kg^{-1} Pb en suelo
Lechuga:	hoja	3	54
	raiz	84	868
Espinaca:	hoja	8	39
	raiz	73	
Coliflor:	hoja	6	12
	raiz	55	532
Avena:	grano	4	5
	hoja	7	20

La secuencia resultante de contenidos de Pb (Tabla 33) según las distintas especies vegetales es : hojas de remolacha > hojas de gramineas >= brotes de trigo, cebada >= hoja peral >= hoja coliflor > hojas acelga >= grano cebada >= hojas espinaca > hojas alfalfa >= grano haba >= grano trigo >= hoja puerro.

Las proporciones elevadas de Pb obtenidas en hojas podrían indicar contaminación aérea procedente del tráfico fundamentalmente.

Los valores de las relaciones Pb planta/Pb total (Tabla 34), ponen de manifiesto que únicamente tres muestras, A-13(hojas de remolacha), A-26 (hojas de gramineas) y A-22 (granos de cebada), presentan acumulación de Pb en planta con relación al plomo existente en suelo, lo que podría indicar teniendo en cuenta la baja movilidad de este metal, una posible contaminación por via aérea en hojas como se ha indicado anteriormente.

Los valores más elevados en las relaciones Pb planta/Pb cambio aparecen en hojas de remolacha A-13 y de gramineas A-44, siendo en ellas el porcentaje de Pb cambiable con respecto al Pb total, bajo. En general no se observa relación entre el Pb contenido en planta y el porcentaje del Pb cambio/Pb total en suelo. Dado que las plantas analizadas son anuales, relaciones elevadas Pb planta/Pb cambio y Pb planta/Pb total confirmarían una acumulación de Pb en planta consecuencia de la contaminación aérea.

IX.1.3.- Cobre.

El Cu es un micronutriente esencial para las plantas, se absorbe por la raiz en menor proporción que los demás micronutrientes. La concentración de Cu en plantas está relacionada con la proporción de Cu total y asimilable en suelos (Tabbada and Tenorio-Borja, 1986).

Las proporciones de Cu en las muestras vegetales (Tabla 33, Figura 78), presentan para brotes (trigo y cebada) un valor medio de 25'28 mg kg^{-1} (18'75 - 32'14 mg kg^{-1}), para hojas de 14'14 mg kg^{-1} (7'50 -31'10 mg kg^{-1}), correspondiendo a granos de gramineas (trigo y cebada) una media de 12'44 mg kg^{-1} (6'66 - 25'00 mg kg^{-1}). La muestra de granos de habas tiene una proporción en Cu de 12'7' mg kg^{-1}. La secuencia de contenidos de Cu sería: brotes > hojas > granos.

Los contenidos de Cu en plantas (Jones, 1972) están comprendidos normalmente entre 5 y 20 mg kg^{-1}, encontrándose en las muestras analizadas proporciones superiores a ellos en brotes de trigo y hojas de remolacha; En general las concentraciones son ligeramente mayores a las obtenidas por Perez (1991) al Sur y Suroeste de la zona.

El cobre disponible en los suelos es absorbido por las raices de las plantas y se acumula en hojas nuevas y zonas de crecimiento, asociándose síntomas de toxicidad a vegetales con niveles de este elemento en suelos de 150 a 400 mg kg^{-1} (Baker, 1986). Dadas las concentraciones de Cu en los suelos estudiados se puede deducir que por lo general no alcanzan estos valores críticos y se observa que las mayores proporciones no se corresponden con valores elevados en vegetación.

La secuencia de acumulación de cobre por especies es: brotes de trigo > = hoja peral > hoja espinaca > = hoja remolacha > = brotes cebada > = hoja graminea > = granos cebada > = hoja alfalfa > = grano haba = hoja coliflor > = hoja acelga = puerros > = grano trigo.

Las relaciones Cu planta/Cu total (Tabla 35) son inferiores a la unidad, excepto en A-10 (espinaca), A-13 (remolacha) y A-15 (brotes de cebada), de lo que se deduce que en general no hay acumulación en planta respecto al Cu del suelo, y cuando existe acumulación, los contenidos en Cu son relativamente bajos, por lo que no se considera la existencia de comtaminación de este elemento.

IX.1.4.- Cadmio.

El Cd es un elemento no esencial en la nutrición de las plantas y bajo condiciones normales toman muy pequeñas cantidades del suelo, sin embargo las proporciones de este metal encontradas en plantas pueden ser elevadas, dependiendo de la especie vegetal y de la concentración de Cd en el suelo (Bingham et al., 1975; Adriano 1986). Algunas especies

toleran elevadas concentraciones de Cd en suelo antes de presentar síntomas de toxicidad, otras especies como espinaca y lechuga son muy sensibles a los contenidos de Cd; en general vegetales de hojas tienden a acumular Cd procedente del medio.

Los brotes de trigo y cebada presentan una media de Cd de 1'027 mg kg^{-1} (0'384 - 1'309 mg kg^{-1}), para las hojas el valor medio es de 1'352 mg kg^{-1} (0'252 -8'324 mg kg^{-1}), para granos (trigo y cebada) de 0'703 mg kg^{-1} (0'431 -1'014 mg kg^{-1}) y la muestra de granos de haba tiene un contenido de 1'172 mg kg^{-1}.

La secuencia de contenidos de de Cd en los órganos vegetales analizados es: hojas > brotes > granos.

Los valores obtenidos (Tabla 35, Figura 79) superan ampliamente los dados para las mismas especies y en zonas próximas por Perez (1991). Hay que destacar la muestra A-21 (coliflor) con un contenido en Cd de 8'3 mg kg^{-1}, siendo la proporción de Cd en suelo de 0'43 mg kg^{-1} del que un 90 % es cambiable.

La secuencia total de contenidos de Cd por especie es: hoja coliflor >> hoja remolacha = brote de trigo >= grano de haba >= hoja peral = hoja espinaca >= hoja acelga >= hoja alfalfa = hoja graminea >= brote cebada >= grano cebada >= grano trigo > puerro.

Los valores de las relaciones Cd planta a Cd suelo son muy elevados en muestras de acelga, hoja de coliflor, hoja de gramineas, hojas de peral, brotes de trigo y granos de cebada, que coincide con la acumulación preferente de este metal en hojas frente a la de semillas, tubérculos y frutos, citada en bibliografía (MacLean, 1976).

Las muestras con máximos valores de las razones Cd planta a Cd de cambio presentan tambien valores elevados Cd planta a Cd total.

Se han establecido las relaciones entre los contenidos totales de metales en planta y suelo (Tabla 36), no obteniéndose correlación para ninguno de ellos. Las rectas de regresión correspondientes a contenidos de metales en plantas y formas cambiables en suelos presentan coeficientes de correlación bajos para Zn (r = 0'26) y Cd (r = 0'28) no presentando correlación para Pb y Cu.

Tabla 36. Matrices de correlación.

	Pb s	Pb c	Zn s	Zn c	Cu s	Cu c	Cd s	Cd c
Pb p	0'04	0'13						
Zn p			0'04	0'26				
Cu p					0'06	0'04		
Cd p							0'05	0'28

p = planta s = suelo c = cambio

Tabla.- 33. Contenido de metales pesados en plantas (mg kg^{-1}).

Especie	Muestra	Pb	Zn	Cu	Cd
Hojas de Acelga.	A-7	20'00	128'12	10'00	1'136
	A-11	23'44	70'14	13'88	1'136
	A-16	30'00	89'09	7,50	0'846
Hojas de Espinaca.	A-10	20'45	100'00	12'50	0'962
	A-54	18'36	74'36	12'08	1'180
Hojas de Coliflor.	A-21	31'43	42'14	11'23	8,324
Hojas de Remolacha.	A-12	12'50	95'19	10'71	1'250
	A-13	84'01	74'35	31'10	1'252
Hojas de graminea.	A-25	22'31	83'75	12'86	0'252
	A-26	56'25	100'00	20'83	1'390
	A-44	43'72	64'81	16'35	0'804
Puerros.	A-19	6'66	115'00	10'00	0'277
Granos de Habas.	A-31	12'50	118'38	12'71	1'172
Hojas de Peral.	A-29	36'04	114'72	28'36	1'090
Alfalfa.	A-53	18'62	72'23	14'72	0'983
	A-48	7'52	26'43	14'24	0'764
Granos de Trigo.	A-6	14'29	48'91	6'66	0'725
	A-8	6'73	41'07	8'33	0'513
Granos de Cebada.	A-22	47'73	107'50	12'50	0'833
	A-9	9'09	67'86	25'00	1'014
	A-52	12'16	24'31	9'74	0'431
Brotes de Trigo.	A-17	25'00	68'75	32'14	1'309
	A-18	86'11	109'38	30'26	1'225
Brotes de Cebada.	A-15	35'00	139'44	20'00	1'190
	A-14	7'69	60'00	18'75	0'384

Tabla.- 34. Relaciones metal en planta a metal total en suelo y metal en planta a metal cambiable en suelo.

Especie	Muestra	Zn p/Zn s	Zn p/Zn c	Pb p/Pb s	Pb p/Pbc
Hojas de Acelga.	A-7	0'64	16'16	0'10	5'78
	A-11	0'34	59'44	0'06	11'26
	A-16	0'10	11'51	0'05	8'87
Hojas de Espinaca.	A-10	2'82	90'09	0'22	14'40
	A-54	2'18	16'45	0'05	8'87
Hojas de Coliflor.	A-21	0'26	10'50	0'08	13'09
Hojas de Remolacha.	A-12	1'08	5'52	0'29	13'58
	A-13	1'08	11'00	1'54	155'57
Hojas de Gramineas.	A-25	2'15	34'18	0'36	2'61
	A-26	2'30	11'49	1'08	14'76
	A-44	0'85	44'08	0'37	208'19
Puerros.	A-19	2'08	33'33	0'12	5'16
Granos de Haba.	A-31	0'82	92'48	0'52	41'67
Hojas de Peral.	A-29	0'89	76'66	0'45	8'15
Alfalfa.	A-53	0'20	6'19	0'06	3'43
	A-48	1'18	9'51	0'28	7'02
Granos de trigo.	A-6	1'12	12'38	0'21	42'02
	A-8	0'20	11'77	0'17	1'91
Granos de Cebada.	A-22	3'48	74'14	1'16	79'55
	A-9	0'80	242'30	0'11	11'09
	A-52	1'11	5'98	0'41	11'36
Brotes de Trigo.	A-17	0'59	50'18	0'37	39'06
	A-18	0'25	25'03	0'45	13'09
Brotes de Cebada.	A-15	2'49	60'63	0'58	20'96
	A-14	0'33	41'38	0'23	5'70

Tabla.- 35. Relaciones metal en planta a metal total en suelo y metal en planta a metal cambiable en suelo.

Especie	Muestra	Cu p/Cu s	Cu p/Cu c	Cd p/Cd s	Cd p/Cd c
Hojas de Acelga.	A-7	0'11	2'94	0'91	15'35
	A-11	0'50	11'38	15'56	37'83
	A-16	0'04	1'86	0'95	6'88
Hojas de Espinaca.	A-10	1'95	10'25	0'42	7'02
	A-54	0'35	11'19	0'25	11'46
Hojas de Coliflor.	A-21	0'23	14'03	19'49	21'46
Hojas de Remolacha.	A-12	0'79	71'40	0'91	3'78
	A-13	1'16	15'78	1'89	15'46
Hojas de Graminea.	A-25	0'38	17'86	0'43	7'41
	A-26	0'90	28'93	18'28	23'26
	A-44	0'78	3'58	1'01	13'40
Puerro.	A-19	0'13	2'88	1'91	7'29
Granos de Haba.	A-31	0'05	57'77	0'23	3'74
Hojas de Peral.	A-29	0'26	42'33	6'37	40'37
Alfalfa.	A-53	0'12	9'09	0'46	20'91
	A-48	0'86	109'54	1'15	28'30
Granos de Trigo.	A-6	0'51	9'00	0'35	15'79
	A-8	0'22	6'61	0'70	9'50
Granos de Cebada.	A-22	0'39	3'60	5'63	59'50
	A-9	0'31	35'71	1'23	7'40
	A-52	0'99	18'38	2'22	18'74
Brotes de Trigo.	A-17	0'73	74'74	6'68	163'63
	A-18	0'70	6'92	1'47	2'46
Brotes de Cebada.	A-15	0'22	42'55	1'35	14'69
	A-14	0'45	85'22	1'17	5'49

Cinc total en plantas

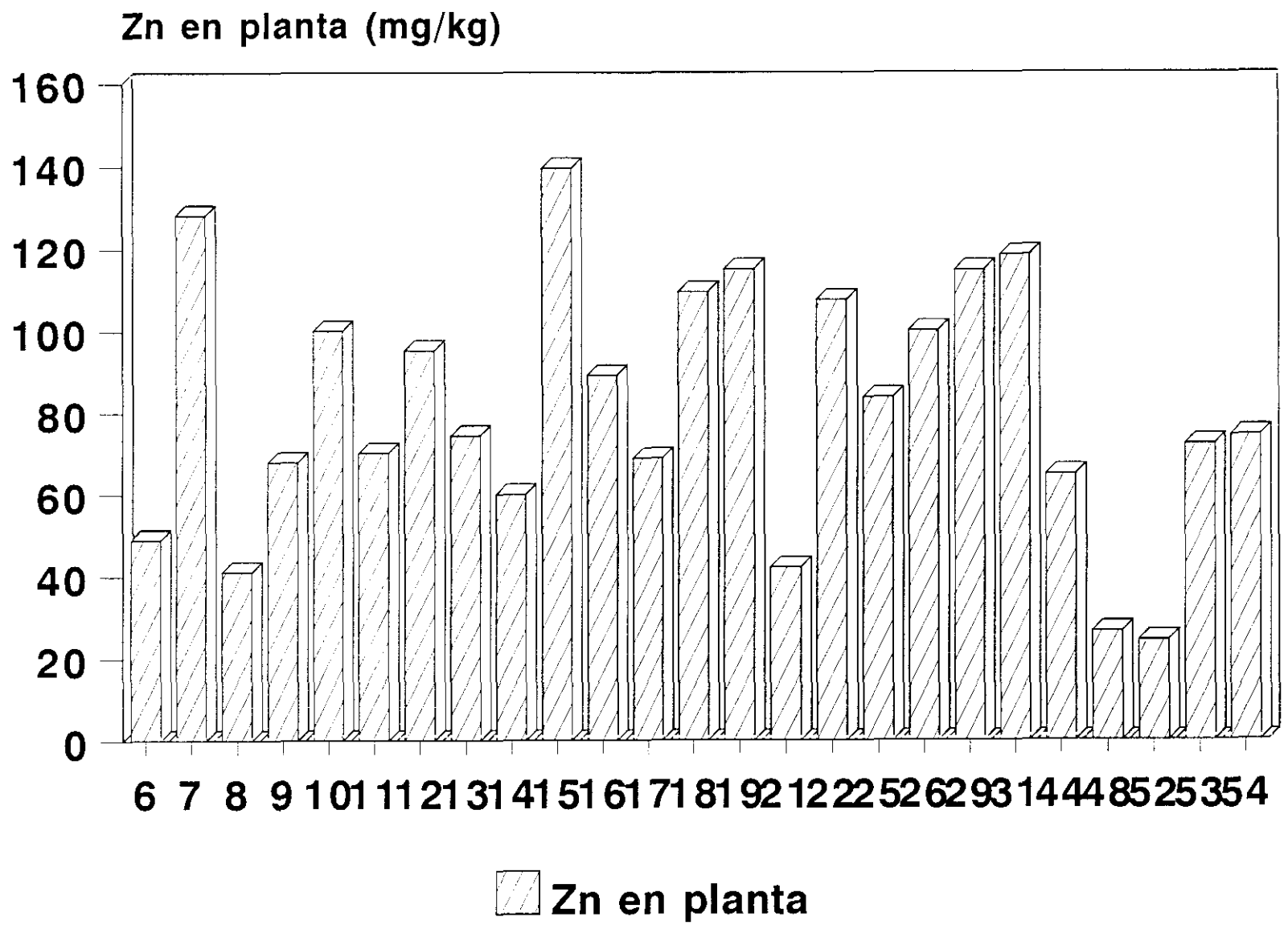


Figura 76

Plomo total en plantas

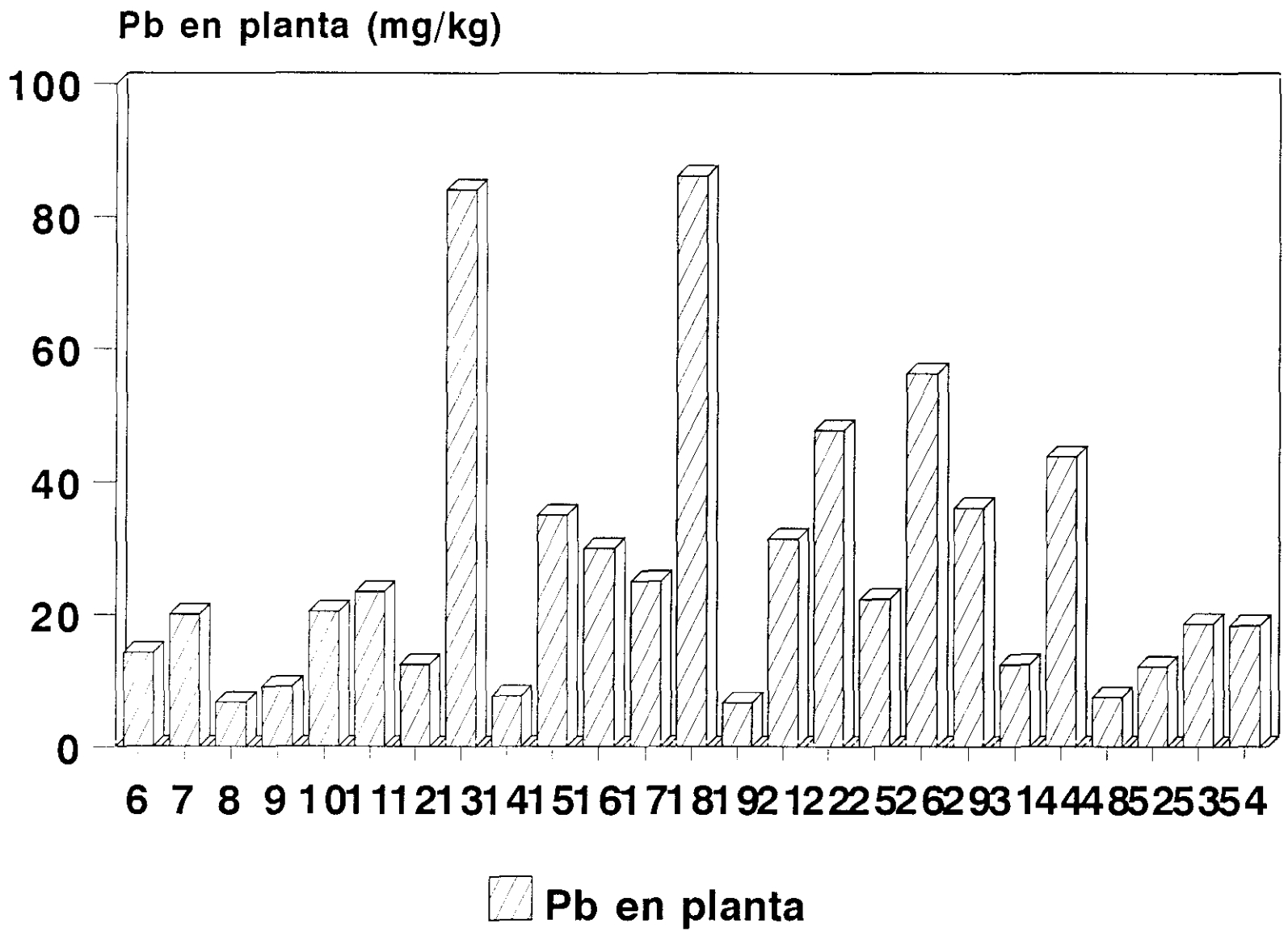


Figura 77

Cobre total en planta.

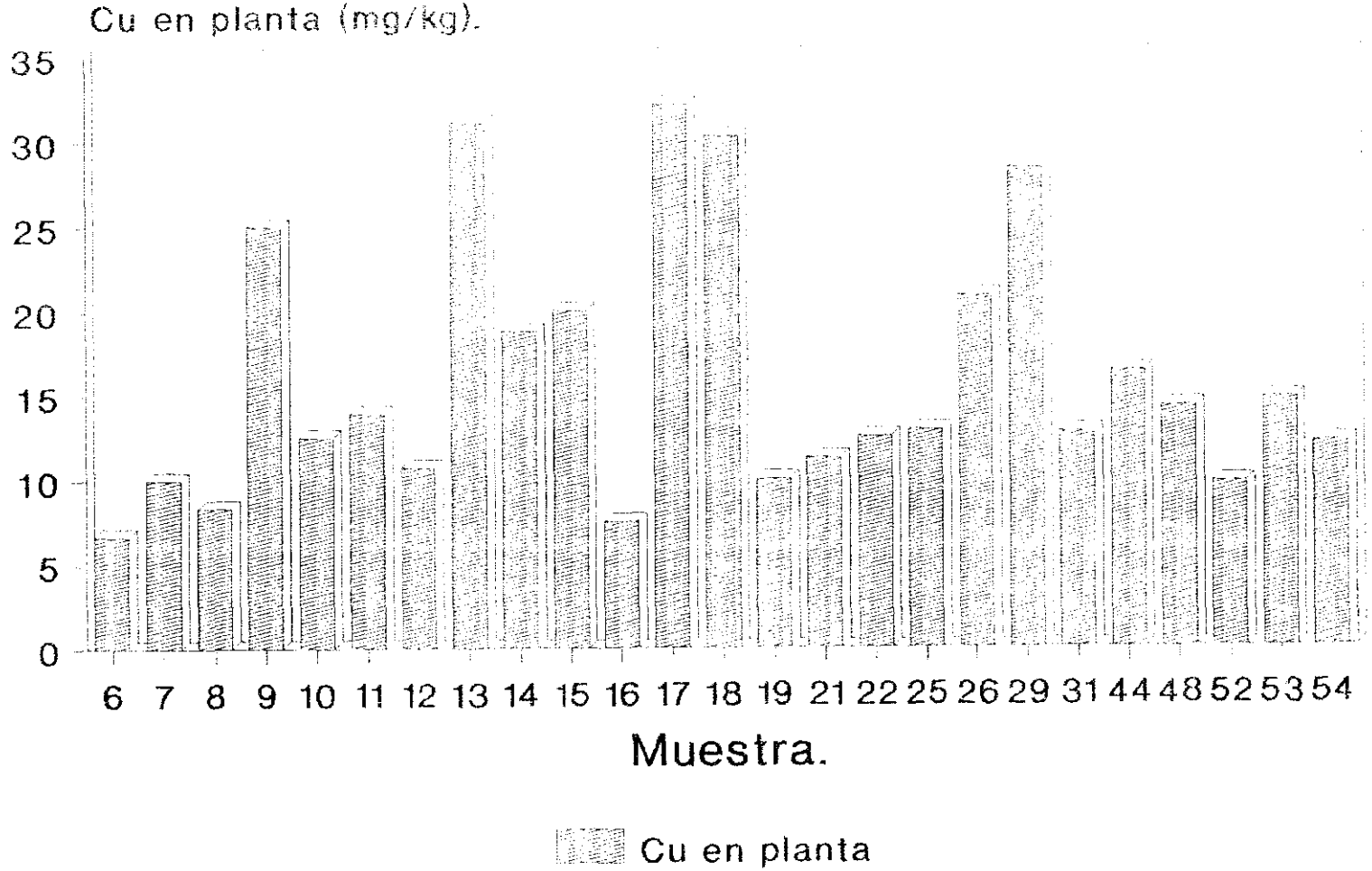


Figura.- 78

Cadmio total en planta.

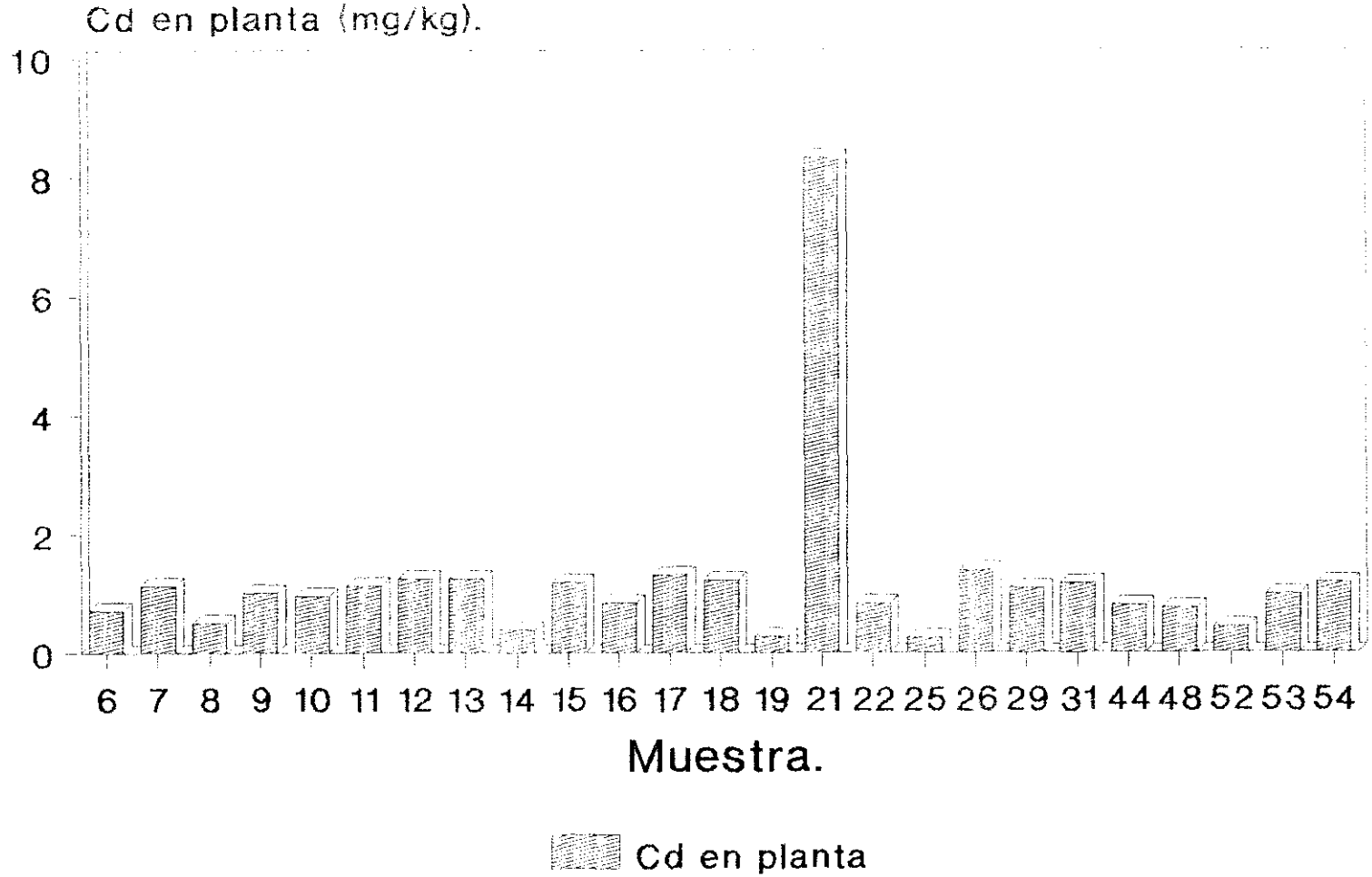


Figura.- 79

X.- DISCUSION GENERAL

X.1.- DISCUSION GENERAL DE PARAMETROS EDAFICOS.

Los contenidos de metales pesados en el suelo dependen de la concentración existente en el material original, con variaciones debidas a los procesos edáficos; en suelos urbanos estos contenidos se modifican como consecuencia de aportes originados por actividad industrial, y en suelos agrícolas la adición de determinadas sustancias pueden igualmente variar el contenido original de metales.

La retención de los metales está relacionada con los parámetros edáficos (granulometría, pH, $CaCO_3$, carbono, nitrógeno y capacidad total de cambio).

La absorción de metales por la planta va a depender fundamentalmente de la proporción y forma en que se encuentren y del órgano y naturaleza del vegetal.

Considerando los datos granulométricos obtenidos para las distintas zonas se ha llegado a la caracterización textural del área de estudio.

Los porcentajes medios de arena gruesa de las diferentes zonas son:

Zona-1 = 33'6 %

Zona-2 = 40'7 %

Zona-3 = 51'0 %

Zona-4 = 52'7 %

Por lo que se establece una secuencia: zona-4 > zona-3 > zona-2 > zona-1, donde se observa una clara influencia de la Sierra, más próxima a la zona-4 y más alejada de la zona-1.

El valor medio de la arena gruesa para la zona de estudio es 41'3 % (Tabla 1, Figura 1).

Con relación a la arena fina (Figura 2), el valor medio es de 27'1 %, siendo el contenido medio por zonas de:

Zona-1 = 29'4 %

Zona-2 = 27'1 %

Zona-3 = 24'8 %

Zona-4 = 21'7 %

Para la arena fina la secuencia es inversa a la de la arena gruesa: zona-1 > zona-2 > zona-3 > zona-4.

Para la fracción limo (Figura 3), el valor medio es de 12'6 % siendo los valores medios por zonas de:

Zona-1 = 16'6 %

Zona-2 = 9'8 %

Zona-3 = 10'0 %

Zona-4 = 10'3 %

Con relación a la fracción arcilla (Figura 4), el valor medio del área es de 19'1 % con valores medios por zonas de:

Zona-1 = 19'9 %

Zona-2 = 22'4 %

Zona-3 = 14'3 %

Zona-4 = 15'5 %

Se observa que las zona-3 y zona-4 están por debajo del valor medio.

Considerando agrupadas las fracciones limo y arcilla y las fracciones arena fina y arena gruesa los porcentajes son:

Fracción gruesa.	Fracción fina.
Zona-1 = 62'9 %	Zona-1 = 36'6 %
Zona-2 = 67'8 %	Zona-2 = 32'2 %
Zona-3 = 75'8 %	Zona-3 = 24'3 %
Zona-4 = 74'4 %	Zona-4 = 25'7 %

Hay una tendencia, por lo general, a aumentar la fracción gruesa a medida que es mayor la influencia de los materiales de la Sierra, mientras que la fracción fina desciende desde la zona-1 a la zona-4; se observan aproximadamente iguales secuencias pero invertidas.

La mineralogía de la fracción arcilla de los suelos estudiados se caracteriza por presentar como minerales laminares, mica-ilita, en general mal cristalizada, caolinita en pequeña proporción con bajo grado de cristalinidad y minerales interestratificados ilita-esmectita, ilita-vermiculita y en algunas muestras presencia de esmectita, vermiculita y clorita.

Como minerales no laminares cuarzo, feldespato y en algunas muestras calcita y sales.

En general las muestras presentan una composición semejante en las cuatro zonas estudiadas.

La textura media del área de estudio en base a los porcentajes medios de las distintas

fracciones sería franco arenosa.

Observando los valores del pH en agua (Tabla 2, Figura 5) en la zona de estudio, el valor medio es de 7'5. Siendo las medias por zonas de:

Zona-1 = 7'8.

Zona-2 = 7'5.

Zona-3 = 6'8.

Zona-4 = 7'4.

Con relación al pH en KCl (Figura 6), el valor medio es de 6'7 y las medias por zonas:

Zona-1 = 6'9

Zona-2 = 6'9

Zona-3 = 6'1

Zona-4 = 6'6

La zona-3 presenta los valores más bajos de pH en H_2O y KCl, y los más altos corresponden a la zona más meridional, siendo la secuencia:

Zona-1 >= zona-2 >= zona-4 > zona-3.

El valor medio de $CaCO_3$ (Figura 7) de los suelos estudiados es de 58'3 g/kg^{-1}. Los valores medios por zonas son:

Zona-1 = 71'7 g/kg.

Zona-2 = 58'3 g/kg.

Zona-3 = 53'5 g/kg.

Zona-4 = 31'7 g/kg.

La cantidad media de carbono orgánico (Figura 8) en el área de estudio es de 8'3 g/kg y los valores medios por zonas son:

Zona-1 = 8'7 g/kg.

Zona-2 = 9'8 g/kg.

Zona-3 = 4'6 g/kg.

Zona-4 = 11'3 g/kg.

Se observa que los valores de carbono orgánico son bajos como corresponde a suelos cultivados con textura media franco arenosa.

El valor medio de nitrógeno (Figura 9) de estos suelos es de 1'0 g/kg, siendo los

valores medios por zonas:

Zona-1 = 0'9 g/kg.

Zona-2 = 1'3 g/kg.

Zona-3 = 0'9 g/kg.

Zona-4 = 1'0 g/kg.

Se puede comprobar que todos los valores son bajos y parecidos.

El poder de retener el suelo cationes suceptibles de ser cambiados, queda reflejado en el valor de la capacidad de cambio; la fracción arcilla y la matería orgánica son los componentes responsables de esta propiedad del suelo. Para la capacidad total de cambio (Tabla 3), el valor medio es de 15'5 $cmol_c/kg$, siendo los valores por zonas:

Zona-1 = 18'8 $cmol_c/kg$.

Zona-2 = 16'2 $cmol_c/kg$.

Zona-3 = 11'7 $cmol_c/kg$.

Zona-4 = 8'5 $cmol_c/kg$.

El valor para la Zona-1 se encuentra ligeramente por encima de la media.

Los cationes de cambio Ca^{2+} y Mg^{2+} son fundamentales en el complejo absorbente de estos suelos. Son suelos por lo general saturados y solo un 8% de ellos presentan un grado de saturación por debajo del 50%.

X.2.- DISCUSION GENERAL DE METALES PESADOS.

Los contenidos en Pb total (Tabla 4, Figura 10) del área de estudio presentan una distribución bastante heterogenea, aproximadamente la quinta parte de las muestras tienen valores superiores al valor medio del Pb total 101 mg kg^{-1} (máximo 593'0 y mínimo 14'4). Los contenidos medios correspondientes a las cuatro zonas son:

Zona-1 = 114'0 mg kg^{-1}.

Zona-2 = 145'9 mg kg^{-1}.

Zona-3 = 43'5 mg kg^{-1}.

Zona-4 = 76'4 mg kg^{-1}.

Se observa que en las zonas 3 y 4, los valores de las medias son muy inferiores al contenido medio general, mientras que en la zona-2 la media es muy superior. Segúin Bowen

(1979), Levinson (1980) y Jones y Jarvis (1981), el contenido medio de plomo en suelos está comprendido entre 2-200 mg kg^{-1}, siendo el valor normal de 10 mg kg^{-1}, superando el 12 % de los suelos estudiados el valor máximo del intervalo.

En suelos de cuatro zonas contiguas (Perez, 1991), situadas al sur de cada una de las estudiadas en este trabajo, el contenido medio de Pb es: 60; 49; 41 y 40 mg kg^{-1} respectivamente. En un estudio de contaminación de suelos de la Vega de Aranjuez, Cala (1985) obtiene valores medios de Pb comprendidos entre 23- 47 mg kg^{-1}. Se observa que en el presente trabajo los contenidos en Pb son más elevados que los mencionados, lo que puede relacionarse con la actividad industrial de la zona, residuos urbanos y emisiones de humos, proximidad a Madrid y una mayor densidad de carreteras y tráfico (Nriagu, 1978). Cuando los suelos naturales presentan concentraciones superiores a 110 mg kg^{-1} de Pb total, pueden ser debidas a procesos de contaminación (Davies, 1983).

Los valores límites establecidos por CCEE (Diario oficial de las Comunidades Europeas, 1986) para contenidos de Pb de suelos que presenten un pH de 6 a 7 a los que se le permite adicionar lodos, estaría dentro de un rango de 50 a 300 mg kg^{-1}. La Legislación Española (BOE, 1990) restringe estos valores, limitando la concentración de Pb a 50 mg kg^{-1} en suelos con pH $<$ 7 y a pH $>$ 7 a 300 mg kg^{-1}.

Se ha realizado una representación en malla (Figura 11), en la que se pone de manifiesto las deformaciones correspondientes a los valores de Pb total en el área estudiada, apareciendo los mayores relieves en las zonas 2 y 1, quedando practicamente sin deformar la zona-3. Destacan las muestras localizadas en el Barrio de la China (A-21, 383'8 mg kg^{-1}, pH = 6'5) y al sur de Leganés (A-16, 593 mg kg^{-1}, pH = 7'9). Las muestras A-53 (305'2 mg kg^{-1}, pH = 7'3) y A-54 (345'7 mg kg^{-1}, pH = 8'3), corresponden a huertos muy regados. Todas estas muestras presentan valores muy superiores en contenido de Pb total a los dados por la legislación.

Parte del contenido total de Pb puede presentarse en formas cambiables, siendo la relación Pb cambio/Pb total, fundamental para predecir la asimilación del elemento por parte de los vegetales. En el área estudiada la distribución del Pb de cambio (Figura 12) es muy heterogenea, siendo el valor medio, 2'18 mg kg^{-1}, (0'03 -9'69 mg kg^{-1}). Si se compara este valor, con los obtenidos por zonas:

Zona-1 = 1'71 mg kg^{-1}.

Zona-2 = 3'37 mg kg^{-1}.

Zona-3 = 1'81 mg kg^{-1}.

Zona-4 = 1'86 mg kg^{-1}.

Se observa que la zona-2 presenta los valores medios de Pb de cambio más elevados con respecto a la media general del sector estudiado, mientras que en el resto de las zonas los valores son inferiores; en esta Zona-2 están las muestras A-54 (9'69 mg kg^{-1}) y A-25 (8'56 mg kg^{-1}) cuyos contenidos en Pb de cambio constituyen un peligro para la vegetación.

Los contenidos de Pb de cambio extraidos con acetato amónico a pH = 7 en las cuatro zonas son superiores a los obtenidos por Perez (1991), para suelos situados al sur, empleando el mismo extractante. En estudios de la Vega de Aranjuez Cala (1985), extrae contenidos superiores de Pb, utilizando HCl 1N.

Los porcentajes de Pb de cambio/Pb total (Tabla 5) tienen un valor medio de 3'58 (0'07 - 32'4 %).

Existen cuatro muestras (A-51, A-50, A-40, A-25) que no presentan contenidos elevados en plomo total, mientras que los porcentajes de Pb cambio/Pb total son relativamente altos, lo que puede suponer un peligro ya que sucesivos aportes de metal incrementan el contenido en forma de cambio. Las muestras que presentan elevadas proporciones en Pb total, siendo el porcentaje de cambio bajo, pueden presentar peligro de toxicidad en el caso de que se produjera un cambio en las características del suelo.

Los materiales de la zona estudiada en este trabajo proceden de los del borde meridional del Sistema Central, de composición granito-metamórfica (Aparicio et al., 1975 y Bellido et al., 1981), los contenidos medios de Pb en este tipo de materiales es de 20 mg kg^{-1} (Levinson, 1980), 27 mg kg^{-1} (Gravrilenet et al., 1972), comprendido entre 7 y 69 mg kg^{-1} (Reaves y Berow, 1984).

La evaluación de contenido de Pb total de materiales originales se ha realizado a partir de análisis sobre muestras medias (fracción mineral > 2 mm) obteniéndose un valor medio de 16'0 mg kg^{-1} de Pb (Tabla 6).

Tabla.- 6. Contenidos medios de metales pesados (mg kg^{-1}) en la fracción arena gruesa por zonas.

	Pb	Zn	Cu	Cd
ZONA 1	5'38	29'58	13'17	0'287
ZONA 2	26'36	29'39	9'31	0'181
ZONA 3	20'00	18'75	4'61	0'093
ZONA 4	12'27	16'66	7'11	0'238
MEDIA	16'00	23'59	8'69	0'199
V. MAXIMO	26'36	29'58	13'71	0'287
V. MINIMO	5'38	16'66	4'61	0'093

Relacionando el contenido medio de los suelos de la zona (101'03 mg kg^{-1}), con el contenido medio de los materiales originales (16'0 mg kg^{-1}), se obtiene un valor de 6'3.

Al relacionar los contenidos medios de Pb total de cada zona, con la media correspondiente al material original (Tabla 7) se obtienen los índices de acumulación de Pb en suelos: Zona-2 > Zona-1 > Zona-4 > Zona-3.

Tabla 7. Contenidos medios y máximos de Pb en suelos (mg kg^{-1}). Relaciones Pb suelo/Pb material original.

ZONAS		1	2	3	4
SUELO	media	114'0	145'9	43'3	76'4
	máximo	379'8	593'0	83'6	152'5
SUELO/M.O*	media	7'13	9'12	2'72	4'48
	máximo	23'7	37'0	5'2	9'5

* Contenido medio material original 16 mg kg^{-1}.

Las razones de contenidos máximo de Pb total en cada zona, a contenido medio del material original (16'0 mg k g^{-1}), conducen a la misma secuencia de acumulación de Pb en suelos. Estos valores de acumulación pueden justificarse por procesos naturales y contaminantes.

Se ha realizado el mapa de contenidos en Pb (Figura 13) observándose las lineas de isocontenidos más elevadas en la Zona-2 y Zona-1 del área de estudio.

Las proporciones de Zn total (Tabla 4, Figura 14), presentan una distribución heterogenea, con contenido medio de 126'5 mg kg^{-1} (16'3 - 867'1 mg kg^{-1}), aproximadamente la cuarta parte de las muestras presentan valores superiores a la media.

Los contenidos medios correspondientes a las cuatro zonas en las que se ha dividido el área estudiada son:

Zona-1 = 133'9 mg kg^{-1}

Zona-2 = 187'5 mg kg^{-1}

Zona-3 = 57'5 mg kg^{-1}

Zona-4 = 104'5 mg kg^{-1}

Se observan valores inferiores al valor medio total en las zonas 3 y 4, superiores en

la Zona-2 y semejantes en la Zona-1.

Los contenidos en Zn total en suelos están comprendidos entre 10-300 mg kg^{-1} (Levinson 1980; Jones and Jarvis 1981) los valores medios para Berrow y Reaves (1984) son de 40 mg kg^{-1}.

Al sur de nuestra zona, Perez (1991) dá un valor medio de 46 mg kg^{-1} y Cala y Sanchidrian (1989) en suelos cultivados en la Vega de Aranjuez encuentran valores medios comprendidos entre 47-83 mg kg^{-1}.

Las CCEE establecen como contenidos máximos de Zn en suelos con un pH comprendido entre 6 y 7 (a los que se pretenden adicionar lodos) de 300 mg kg^{-1}, con un rango de 150 a 300 mg kg^{-1}. La Legislación Española (B.O.E. 1990), amplia el límite superior del rango a 450 mg kg^{-1} para suelos con pH $>$ 7.

En la representación en malla (Fig., 15) de los valores de Zn se observa que los mayores relieves corresponden a Leganés y sus alrededores, existiendo tambien en Boadilla del Monte y carretera de Andalucía valores elevados.

La muestra A-37 (315 mg kg^{-1}, pH=8'1) está situada cerca de la carretera de Andalucía, en zona de cereales y olivos, tiene un contenido en Zn que dá lugar en la representación a un relieve medio inferior al correspondiente a la muestra A-30 (487 mg kg^{-1}, pH=7) en la zona de Boadilla del Monte que está próxima a talleres de chapa y pintura. La altura más acusada corresponde a la muestra A-16, está en un polígono industrial al sur de Leganés en un huerto, con un contenido (867 mg kg^{-1}, pH=7'9) muy superior al establecido por la legislación. Se observa igualmente una zona de relieves elevados en los alrededores de la citada muestra.

Las proporciones de Zn, consecuencia de los procesos edáficos se incrementan en suelos y aguas cuando existen nucleos urbanos, de modo que dicho incremento puede relacionarse aunque de forma no específica con la actividad humana (Pellicer, 1989). Las industrias del sector metalúrgico (Font y Navarro, 1991) originan una concentración elevada en Zn y Cd en pozos y aguas, que afectará al contenido de dichos metales en suelos de zonas próximas, existiendo una clara tendencia a la asociación de Zn, con oxihidróxidos de Fe y Mn amorfo o de baja cristalinidad (Cala et al, 1992).

El Zn cambiable es la parte del Zn total que puede ser asimilado a corto plazo por la vegetación, por ello sus proporciones son importantes ya que de ellas dependerá el estado nutricional de la planta.

El contenido medio de Zn de cambio (Figura 16) en el área de estudio es 3'3 mg kg^{-1} (0'14 - 17'25 mg kg^{-1}), siendo sus valores por zonas en general muy semejantes, algo superiores en la Zona-3.

Zona-1 = 2'79 mg kg^{-1}

Zona-2 = 3'42 mg kg^{-1}

Zona-3 = 4'15 mg kg^{-1}

Zona-4 = 3'11 mg kg^{-1}

En zonas contíguas al sur del presente estudio, Perez (1991) obtiene con el mismo extractante contenidos medios en Zn de cambio muy inferiores. Cala (1985) en suelos cultivados en la vega de Aranjuez encuentra valores medios comprendidos entre 3 y 35 mg kg^{-1} empleando como extractante HCl 1N.

Estudiando la toxicidad producida por el Zn (Ruano et al., 1987) en cultivo hidropónico con plantas de Phaseolus vulgaris, que son sensibles tanto a la falta como al exceso de Zn, se observó que a medida que aumenta el contenido de este elemento en la solución de 0'13 a 0'75 mg l^{-1} a pH 5, se produce una disminución en el crecimiento vegetal; en base a esto los contenidos en Zn de cambio obtenidos en este trabajo producirán efectos tóxicos si el pH del medio fuera ácido, por lo que prácticas agrícolas que conduzcan a la disminución del pH podrían tener efectos secundarios perjudiciales.

Los porcentajes de Zn de cambio/ Zn total están representados en la tabla 5, siendo el valor medio 4'73 % (0'11 - 20'37 %). Los suelos con mayor porcentaje de Zn de cambio con respecto al total y pH ácido pueden presentar problemas de toxicidad que se acentuan con nuevos aportes del elemento, contenidos por ejemplo en fertilizantes que a su vez condicionan una disminución del pH. La muestra A-26 con elevado porcentaje Zn cambio/Zn total y pH 6'2, presentará mayor facilidad de asimilación de este elemento por la vegetación con peligro de que se alcancen niveles tóxicos en ella.

Las prácticas agrícolas realizadas sobre estos suelos son un factor importante que incrementa el contenido natural en Zn, ya que al ser este elemento, un micronutriente vegetal, suele intervenir en la composición de la mayoría de los abonos empleados; ésto debe tenerse en cuenta al interpretar los indices de acumulación del metal en suelo respecto del material original, ya que puede ser consecuencia de los procesos de formación del suelo, y de aportes contaminantes procedentes del abonado del suelo.

La relación contenido medio de Zn en suelo (126'5 mg kg^{-1}) a contenido medio de

Zn en material original (valor medio 23'59 mg kg^{-1}, Tabla 6), es de 5'4.

Las acumulaciones parciales de este elemento en cada una de las zonas, considerando los valores medios y máximos en suelos vienen dadas en la tabla 8.

Tabla 8.- Contenidos medios y máximos de Zn en Suelos (mg kg^{-1}). Relaciones Zn Suelo/Zn Material originaL.

ZONAS		1	2	3	4
Suelo	media	133'9	187'4	57'5	104'5
	máxima	437'5	867'1	143'2	487'2
Suelo/M.O.*	media	5'7	7'9	2'4	4'4
	máxima	18'5	36'7	6'1	20'6

* Contenido medio material original 23'59 mg kg^{-1}.

Los indices obtenidos dan lugar a secuencias de acumulación semejantes, donde la zona de máxima acumulación es la Zona-2 y la de mínima acumulación es la Zona-3.
En el mapa de contenidos en Zn (Figura 17), las lineas de isocontenidos más elevados corresponden a la Zona-2, observándose las lineas de menor contenido en la Zona-3.

El cobre total en la zona de estudio (Figura 18, Tabla 4) presenta unos valores muy heterogéneos; si se excluye la muestra A-30 con un contenido de 2238'7 mg kg^{-1}, el valor medio es de 54'2 mg kg^{-1}, con un intervalo entre 268'0 y 4'1 mg kg^{-1}, presentando un 28 % de muestras valores por encima de la media.

Los contenidos medios de las zonas son:

Zona-1 = 55'6 mg kg^{-1}.

Zona-2 = 73'8 mg kg^{-1}.

Zona-3 = 46'1 mg kg^{-1}.

Zona-4 = 28'4 mg kg^{-1}.

Al relacionar estos valores con el contenido medio en cobre total de todo el área de estudio, se observa que en las zonas 3 y 4 son inferiores al contenido medio general, es semejante en la zona-1, en cambio es superior en la zona-2.

El contenido de Cu en suelos está comprendido entre 2 y 100 mg kg^{-1} (Levinson, 1980; Jones y Jarvis, 1981), siendo el valor normal 20 mg kg^{-1}. Para suelos situados próximos a la zona de estudio los valores medios están comprendidos ente 9 y 19 mg kg^{-1} (Perez, 1991), siendo semejantes (13 - 20 mg kg^{-1}) al SE de esta zona, en la Vega de Aranjuez (Cala, 1985).

Los valores encontrados en Cu en este trabajo son muy superiores a los citados en la bibliografía, para otros suelos de la Comunidad de Madrid.

Los valores límites de concentración de Cu en suelos de pH de 6 a 7 son 50 a 140 mg kg^{-1}, según normativa de CCEE (Diario oficial de las Comunidades Europeas, 1986). La Legislación Española (BOE. 1990) amplía el límite máximo a 210 para suelos con pH > 7, a los que se quiere fertilizar con lodos.

En la representación gráfica en malla (Figura 19), se observan las ligeras deformaciones correspondientes a la zona-2 y zona-1, frente a la fuerte deformación producida en la zona-4 por el contenido de la muestra A-30 (2238 mg kg^{-1}, pH = 7), a pesar de no dar fuertes deformaciones en la malla destacan por su alto valor las muestras: A-31 (268'0 mg kg^{-1}, pH=7'3), A-16 (212'5 mg kg^{-1}, pH=7'9), A-32 (169 mg kg^{-1}, pH=8) y A-18 (151'6 mg kg^{-1}, pH=7'9). La muestra A-30 suelo de barbecho próxima a la carretera de Madrid-Boadilla del Monte, está cerca de unos talleres de desgüaces que posiblemente sea el origen del elevado contenido en Cu, aunque valores de Cu elevados en suelos también pueden originarse por su proximidad a granjas cuyos residuos llegan a contener hasta 2000 mg kg^{-1} en seco (Unwin, 1981).

La muestra A-31 (con elevado contenido en Cu) está situada cerca de la carretera de Extremadura y dedicada al cultivo de hortalizas (habas) presenta 268 mg kg^{-1} tal vez debido a la proximidad de la carretera y aguas empleadas para el riego. La muestra A-16, ya citada por su elevado contenido en Pb y Zn, está situada en las afueras de Leganés cerca de un

polígono industrial.

La proporción media de Cu de cambio en el sector estudiado (Tabla 4, Figura 20) es de 1'62 mg kg^{-1} (con un máximo de 11'10 y un mínimo de 0'13), siendo sus valores por zonas:

Zona-1 = 2'56 mg kg^{-1}.

Zona-2 = 1'35 mg kg^{-1}.

Zona-3 = 0'93 mg kg^{-1}.

Zona-4 = 0'61 mg kg^{-1}.

Correspondiendo el mayor contenido a la Zona-1, encontrándose los contenidos de la Zona-3 y Zona-4 por debajo de la media.

Estos valores son más altos que los obtenidos por Perez (1991), 0'07 - 0'31 mg kg^{-1}, aunque inferiores a los dados por Cala (1985) utilizando distinto extractante, en zonas próximas a la estudiada.

Las labores agrícolas realizadas sobre estos suelos incrementan los contenidos en Cu, igual que ocurre con el Zn, ya que estos micronutrientes son adicionados. Todos estos aportes deben tenerse en cuenta al estimar la acumulación de este metal en suelo con relación al contenido existente en el material original.

La relación entre contenido medio de cobre en suelo (54'2 mg kg^{-1}) y contenido medio de cobre en material original (8'69 mg kg^{-1}), es de 6'2. Las acumulaciones parciales de este elemento en cada una de las cuatro zonas para valores medios y máximos en suelos (Tabla 9) es:

Tabla 9.- Contenidos medios y máximos de Cu en suelos (mg kg^{-1}).Relaciones Cu suelo/Cu material original.

ZONAS		1	2	3	4
Suelo	media	55'6	73'8	46'1	28'4
	máxima	151'6	212'5	268'0	108'9
Suelo/M.O*	media	6'4	8'5	5'3	3'4
	máxima	17'4	24'45	30'84	12'5

* Contenido medio material original 8'69 mg kg^{-1}.

La secuencia es: Zona-2 > Zona-1 > Zona-3 > Zona-4, distinta a la obtenida anteriormente, al relacionar el Cu total de los suelos de cada zona, con el correspondiente al material original de la misma zona: Zona-3 > Zona-2 > Zona-1 >= Zona-4.

Según el mapa de isocontenidos (Figura 21), las lineas de máxima concentración corresponden a la Zona-2 de Leganés, seguida de la Zona-1 de Getafe, en la Zona-4 se observa una linea de contenido muy elevado correspondiente a una muestra (A-30, 2238 mg kg^{-1}).

El cadmio total en la zona de estudio (Tabla 4, Figura 22), presenta unos valores relativamente homogeneos, con una media de 1'365 mg kg^{-1} (máximo de 11'791 y mínimo de 0'053), teniendo un 25 % de las muestras valores por encima de la media.

Los contenidos medios por zonas son muy semejantes:

Zona-1 = 1'510 mg kg^{-1}.

Zona-2 = 1'167 mg kg^{-1}.

Zona-3 = 1'443 mg kg^{-1}.

Zona-4 = 1.128 mg kg^{-1}.

Al relacionar estos valores con la media (1'364 mg kg^{-1}) correspondiente a todo el sector, se observa que en las zonas 2 y 4 los contenidos son ligeramente inferiores al contenido medio general, mientras que los valores de la zona-3 y zona-1 son algo más

elevados.

En estudios realizados en zonas contiguas (Perez, 1991), los valores medios de Cd están comprendidos entre 0'030 y 0'124 mg kg^{-1}. En suelos cultivados situados más al SE de esta zona se han encontrado contenidos medios semejantes a los obtenidos por nosotros.

El contenido medio de Cd en suelos dado por la bibliografía es muy variable, dependiendo del material original y otros factores: 1 mg kg^{-1} (Levinson, 1980), de 0,001 - 0'7 mg kg^{-1} (Jones and Jarvis, 1981), de 0'01 -2'0 mg kg^{-1} (Bowen 1979).

La concentración límite de Cd en suelos (Diario oficial de Comunidades Europeas) es de 1 a 3 mg kg^{-1} cuando los valores de pH están comprendidos entre 6 y 7. La Legislación Española mantiene estos límites, 1 mg kg^{-1} para suelos con pH $<$ 7, y 3 mg kg^{-1} para suelos con pH $>$ 7 (BOE, 1990).

En la gráfica en malla (Figura 23), se observa que las deformaciones más acentuadas correponden a las muestras A-2 (11'791 mg kg^{-1}, pH=7'7), A-27 (5'740 mg kg^{-1}, pH=6'4), A-43 (5'383 mg kg^{-1}, pH=8), A-31 (4'988 mg kg^{-1}, pH=7'3), A-54 (4'665 mg kg^{-1}, pH=8'3) y la A-28 (4'160 mg kg^{-1}, pH=7).

Es un área con fuerte contaminación, debida a industrias de galvanizados, pinturas, baterías etc, con emisiones de humos y vertidos a suelos y rios que constituyen un aporte de este metal pesado de alta toxicidad.

Parte del contenido total de Cd se presenta en forma cambiable, siendo la relación metal cambio/metal total, importante para predecir la asimilación de este elemento por la vegetación.

En este estudio el valor medio de Cd de cambio (Figura 24) es de 0.133 mg kg^{-1} (0'798 - 0'008 mg kg^{-1}). Los valores medios de este elemento correspondientes a las cuatro zonas en las que se han distribuido las muestras son:

Zona-1 = 0'157 mg kg^{-1}.

Zona-2 = 0'063 mg kg^{-1}.

Zona-3 = 0'103 mg kg^{-1}.

Zona-4 = 0'217 mg kg^{-1}.

Los valores medios obtenidos para las zonas próximas a las muestras están comprendidos entre 0'01 - 0'027 mg kg^{-1} (Perez, 1991), los contenidos medios solubles obtenidos por Cala (1985) empleando HCl como extractante son superiores y comprendidos entre 0'28 - 0'74.

El porcentaje Cd cambio/Cd total, presenta una media de 18'41 (1 - 91 mg kg^{-1}) con un 35 % de muestras con valores por encima de la media.

Un alto contenido de cadmio cambiable puede producir toxicidad en la vegetación, igualmente elevados porcentajes de Cd cambio/Cd total representa un peligro potencial, aunque el contenido de Cd no sea elevado.

La valoración del contenido del Cd total en material original se ha realizado a partir de un análisis sobre muestras medias de la fracción mayor de 2 mm, obteniéndose un valor medio de 0'199 mg kg^{-1}.

Relacionando el contenido medio en cadmio de los suelos (1'365 mg kg^{-1}) con el contenido medio del material original (0'199 mg kg^{-1}), se observa que la acumulación media del Cd debida a los procesos genéticos y posibles aportes contaminantes es de 6'9.

Las acumulaciones parciales de este elemento en cada una de las cuatro zonas viene dada por la tabla 10.

Tabla 10.- Contenido medio y máximo de Cd en suelos (mg kg^{-1}). Relación Cd suelo/Cd material original.

ZONA		1	2	3	4
Suelo	media	1'51	1'17	1'44	1'13
	máxima	11'79	4'66	5'74	4'16
Suelo/M.O*	media	7'58	5'86	7'25	5'66
	máxima	59'25	23'44	28'84	20'90

* Contenido medio del material original 0'199 mg kg^{-1}.

La secuencia de acumulación para valores medios es: Zona-1 > = Zona-3 > Zona-2 > = Zona-4, y para contenidos máximos Zona-1 > > Zona-3 > Zona-2 > Zona-4, se observa similitud entre ambas y la mayor contaminación existente en la Zona-1.

Según el mapa de contenidos en Cd (Figura 25), las lineas de isocontenidos correspondientes a los valores más elevados se presentan en la Zona-1: La China, carretera de Andalucía y Getafe.

X.3.- RELACIONES ENTRE METALES PESADOS Y PARAMETROS EDAFICOS.

Se han establecido las relaciones entre los distintos metales estudiados y los parámetros edáficos mediante las correspondientes rectas de regresión. Se estudian los coeficientes de correlación (Tabla 11) entre los contenidos totales y en formas cambiables de dichos metales y los diferentes parámetros edáficos (pH en agua, $CaCO_3$, Carbono, Nitrógeno, Arcilla,Limo y Arena) para la totalidad de las muestras comparándolos con los obtenidos para las cuatro zonas en que se ha dividido el área estudiada.

El contenido en Pb total no presenta correlación significativa con el pH en agua si se considera la totalidad de las muestras. Algunos autores han encontrado correlaciones significativas para muestras con valores de pH $<$ 6'5 y en el intervalo 6'5 - 7'5 (Perez, 1991). Los coeficientes de correlación correspondientes a las zonas 1 y 2 (r = -0'36, r = 0'31) eran significativos al nivel del 95 %

Tampoco existe correlación significativa si se considera el Pb cambiable y el pH de la totalidad de las muestras aunque sí lo era para la zona-3 (r = -0'37). La falta de correlación puede deberse a que la extracción de plomo se ha realizado con Acetato-NH_4, 1N a pH=7, que no es un reactivo idoneo para la extracción de este elemento.

La relación entre el pH y el contenido total y extraible de Pb se debe a la influencia de la reacción del suelo sobre la estabilidad de las distintas especies químicas y sobre la intensidad de fijación por los materiales del suelo (Misra and Pandey, 1976)

El plomo total y el plomo cambiable no presentan correlación significativa con el $CaCO_3$ considerando la totalidad de las muestras. Se aprecia dependencia debíl, al nivel del 95 % en la zona-4, entre el plomo cambiable y el $CaCO_3$.

Se han establecido las correlaciones entre Pb total y carbono orgánico, a pesar de las bajas proporciones de materia orgánica en los suelos estudiados. Estos dos parámetros están mediana y positivamente correlacionados (r = 0'37), siendo mayor el grado de dependencia en las zonas 2 y 3 (r = 0'41, r = 0'53). En cuanto al plomo cambiable no existe correlacion

con el carbono mientras que en las zonas 1 y 3 se apreciaba débil correlación.

La correlación entre Pb total y nitrógeno es medianamente significativa y directa y algo menor que en las zonas 2 y 3.

El Pb cambiable presenta una buena dependencia con el nitrógeno (r = 0'46) aunque inferior a la obtenida para la zona-1 (r = 0'70).

La correlación existente entre Pb total y capacidad total de cambio, es directa y significativa (r = 0'49), no apareciendo correlacionado dicho parámetro y el Pb cambiable.

Entre el Pb total y las distintas fracciones granulométricas no se ha encontrado correlación, aunque en la zona-3 del área estudiada la correlación de este metal con el limo es elevada (r = 0'69) y con la fracción arena es medianamente significativa y negativa(r = -0'39).

El Pb cambiable únicamente presenta correlación con la fracción arena (r = 0'34), si bien en la zona-2, se encontró correlación entre esta forma de plomo y arcilla (r = 0'39), y arena (r = 0'44).

La correlación entre plomo cambiable/plomo total es medianamente significativa y positiva (r = 0'34), siendo muy significativa en la zona-4 (r = 0'64).

Resumiendo las correlaciones del plomo total con los distintos parámetros considerados presentan unos coeficientes significativos para: capacidad total de cambio (r = 0'49), nitrógeno (r = 0'37) y carbono (r =0'37). En cuanto al Pb cambiable la correlación es significativa con el nitrógeno (r = 0'46), fracción arena (r = 0'34) y Pb total (r = 0'34).

No hay correlación entre el Zn total y el pH en agua, ni considerando la totalidad de las muestras, ni distribuidas por zonas; tampoco existe correlación entre el Zn cambiable y el pH, aunque para las zonas 3 (r = 0'45) y 2 (r = 0'45) era directa y significativa..

El Zn total no presenta correlación con el $CaCO_3$ para la totalidad de las muestras aunque exista correlacion significativa para la zona-1 (r =0'55) y zona-4 (r =-0'51). No se ha encontrado correlación entre el Zn cambiable y el $CaCO_3$, siendo para la zona-2 significativa (r = 0'47) y de menor significación y negativa en la zona-4 (r = -0'38).

Entre el Zn total y el carbono orgánico la correlación es medianamente significativa y positiva (r = 0'38), no existiendo dependencia entre Zn cambiable y carbono orgánico, aunque se observó correlación significativa en la zona-2 (r = 0'45) y en la zona-3 (r = -0'59).

En cuanto al Zn total y nitrógeno la correlación presenta un coeficiente, r = 0'41, siendo en la zona-1 la correlación altamente significativa (r = 0'74). Las formas cambiables de Zn no están correlacionadas con el nitrógeno, únicamente en la zona-4 aparecía una correlación altamente significativa (r = 0'77).

Aparece sin correlar el Zn total y cambiable con las distintas fracciones granulométricas, y únicamente al considerar las muestras distribuidas en zonas se aprecian correlaciones medianamente significativas para el Zn total-arcilla, para la Zona-2 (r=0'34), Zn total-limo para las Zonas-1 (r = 0'41) y 2 (r = 0'37) y Zn cambiable-arcilla en las zonas-2 y 3 (r = 0'34, r = 0'55).

No existe correlación entre el Zn cambiable y Zn total considerando la totalidad de las muestras , aunque en las zonas-2 y 3 (r = 0'53) se aprecia una fuerte dependencia.

Por lo tanto el Zn total presenta correlación positiva con el nitrógeno (r = 0'41) y carbono (r = 0'38), no existiendo correlación entre Zn cambiable y los distintos parámetros edáficos. En zonas limítrofes Perez (1991) establece correlaciones con mayor significación. La menor correlación existente en el área estudiada puede ser debida a posibles contaminaciones.

Existe una dependencia significativa y negativa entre el Cu total y el pH en H_20, no presentándose correlación entre este parámetro y el Cu cambiable, no obstante en la zona 2 (r = 0'33) y la zona-4 (r = 0'43) se aprecia correlación significativa.

El Cu total y cambiable no presentan correlación con el carbonato cálcico para la totalidad de las muestras. únicamente en la zona-2 la correlación es significativa entre el Cu cambiable (r = 0'61) y el Ca CO_3.

El Cu total y cambiable no presentan correlación con el carbono orgánico; los coeficientes de correlación considerando los suelos distribuidos por zonas son significativos para el cobre total-carbono en la zona-1 (r = 0'50) y zona-3 (r = -0'37) y para Cu cambiable-carbono en la Zona-3 (r = 0'43).

No existe correlación entre el Cu total y Cu cambiable con el nitrógeno; siendo la correlación medianamente significativa entre Cu total-nitrógeno para la zona-1 (r = 0'38), y Cu cambiable-nitrógeno para la zona-2 (r = 0'32).

No existe correlación entre el Cu total y Cu cambiable con la capacidad total de cambio.

En cuanto a la fracción granulométrica y el Cu total y Cu cambiable no se ha encontrado correlaciones. Considerando las zonas, Cu total-arcilla y Cu de cambio-arcilla están correlacionados en las zonas 2 y 3, y Cu total-limo, Cu total-arena en la zona-1 y Cu de cambio-limo y Cu de cambio-arena en la zona-3.

Las relaciones entre el Cu total y formas cambiables no son significativas para la totalidad de las muestras y sí en las zonas-2 y zona-3 (r = 0'43).

Resumiendo el cobre total se correlaciona negativa y significativamente con el pH en H_2O (r = -0'55), considerando el conjunto de las muestras.

No existe correlación entre el Cadmio total y el cadmio cambiable y los parámetros edáficos considerados para la totalidad de las muestras. Este metal está relacionado significativamente en la zona-4 y en la zona-2 con el pH en agua, carbono orgánico, arcilla, limo y arena. El Cd cambiable está correlacionado significativamente en la zona-1 con carbono nitrógeno y arcilla, en la zona-2 con carbonato cálcico (r = 0'47), y carbono (r = 0'47) y en la zona-3 con pH en agua (r = 0'55), nitrógeno (r = 0'64), arcilla y arena.

En cuanto al Cd total/Cd de cambio no existe correlación; aunque por zonas existe buena dependencia para la zona-2 (r = 0'42), con la zon-3 (r = 0'45) y zona-4 (r = 0'98).

No existe correlación en el cadmio total y cadmio cambiable y los parámetros edáficos considerados, para la totalidad de las muestras.

A-29	Ap	53,6	18,5	10,9	17,0	Franco arenosa
A-30	Ap	46,5	23,6	10,6	19,3	Franco arenosa
A-31	Ap	63,2	20,8	8,7	7,3	Arenosa franca
A-32	Ap	29,5	18,5	7,8	44,2	Arcillo arenosa
A-33	Ap	29,3	25,3	7,9	37,5	Arcillo arenosa
A-34	Ap	24,3	17,4	9,8	48,5	Arcilla
A-35	Ap	44,0	23,0	12,9	20,1	Franco arcillo arenosa
A-36	Ap	30,1	43,5	23,0	3,4	Arenosa franca
A-37	Ap	19,6	24,1	48,5	7,8	Franco
A-38	Ap	17,0	48,0	28,0	7,0	Franco arenosa
Mínimo :		15,0	16,7	1,4	3,4	
Máximo :		63,2	54,0	48,5	48,5	
Media :		41,3	27,1	12,6	19,1	Franco arenosa
Desviación :		12,1	8,5	8,6	10,5	
Varianza :		147,2	72,0	73,8	110,9	

TABLA 1.- Análisis granulometrico (%) y texturas.

Muestra	Horiz.	Arena Gruesa	Arena Fina	Limo	Arcilla	Textura
A-1	Ap	32,8	26,0	20,2	21,0	Franco arcillo arenosa
A-2	Ap	33,8	27,3	19,3	20,1	Franco arcillo arenosa
A-3	Ap	34,6	33,4	9,0	23,0	Franco arcillo arenosa
A-4	Ap	50,9	22,8	5,7	20,6	Franco arcillo arenosa
A-5	Ap	53,3	35,0	3,8	7,9	Arenosa
A-6	Ap	45,3	18,1	17,4	19,2	Franco arenosa
A-7	Ap	43,0	23,2	19,2	14,6	Franco arenosa
A-8	Ap	50,3	23,7	13,0	13,0	Franco arenosa
A-9	Ap	47,7	24,1	16,4	11,8	Franco arenosa
A-10	Ap	32,2	22,7	23,1	22,0	Franco arcillo arenosa
A-11	Ap	46,6	25,9	15,0	12,5	Franco arenosa
A-12	Ap	41,8	16,7	13,6	27,9	Franco arcillo arenosa
A-13	Ap	60,3	21,7	6,3	11,7	Arenosa franca
A-14	Ap	39,8	26,4	8,9	24,9	Franco arcillo arenosa
A-15	Ap	48,4	28,4	1,4	21,8	Franco arcillo arenosa
A-16	Ap	43,3	28,0	1,5	27,2	Franco arcillo arenosa
A-17	Ap	34,7	22,4	11,1	31,8	Franco arcillo arenosa
A-18	Ap	40,0	22,4	19,2	18,4	Franco arenosa
A-19	Ap	47,8	27,7	9,1	15,4	Franco arenosa
A-20	Ap	28,4	17,7	15,4	38,5	Arcillo arenosa
A-21	Ap	15,0	54,0	8,9	22,1	Franco arcillo arenosa
A-22	Ap	62,6	21,9	5,6	9,9	Arenosa franca
A-23	Ap	55,4	30,3	7,5	6,8	Arenosa franca
A-24	Ap	38,3	39,6	9,7	12,4	Franco arenosa
A-25	Ap	46,1	34,1	6,1	13,7	Franco arenosa
A-26	Ap	44,8	36,5	8,3	10,4	Arenosa franca
A-27	Ap	37,6	32,7	5,8	23,9	Franco arcillo arenosa
A-28	Ap	58,0	22,9	9,3	9,8	Arenosa franca

Arena gruesa (%).

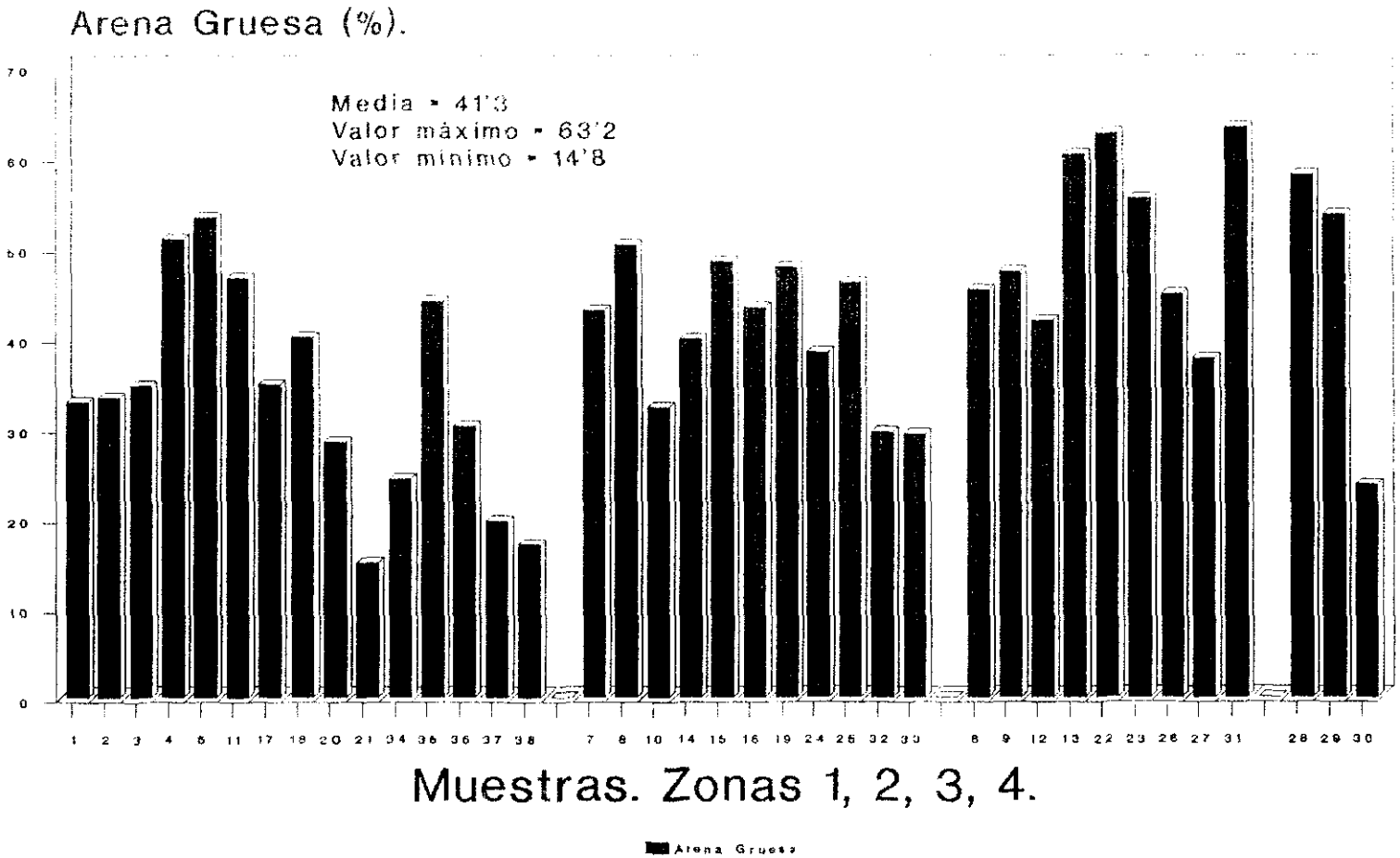


Figura 1

Arena fina (%).

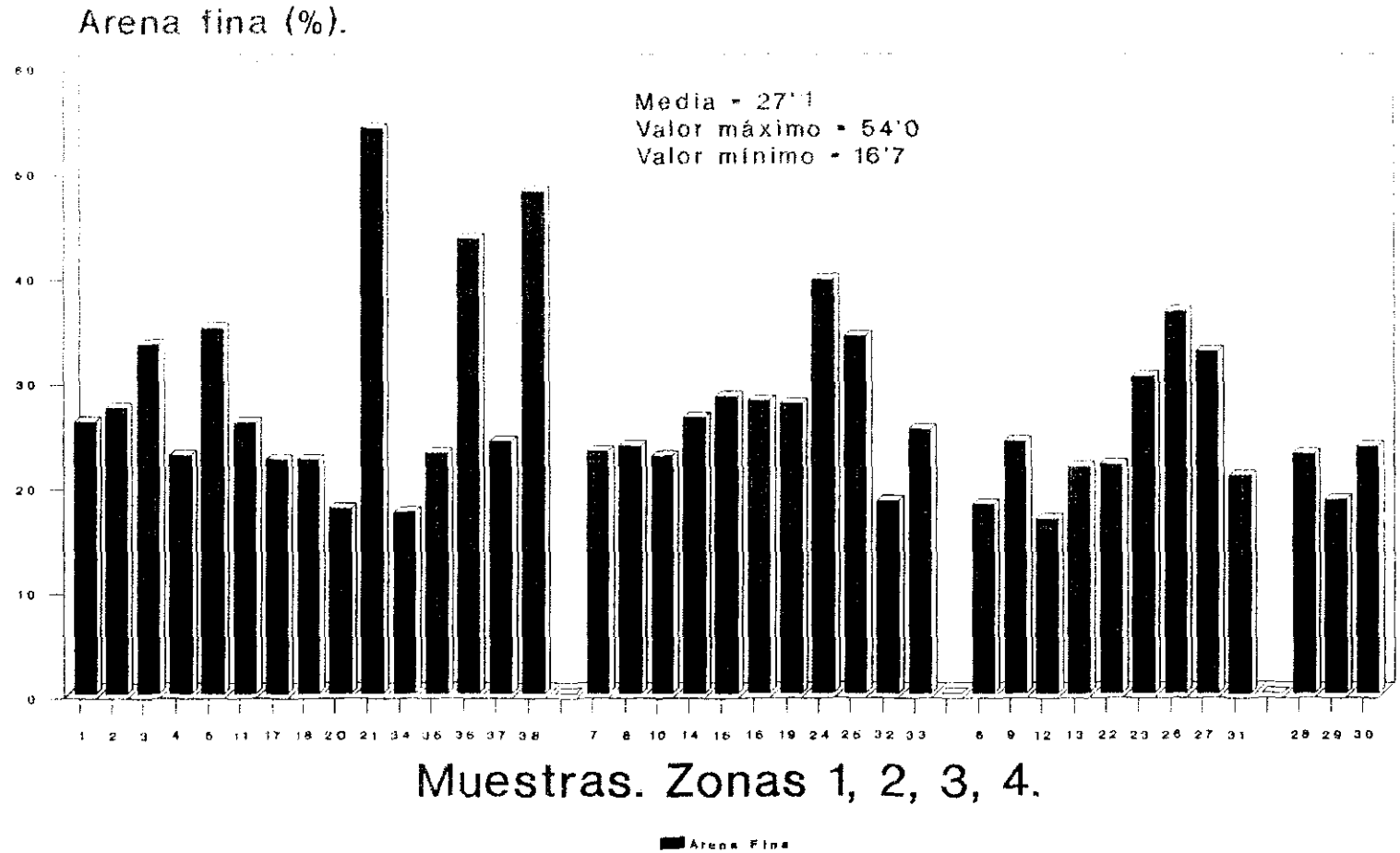


Figura **2**

Limo (%).

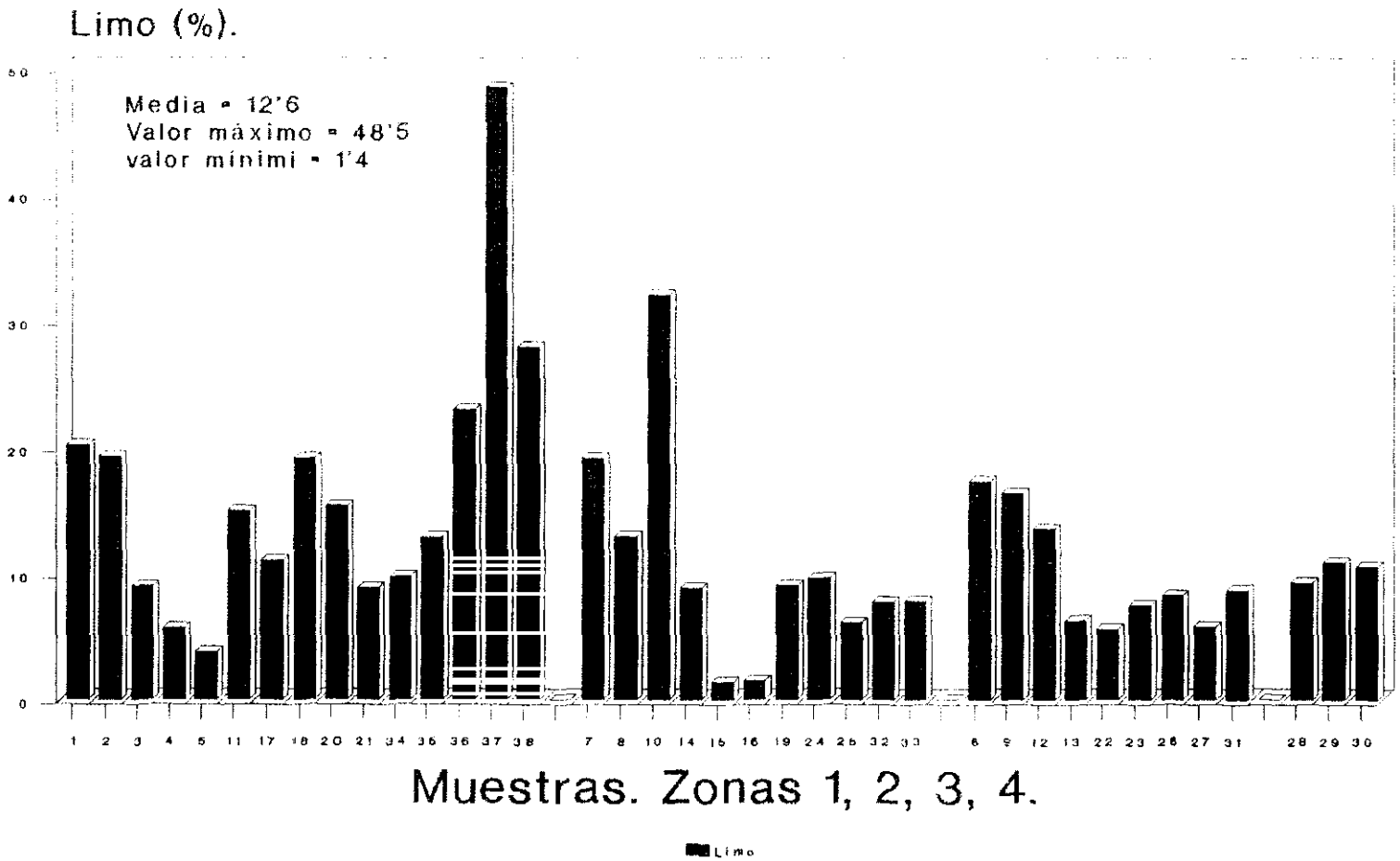


Figura **3**

Arcilla (%).

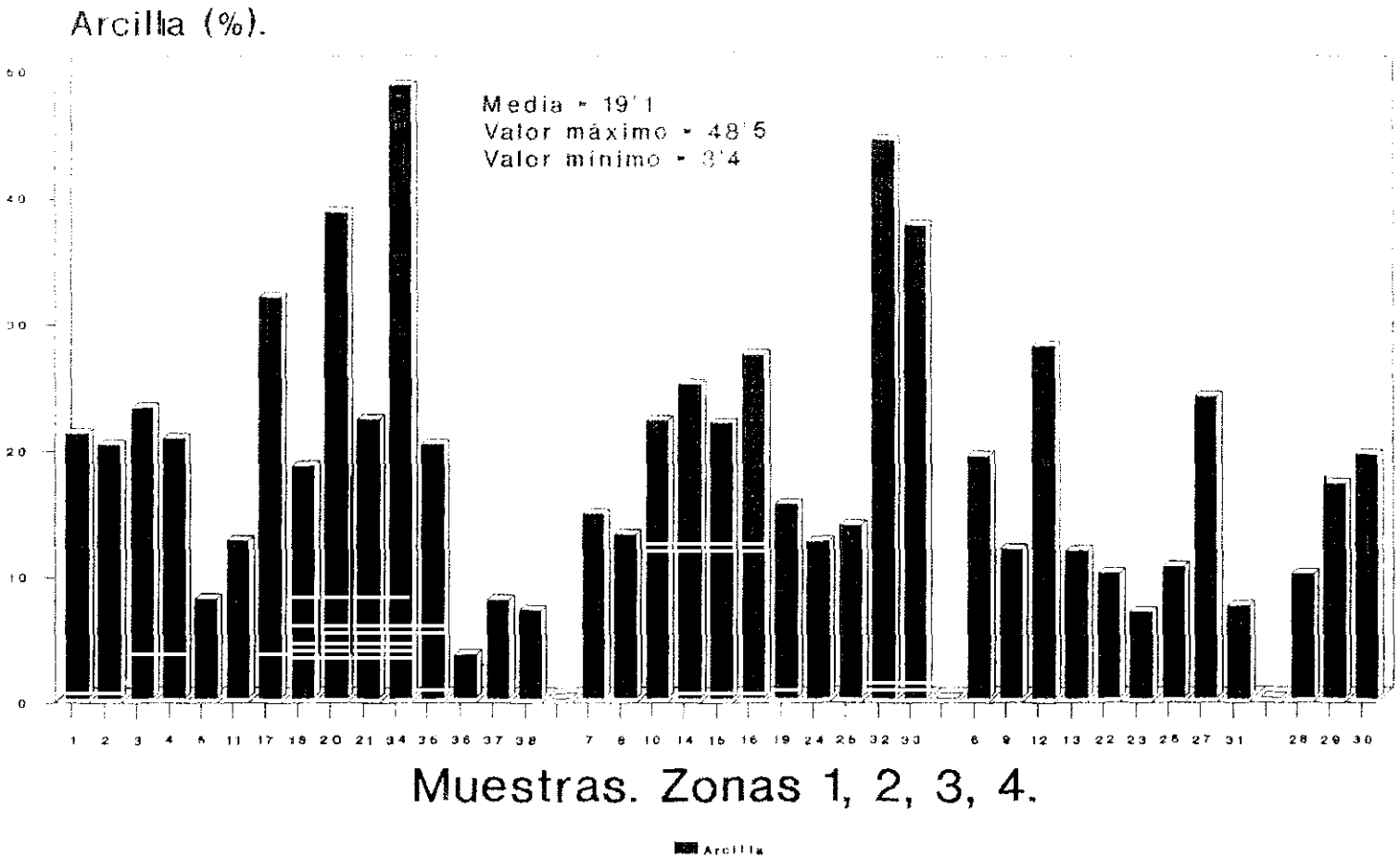


Figura **4**

A-29	Ap	7'7	6'8	24'0	6'4	0'5	13
A-30	Ap	7'0	6'6	25'4	14'0	1'2	12
A-31	Ap	7'3	6'4	17'8	1'1	0'9	1
A-32	Ap	8'0	6'9	42'6	8'6	0'8	35
A-33	Ap	7'9	7'2	15'7	7'8	1'8	4
A-34	Ap	8'0	7'2	97'0	11'4	0'9	13
A-35	Ap	8'2	7'4	26'6	12'7	0'6	21
A-36	Ap	7'3	7'2	78'0	12'3	0'8	15
A-37	Ap	8'1	7'2	147'4	8'5	0'7	12
A-38	Ap	8'2	7'3	117'6	10'1	0'6	17
A-39	Ap	8'2		86'5			
A-40	Ap	8'2		55'0			
A-41	Ap	8'1		54'6			
A-42	Ap	8'3		56'2			
A-43	Ap	8'0		144'6			
A-44	Ap	8'0		56'2			
A-45	Ap	7'5		58'0			
A-46	Ap	7'3		24'0			
A-47	Ap	8'1		28'0			
A-48	Ap	7'2		32'0			
A-49	Ap	7'3		56'0			
A-50	Ap	5'9		32'1			
A-51	Ap	7'1		36'1			
A-52	Ap	7'9		32'1			
A-53	Ap	7'3		52'2			
A-54	Ap	8'3		40'1			
Mínimo :		5,9	4'7	6'2	1'1	0'3	
Máximo :		8'3	7'6	270'0	24'7	3'0	
Media :		7'5	6'7	58'3	8'3	1'0	
Desviación :		0'7	0'8	48,9	5'5	0'7	
Varianza :		0'5	0'7	2397'1	30'1	0'5	

TABLA 2.

Valores de pH. Contenido en $CaCO_3$, Carbono y Nitrógeno (g/kg).

Muestra	Horiz.	pH H_2O	pH KCl	$CaCO_3$	Carbono	Nitrógeno	C/N
A-1	Ap	7'7	7'1	67'5	10'8	1'2	9
A-2	Ap	7'7	7'2	22'5	6'7	0'6	11
A-3	Ap	7'9	7'1	59'0	9,1	0'8	11
A-4	Ap	7'9	7,2	26,0	7'1	0'6	12
A-5	Ap	6'8	5'0	20'2	4,9	0'3	16
A-6	Ap	6'2	5,8	41'6	6'8	0'6	11
A-7	Ap	7'9	7'4	228,0	24,7	2'2	11
A-8	Ap	7'5	7,0	56,2	5'9	0'6	6
A-9	Ap	6,7	6,4	270'0	6,6	0'6	11
A-10	Ap	8'1	7'4	83,4	19'8	1'7	14
A-11	Ap	7'9	7'6	78,6	13'6	1'3	10
A-12	Ap	7'9	7'4	34,0	9'8	2'1	5
A-13	Ap	7'5	7'3	19'2	8'7	1'7	5
A-14	Ap	7,0	6,2	24'0	2'8	0'6	13
A-15	Ap	6'6	6'5	20'0	3,3	0'6	8
A-16	Ap	7'9	7'6	80'0	14'7	2'3	27
A-17	Ap	8'1	7'2	70,0	1,8	0'7	3
A-18	Ap	7'9	7'4	116'0	15'3	3'0	5
A-19	Ap	8'0	7,5	45'5	3,7	0'9	10
A-20	Ap	8,0	6,7	50'3	1'9	0'9	2
A-21	Ap	6'5	4,7	59'4	4'1	1'0	4
A-22	Ap	6,0	5'1	37'0	2'1	0'4	5
A-23	Ap	6'8	5'8	57'8	2'0	0'5	4
A-24	Ap	6'7	6'1	33'6	14'1	3'0	1
A-25	Ap	6,1	5'6	40'2	2'6	0'3	5
A-26	Ap	6'2	5'3	30'4	1'9	0'5	4
A-27	Ap	6'4	5'1	33'6	2'4	0'5	5
A-28	Ap	7,0	6'5	6,2	13'4	1'2	11

pH en agua

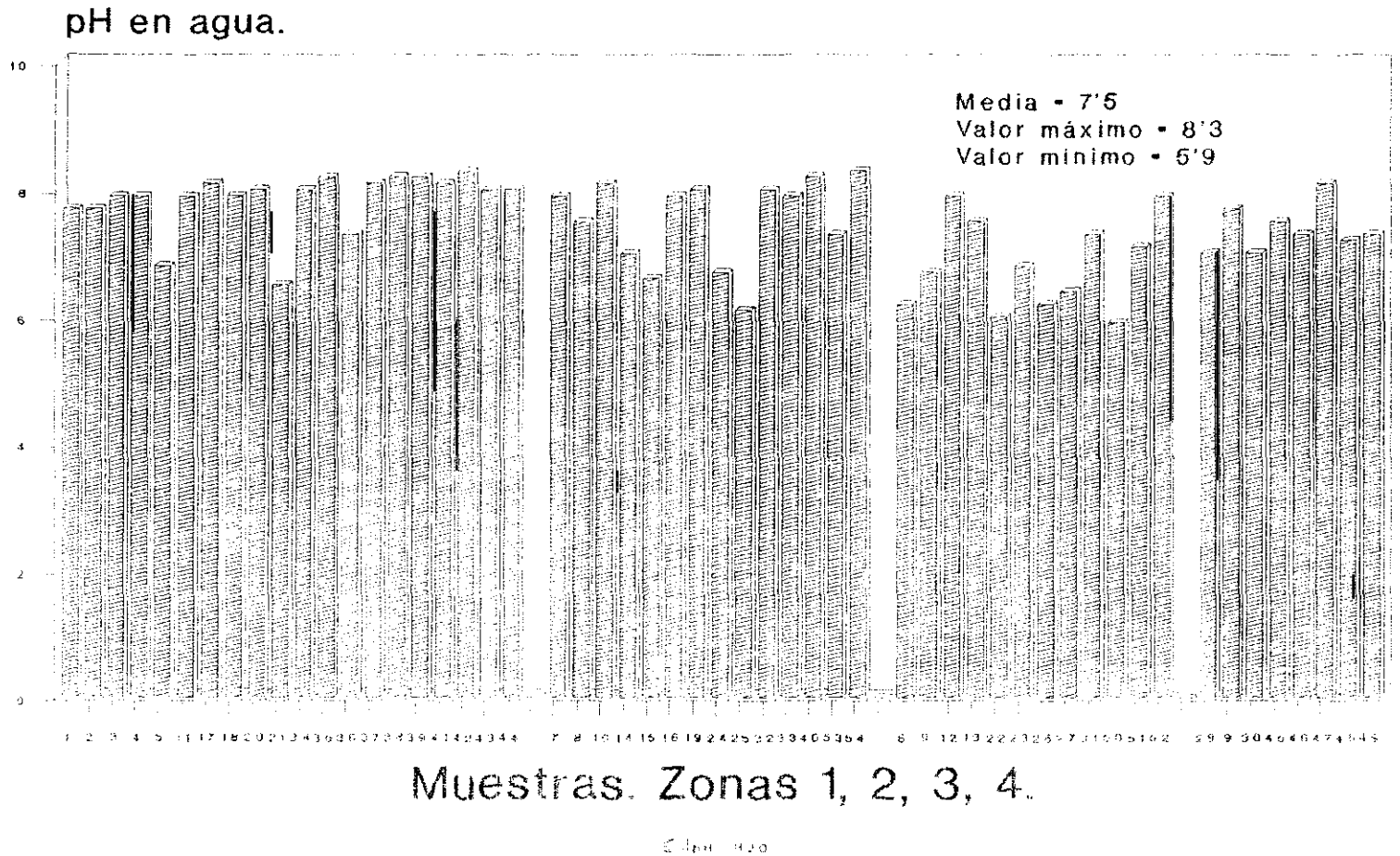


Figura **5**

pH en KCl.

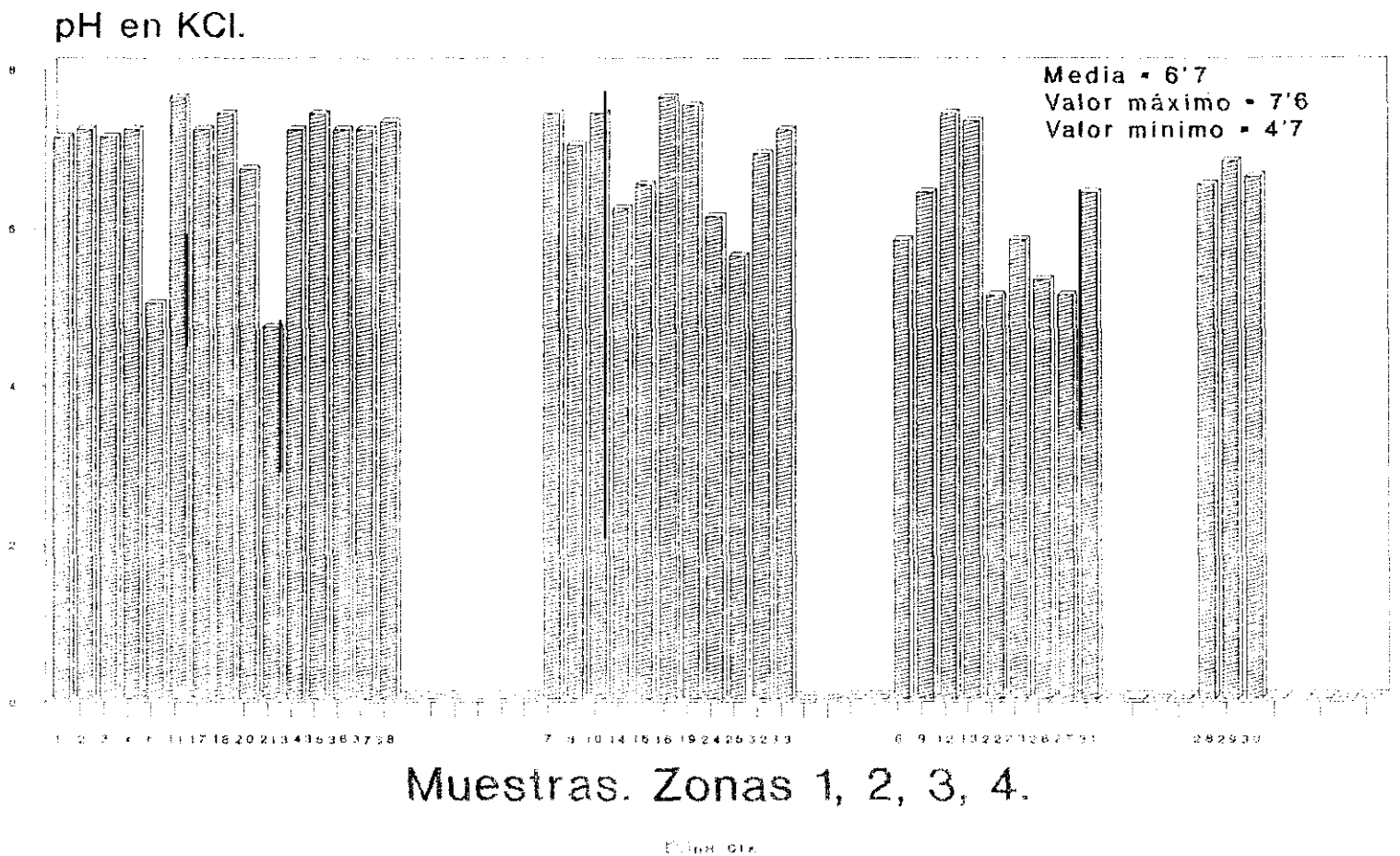


Figura 6

CaCO3

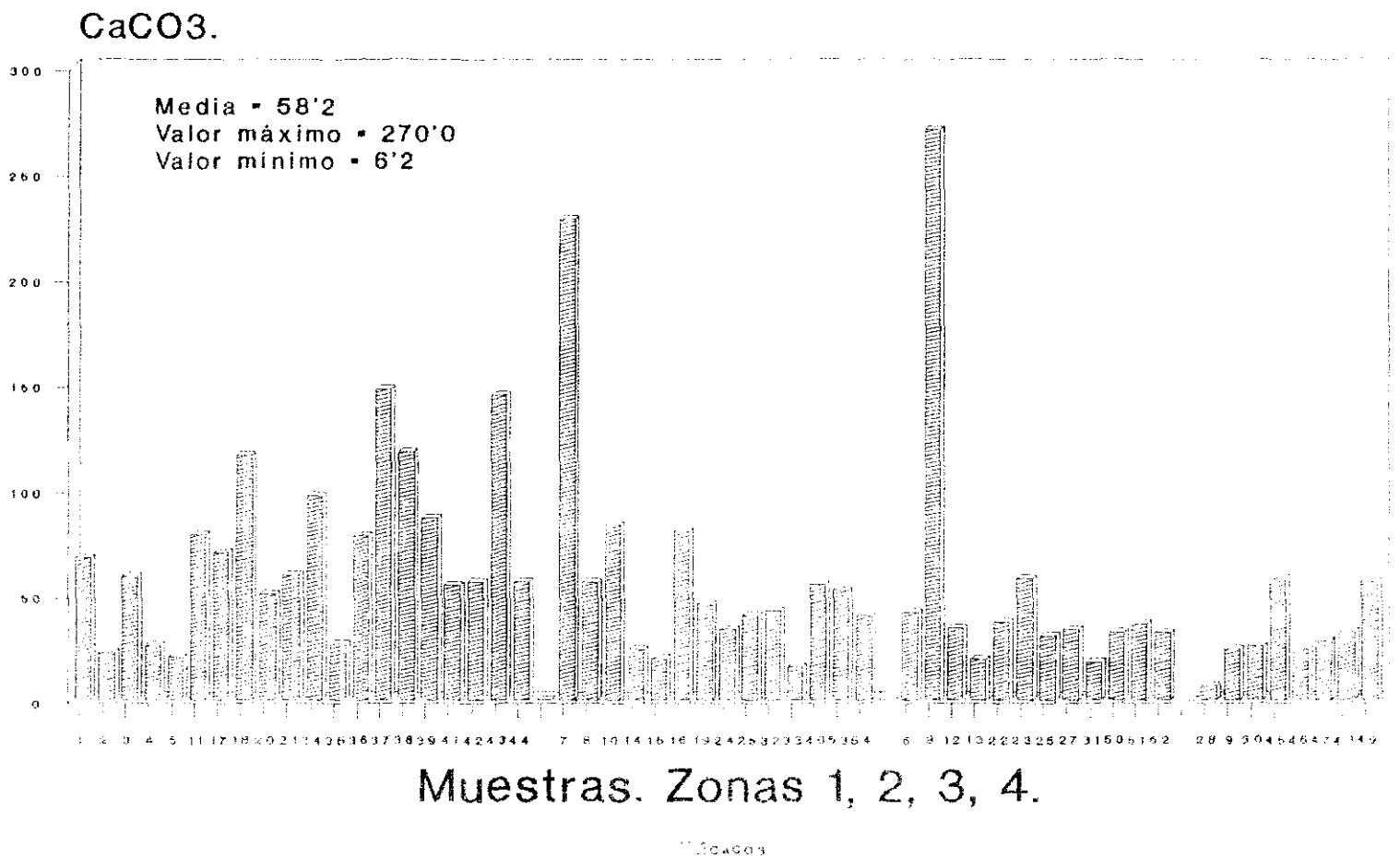


Figura 7

Carbono.

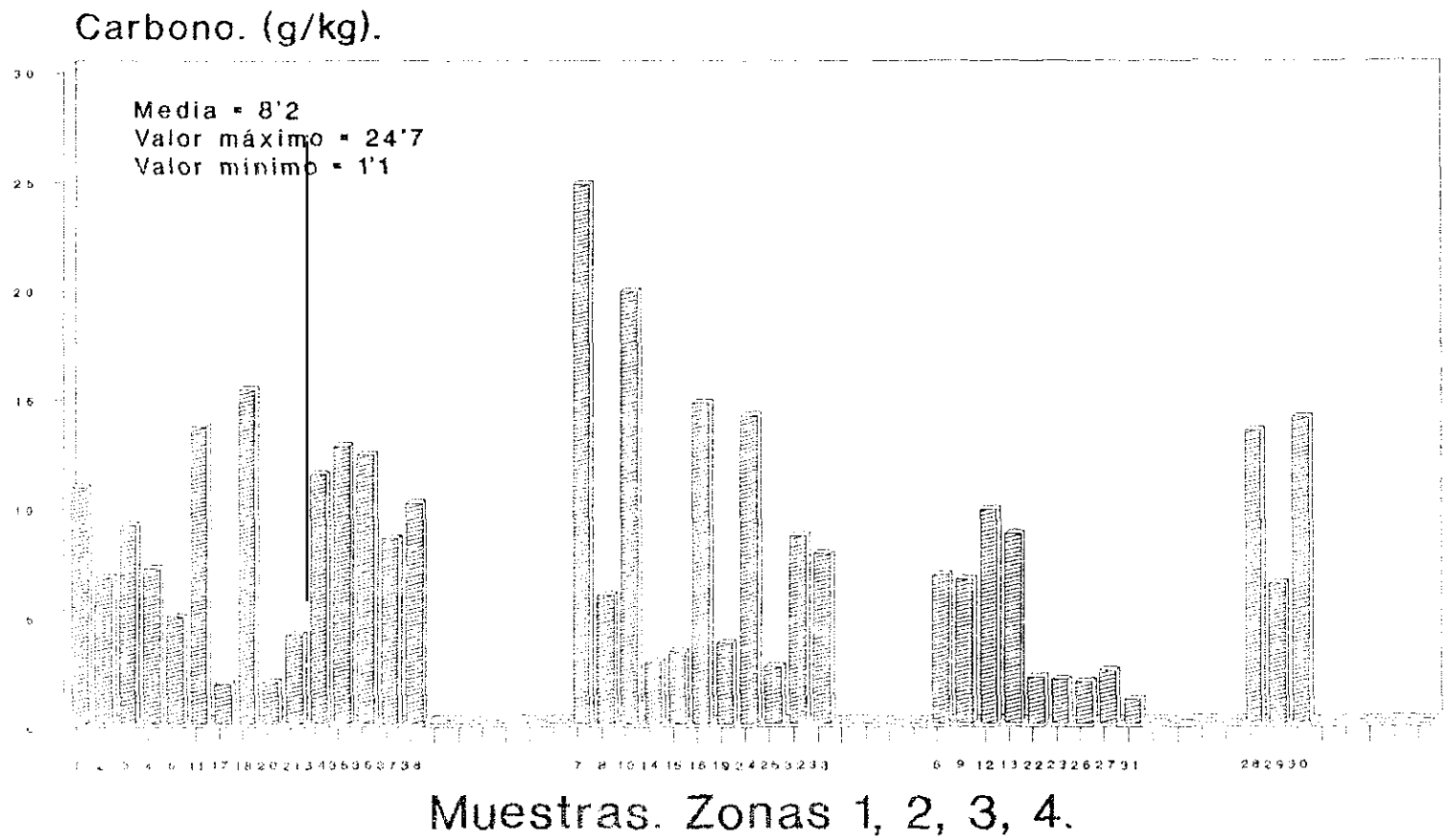


Figura 8

Nitrógeno

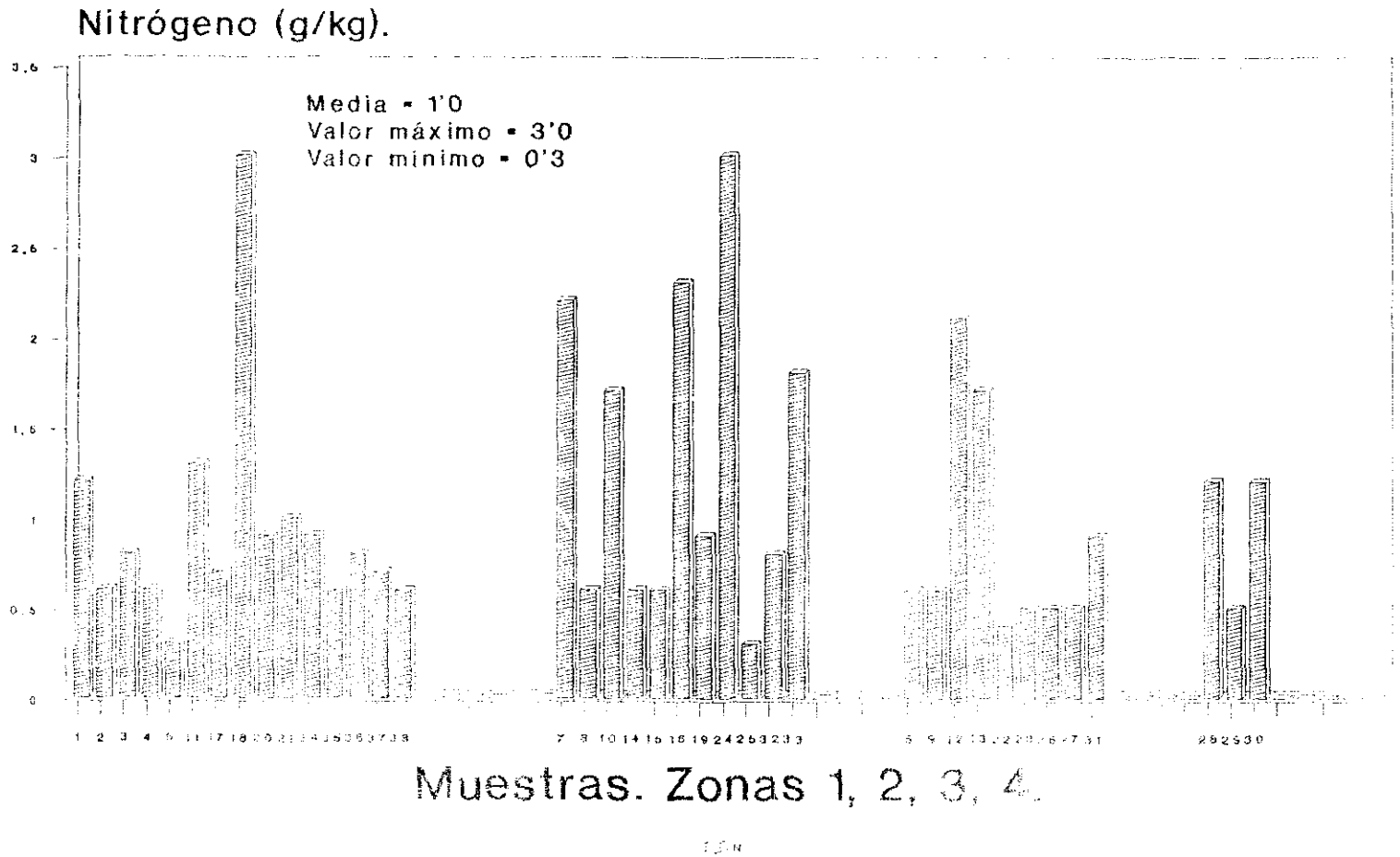


Figura 9

A-30	99,4	487,2	2239	0,621	0,19	10,70	0,97	0,142
A-31	24,8	143,2	268,0	4,988	0,30	1,28	0,22	0,313
A-32	121,7	288,0	169,4	2,211	0,47	0,35	0,22	0,029
A-33	59,8	170,9	53,6	0,182	1,37	0,23	0,17	0,039
A-34	193,6	190,0	105,7	0,832	0,92	0,21	0,47	0,011
A-35	68,6	189,0	82,6	0,053	0,37	0,51	0,61	0,012
A-36	37,4	81,4	26,4	0,499	1,52	0,45	0,30	0,009
A-37	119,3	315,8	95,6	0,331	0,99	0,79	0,20	0,043
A-38	81,6	94,4	114,5	0,199	2,03	0,65	0,88	0,042
A-39	38,9	44,1	13,3	0,881	1,02	0,97	0,88	0,048
A-40	37,0	88,4	41,0	0,726	5,45	0,38	0,54	0,026
A-41	83,9	110,9	48,0	0,684	1,37	8,97	11,10	0,180
A-42	67,4	64,3	49,9	0,924	0,99	1,04	1,77	0,116
A-43	74,9	149,8	41,6	5,383	0,37	4,31	7,12	0,060
A-44	118,6	75,9	21,0	0,797	0,21	1,47	4,57	0,060
A-45	152,5	17,8	9,60	2,499	5,52	1,10	1,27	0,498
A-46	137,4	69,2	11,30	0,542	1,58	2,49	0,28	0,035
A-47	51,0	16,3	11,50	0,683	0,25	3,32	0,63	0,206
A-48	27,1	22,4	16,60	0,663	1,07	2,78	0,13	0,027
A-49	22,6	30,3	16,40	0,486	1,82	1,37	0,59	0,050
A-50	37,4	40,8	4,1	0,609	5,58	1,60	0,25	0,025
A-51	14,4	29,2	29,1	0,549	4,67	1,12	1,12	0,129
A-52	29,9	21,9	9,8	0,194	1,07	4,06	0,53	0,023
A-53	305,2	356,0	117,8	2,142	5,43	11,66	1,62	0,047
A-54	345,7	34,0	34,4	4,665	9,69	4,52	1,08	0,103
Mínimo	14,40	16,30	4,10	0,053	0,03	0,14	0,13	0,008
Máximo:	593,00	867,10	2238,70	11,791	9,69	17,25	11,10	0,798
Media:	101,01	126,47	54,20	1,365	2,18	3,30	1,59	0,130
Desviación:	109,02	145,77	302,40	2,006	2,18	3,78	2,19	0,172
Varianza:	11884,80	21247,66	91446,38	4,022	4,76	14,32	4,80	0,030

TABLA GENERAL 4 . Metales totales y cambiables (mg/kg)

	Metales Totales				Metales de Cambio			
Muestra	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd
A-1	48,3	68,1	8,3	0,729	1,33	2,51	1,80	0,233
A-2	64,8	95,0	138,9	11,791	2,12	15,67	8,98	0,124
A-3	123,1	129,8	11,2	2,043	4,50	2,02	3,33	0,275
A-4	48,9	51,6	13,7	1,624	0,84	0,14	0,24	0,155
A-5	56,2	35,4	14,2	0,914	2,86	4,17	1,67	0,059
A-6	67,4	43,7	13,0	2,100	0,34	3,95	0,74	0,046
A-7	193,8	199,6	95,1	1,248	3,46	7,93	3,40	0,074
A-8	38,6	204,5	38,6	0,732	3,52	3,49	1,26	0,054
A-9	83,6	84,9	81,6	0,823	0,82	0,28	0,70	0,137
A-10	92,5	35,4	6,4	2,294	1,42	1,11	1,22	0,137
A-11	363,8	206,4	27,7	0,073	2,08	1,18	1,22	0,030
A-12	43,0	88,4	13,5	1,376	0,92	17,25	0,15	0,331
A-13	54,5	69,0	26,7	0,663	0,54	6,76	1,97	0,081
A-14	34,1	183,0	124,9	0,328	1,35	1,45	0,22	0,070
A-15	60,7	56,1	16,3	0,115	1,67	2,30	0,47	0,081
A-16	593,0	867,1	212,5	0,890	3,38	7,74	4,03	0,123
A-17	68,4	117,3	43,8	0,196	0,64	1,37	0,43	0,008
A-18	191,9	437,5	151,6	0,832	6,58	4,37	4,37	0,498
A-19	53,7	55,3	75,4	0,145	1,29	3,45	3,47	0,038
A-20	49,6	59,4	53,8	0,994	1,08	1,08	0,47	0,798
A-21	379,8	161,7	49,7	0,427	2,40	4,01	0,80	0,388
A-22	40,9	30,9	32,3	0,148	0,60	1,45	3,47	0,014
A-23	34,8	27,6	9,4	0,053	0,54	2,11	0,67	0,016
A-24	44,2	48,0	13,7	0,073	0,13	0,75	0,47	0,023
A-25	62,6	39,0	34,0	0,591	8,56	2,45	0,72	0,034
A-26	52,2	43,4	21,4	0,076	3,81	8,70	0,72	0,043
A-27	39,0	67,5	44,8	5,740	2,48	1,29	0,58	0,081
A-28	41,1	63,9	24,90	4,160	0,03	1,70	0,34	0,748
A-29	79,8	128,8	108,90	0,171	4,42	1,44	0,67	0,027

A-25	Ap	9,9	3,4	1,1	0,2	0,2	4,9	49,5
A-26	Ap	11,9	4,3	1,4	1,0	0,3	7,0	58,8
A-27	Ap	14,1	6,8	2,2	0,5	0,2	9,7	68,8
A-28	Ap	6,9	5,0	0,8	0,3	0,3	6,4	92,8
A-29	Ap	8,2	10,0	1,4	0,3	0,3	12,0	Saturado
A-30	Ap	10,5	11,1	3,5	0,4	1,0	16,0	Saturado
A-31	Ap	5,5	5,8	0,4	0,3	0,3	6,8	Saturado
A-32	Ap	15,8	19,3	14,1	0,5	0,8	34,7	Saturado
A-33	Ap	22,8	14,9	11,7	0,4	0,7	27,7	Saturado
A-34	Ap	31,4	34,1	16,6	0,3	0,4	51,4	Saturado
A-35	Ap	12,2	33,0	3,6	0,3	0,2	37,1	Saturado
A-36	Ap	10,2	12,9	7,9	0,3	0,5	21,6	Saturado
A-37	Ap	21,7	29,2	8,9	0,3	0,5	38,9	Saturado
A-38	Ap	10,5	36,4	2,6	0,1	0,5	39,6	Saturado
Mínimo:		5,2	1,0	0,3	0,1	0,1	3,7	
Máximo:		77,4	36,4	16,6	15,9	8,1	51,4	
Media:		15,5	9,9	4,6	1,5	0,8	16,8	
Desviación:		12,6	9,0	4,9	3,3	1,3	11,6	
Varianza:		159,5	81,5	23,8	11,0	1,8	135,6	

TABLA GENERAL 3 . Capacidad total de cambio. Complejo de cambio catiónico (Cmolc/kg)

Muestra	Horiz.	T	Ca	Mg	Na	K	S	Sx100/T
A-1	Ap	8,4	2,9	1,7	2,7	1,0	8,3	98,8
A-2	Ap	7,7	2,6	0,5	13,6	0,8	17,5	Saturado
A-3	Ap	8,7	3,3	1,2	15,9	1,9	22,3	Saturado
A-4	Ap	9,1	3,4	2,4	2,9	0,6	9,3	Saturado
A-5	Ap	8,8	2,1	1,8	5,0	0,3	9,2	Saturado
A-6	Ap	5,2	4,3	0,5	1,0	0,2	6,0	Saturado
A-7	Ap	17,2	8,1	3,0	1,5	0,4	13,0	75,6
A-8	Ap	9,6	4,8	1,0	0,4	0,2	6,4	66,7
A-9	Ap	8,1	4,0	0,4	0,4	0,3	5,1	63,0
A-10	Ap	20,5	9,0	3,8	1,5	1,0	15,3	74,6
A-11	Ap	10,8	7,5	3,9	0,9	0,3	12,6	Saturado
A-12	Ap	32,1	11,1	11,2	1,5	2,9	26,7	83,2
A-13	Ap	11,1	5,9	15,0	0,1	0,3	21,3	Saturado
A-14	Ap	29,3	6,8	5,4	0,2	0,5	12,9	44,0
A-15	Ap	12,3	5,5	1,8	0,1	0,4	7,8	63,4
A-16	Ap	19,7	12,4	12,1	1,1	1,0	26,6	Saturado
A-17	Ap	24,3	8,8	1,9	0,4	0,5	11,6	47,7
A-18	Ap	14,9	12,7	10,5	0,2	0,8	24,2	Saturado
A-19	Ap	6,2	6,8	2,0	0,4	0,3	9,5	Saturado
A-20	Ap	25,3	9,7	13,3	0,2	0,4	23,6	93,3
A-21	Ap	77,4	6,3	2,4	0,3	0,4	9,4	12,1
A-22	Ap	7,1	2,6	0,6	0,4	0,1	3,7	52,1
A-23	Ap	10,1	1,0	0,3	0,2	8,1	9,6	95,0
A-24	Ap	14,7	7,3	1,9	0,5	1,3	11,0	74,8

Pb total

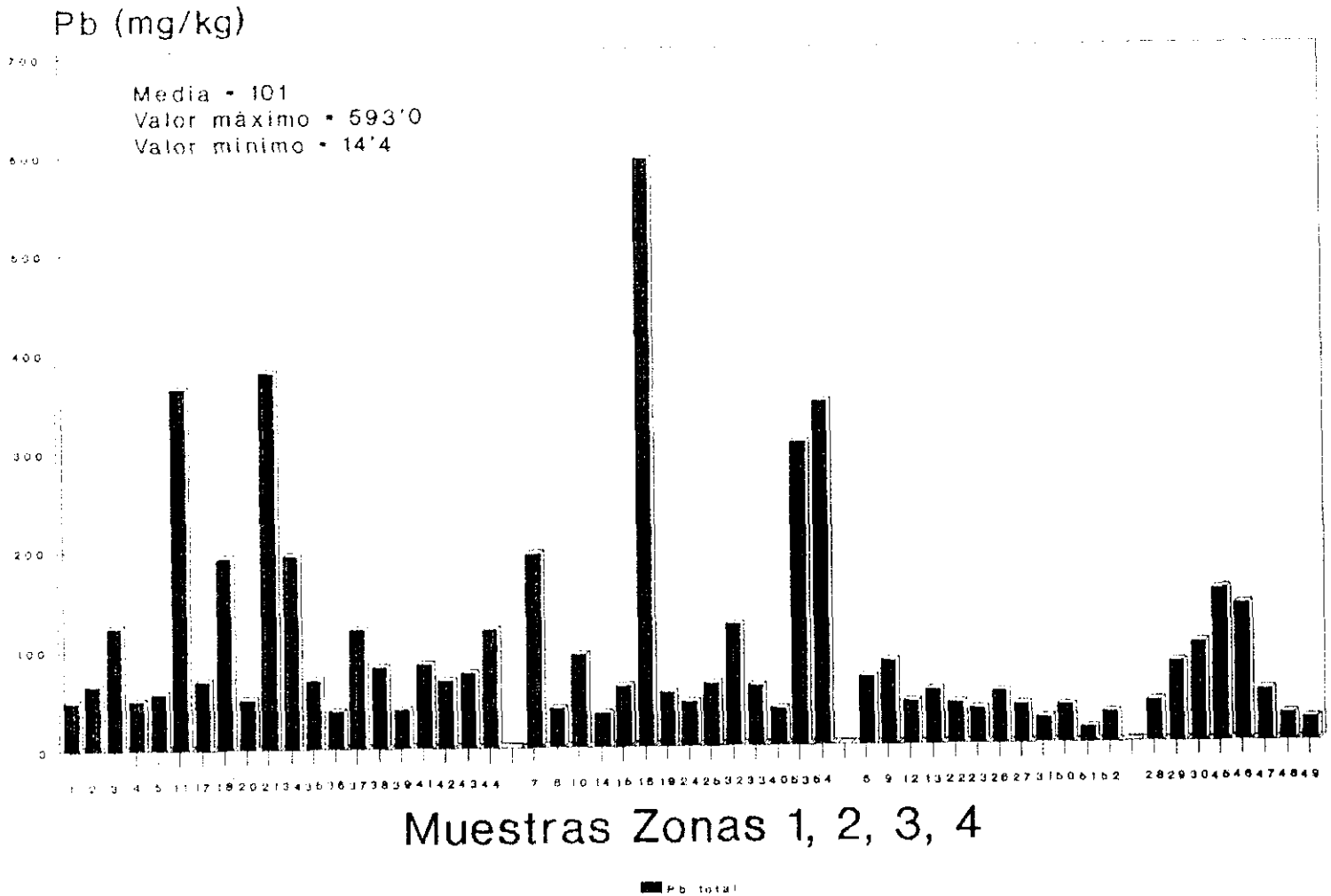


Figura 10

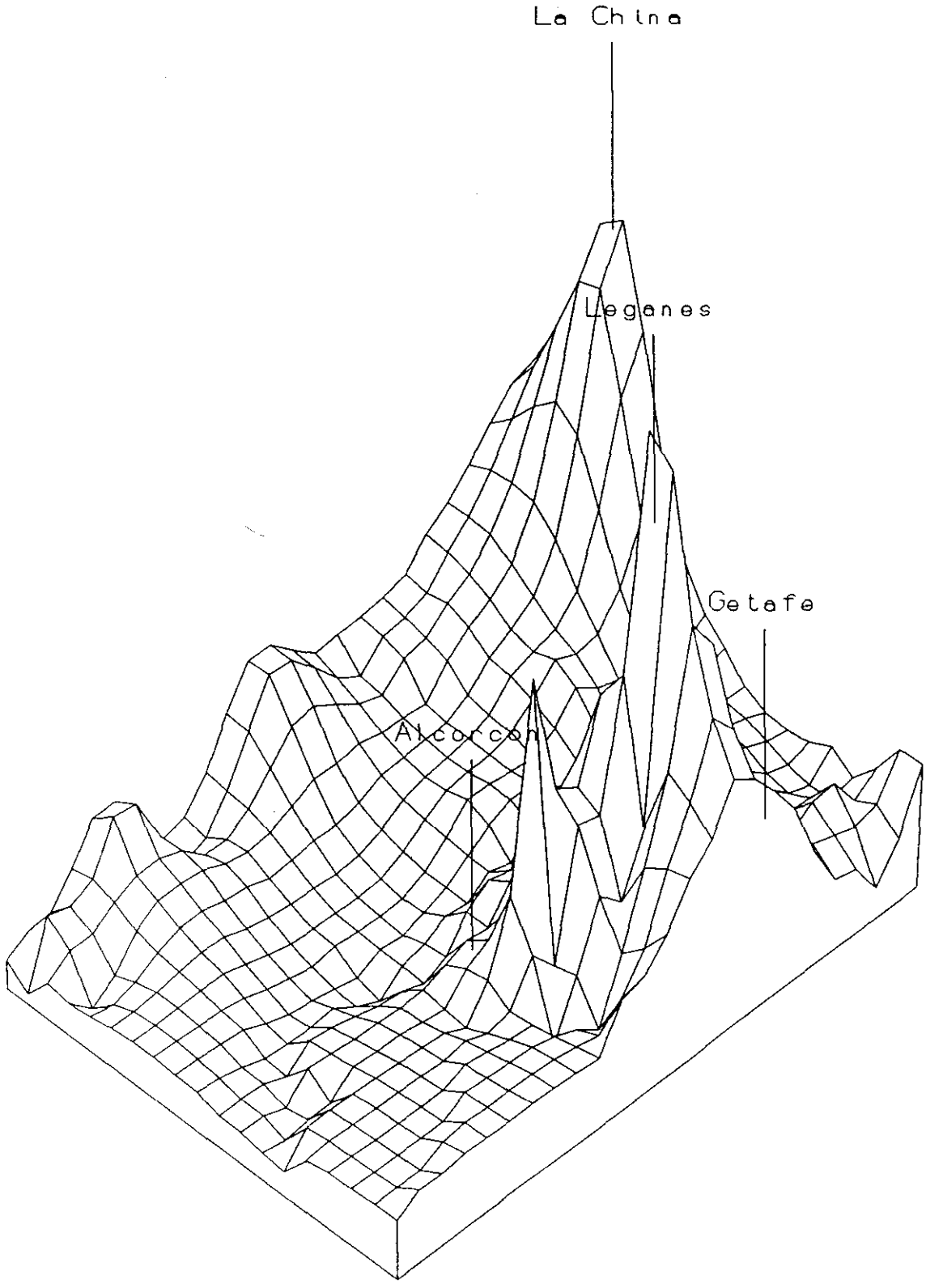


Figura 11 Relieve del Plomo

Pb cambio

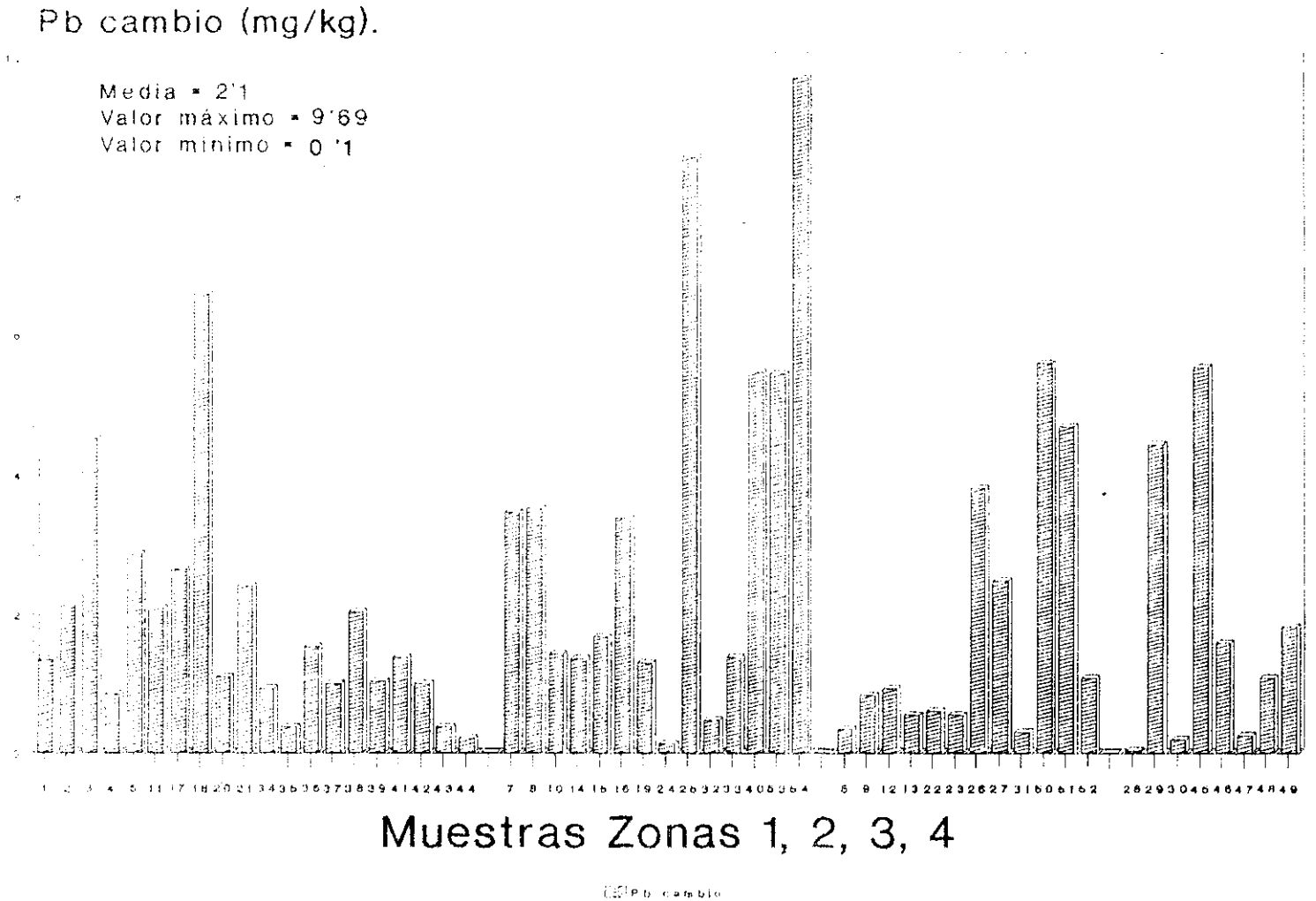


Figura 12

Mapa de Contenidos de Plomo

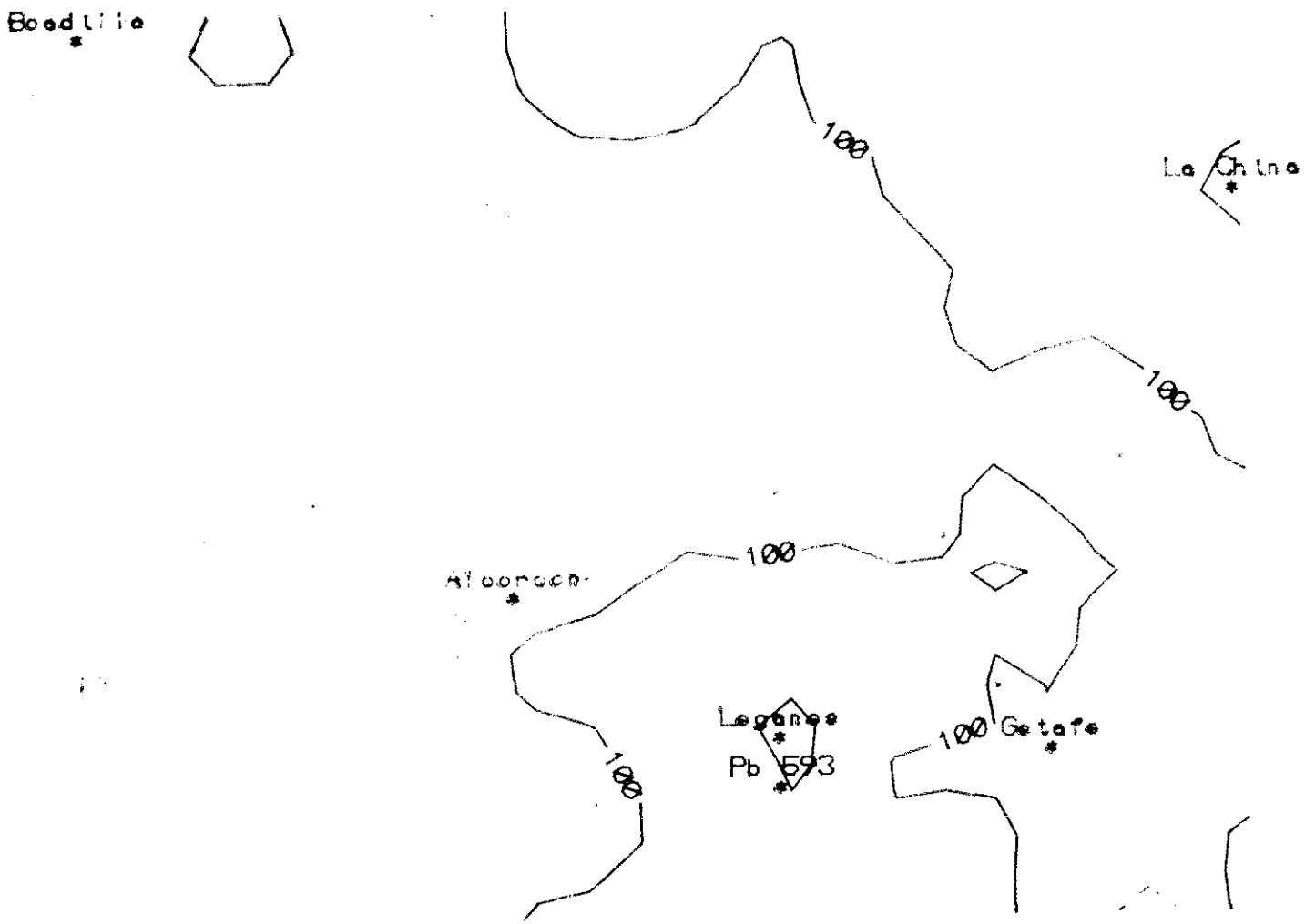


Figura 13

Zn total

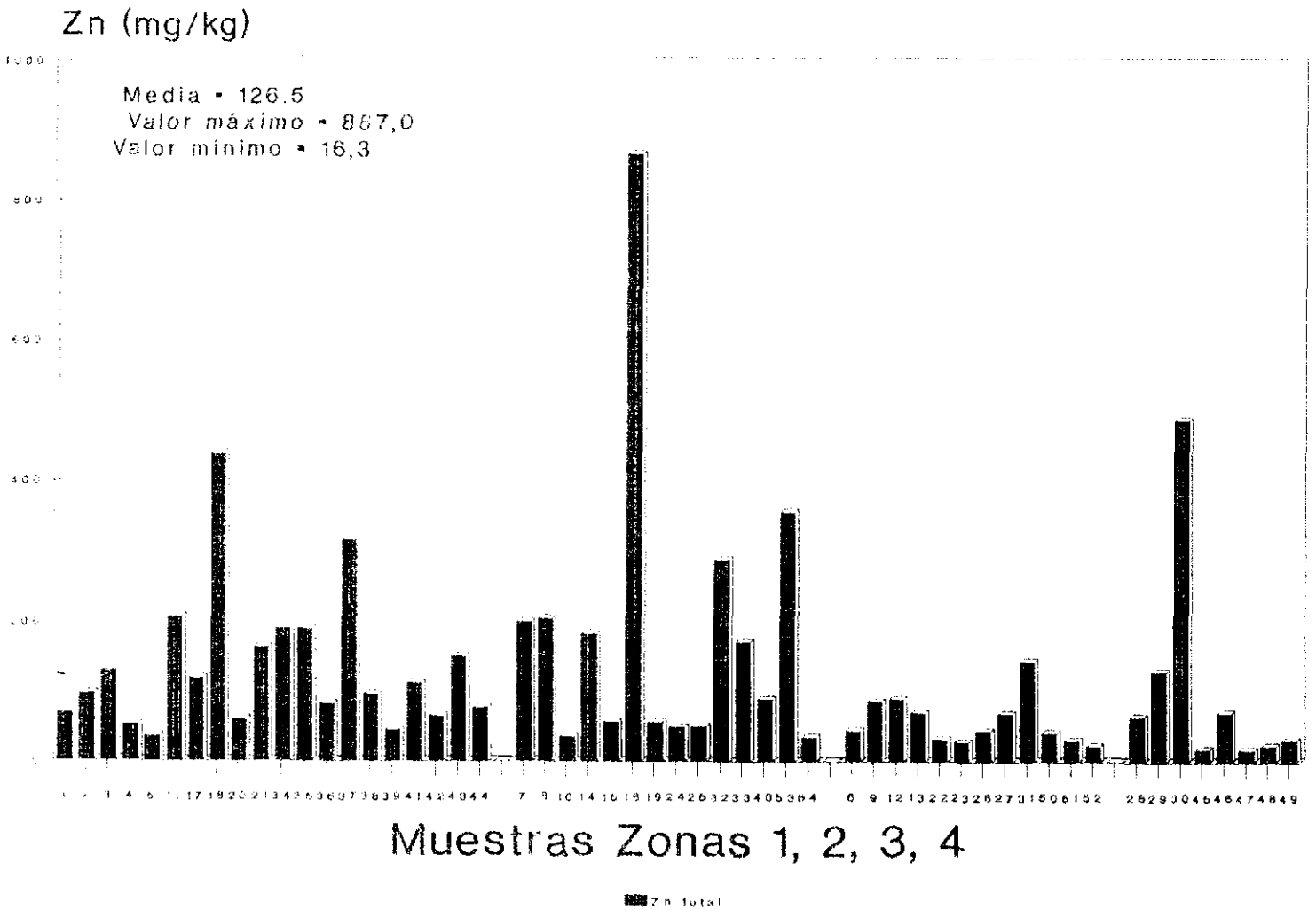


Figura 14. Zonas 1, 2, 3, 4

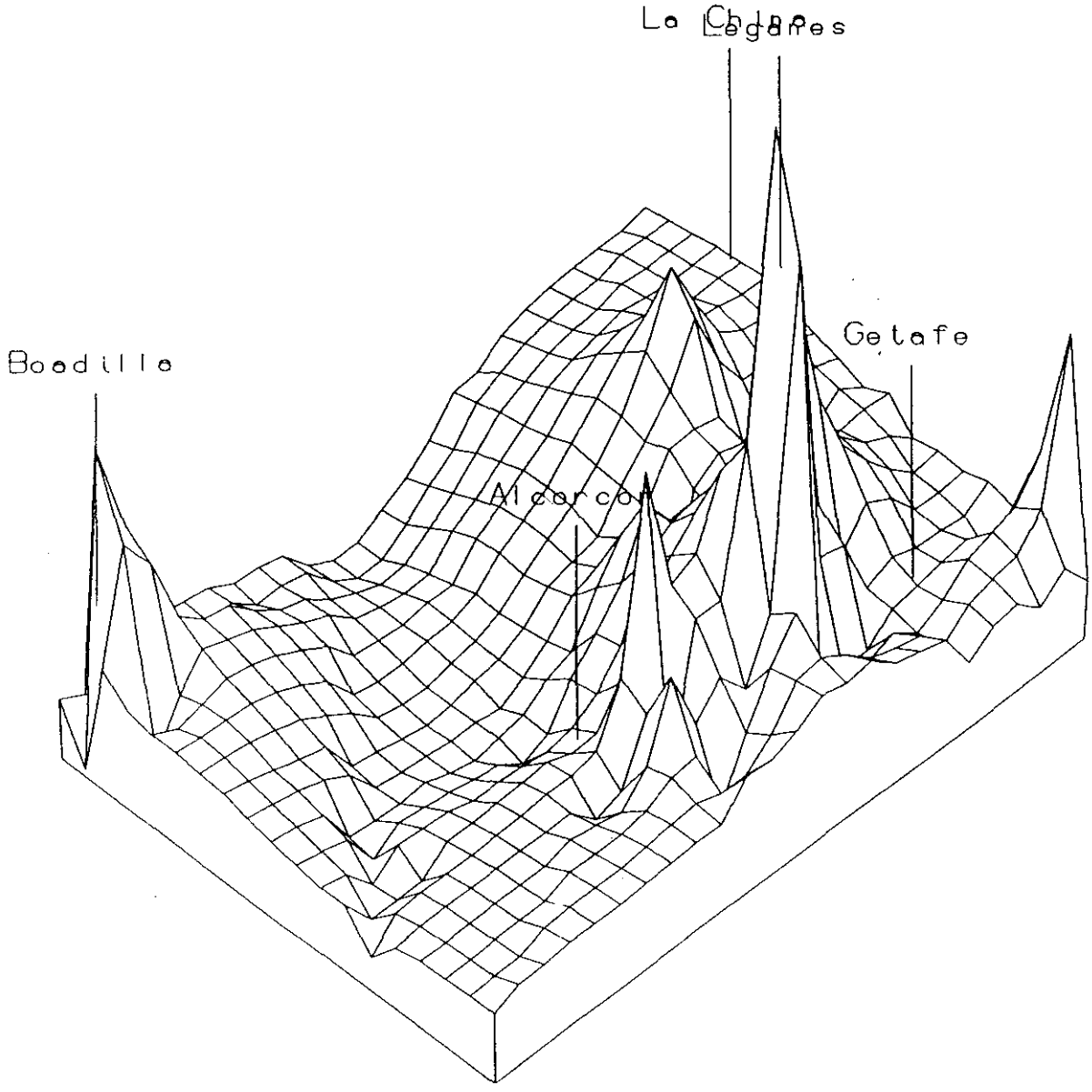


Figura 15. Relieve del Cinc

Zn cambio

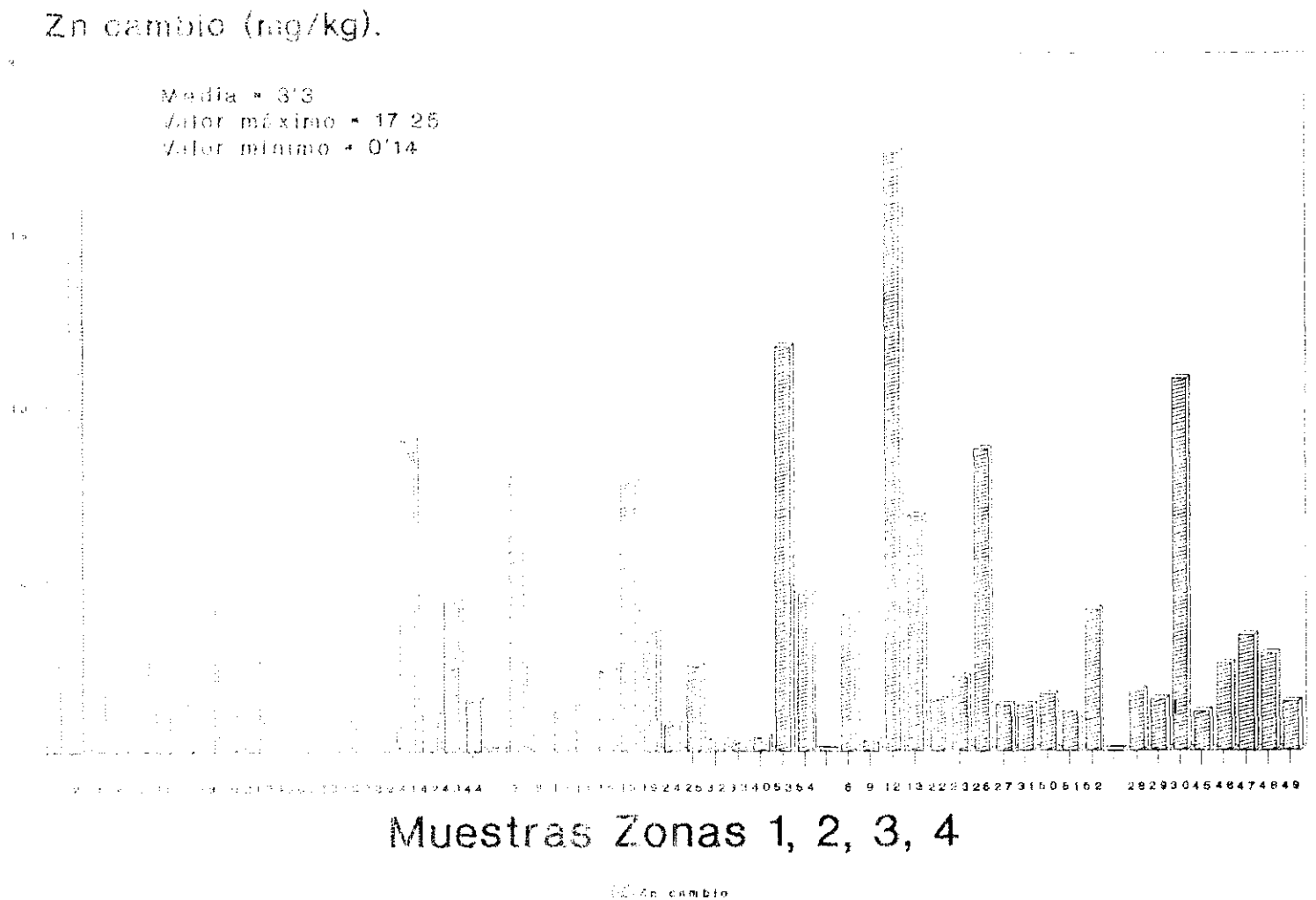


Figura 16.

TABLA GENERAL 5

Porcentaje de metal de cambio con relación al metal total

Muestra	Horizonte	Pb	Zn	Cu	Cd
A-1	Ap	2,75	3,69	21,69	31,96
A-2	Ap	3,27	16,49	6,47	1,05
A-3	Ap	3,66	1,56	29,73	13,46
A-4	Ap	1,72	0,27	1,75	9,54
A-5	Ap	5,09	11,78	11,76	6,46
A-6	Ap	0,50	9,04	5,69	2,19
A-7	Ap	1,79	3,97	3,58	5,93
A-8	Ap	9,12	1,71	3,26	7,38
A-9	Ap	0,98	0,33	0,86	16,65
A-10	Ap	1,54	3,14	19,06	5,97
A-11	Ap	0,57	0,57	4,40	41,10
A-12	Ap	2,14	19,51	1,11	24,06
A-13	Ap	0,99	9,80	7,38	12,22
A-14	Ap	3,96	0,79	0,18	21,34
A-15	Ap	2,75	4,10	2,88	70,43
A-16	Ap	0,57	0,89	1,90	13,82
A-17	Ap	0,94	1,17	0,98	4,08
A-18	Ap	3,43	1,00	2,88	59,86
A-19	Ap	2,40	6,24	4,60	26,21
A-20	Ap	2,18	1,82	0,87	80,28
A-21	Ap	0,63	2,48	1,61	90,87
A-22	Ap	1,47	4,69	10,74	9,46
A-23	Ap	1,55	7,64	7,13	30,19
A-24	Ap	0,29	1,56	3,43	31,51
A-25	Ap	13,67	6,28	2,12	5,75
A-26	Ap	7,30	20,05	3,36	56,58
A-27	Ap	6,36	1,91	1,29	1,41
A-28	Ap	0,07	2,66	1,37	17,98
A-29	Ap	5,54	1,12	0,62	15,79
A-30	Ap	0,19	2,20	0,04	22,87
A-31	Ap	1,21	0,89	0,08	6,28
A-32	Ap	0,39	0,12	0,13	1,31
A-33	Ap	2,29	0,13	0,32	21,43
A-34	Ap	0,48	0,11	0,44	1,32
A-35	Ap	0,54	0,27	0,74	22,64
A-36	Ap	4,06	0,55	1,14	1,80
A-37	Ap	0,83	0,25	0,21	12,99
A-38	Ap	2,49	0,69	0,77	21,11
A-39	Ap	2,62	2,20	6,62	5,45
A-40	Ap	14,73	0,43	1,32	3,58
A-41	Ap	1,63	8,09	23,13	26,32
A-42	Ap	1,47	1,62	3,55	12,55
A-43	Ap	0,49	2,88	17,12	1,11
A-44	Ap	0,18	1,94	21,76	7,53
A-45	Ap	3,62	6,18	13,23	19,93
A-46	Ap	1,15	3,60	2,48	6,46
A-47	Ap	0,49	20,37	5,48	30,16
A-48	Ap	3,95	12,41	0,78	4,07
A-49	Ap	8,05	4,52	3,60	10,29
A-50	Ap	14,92	3,92	6,10	4,11
A-51	Ap	32,43	3,84	3,85	23,50
A-52	Ap	3,58	18,54	5,41	11,86
A-53	Ap	1,78	3,28	1,38	2,19
A-54	Ap	2,80	13,29	3,14	2,21

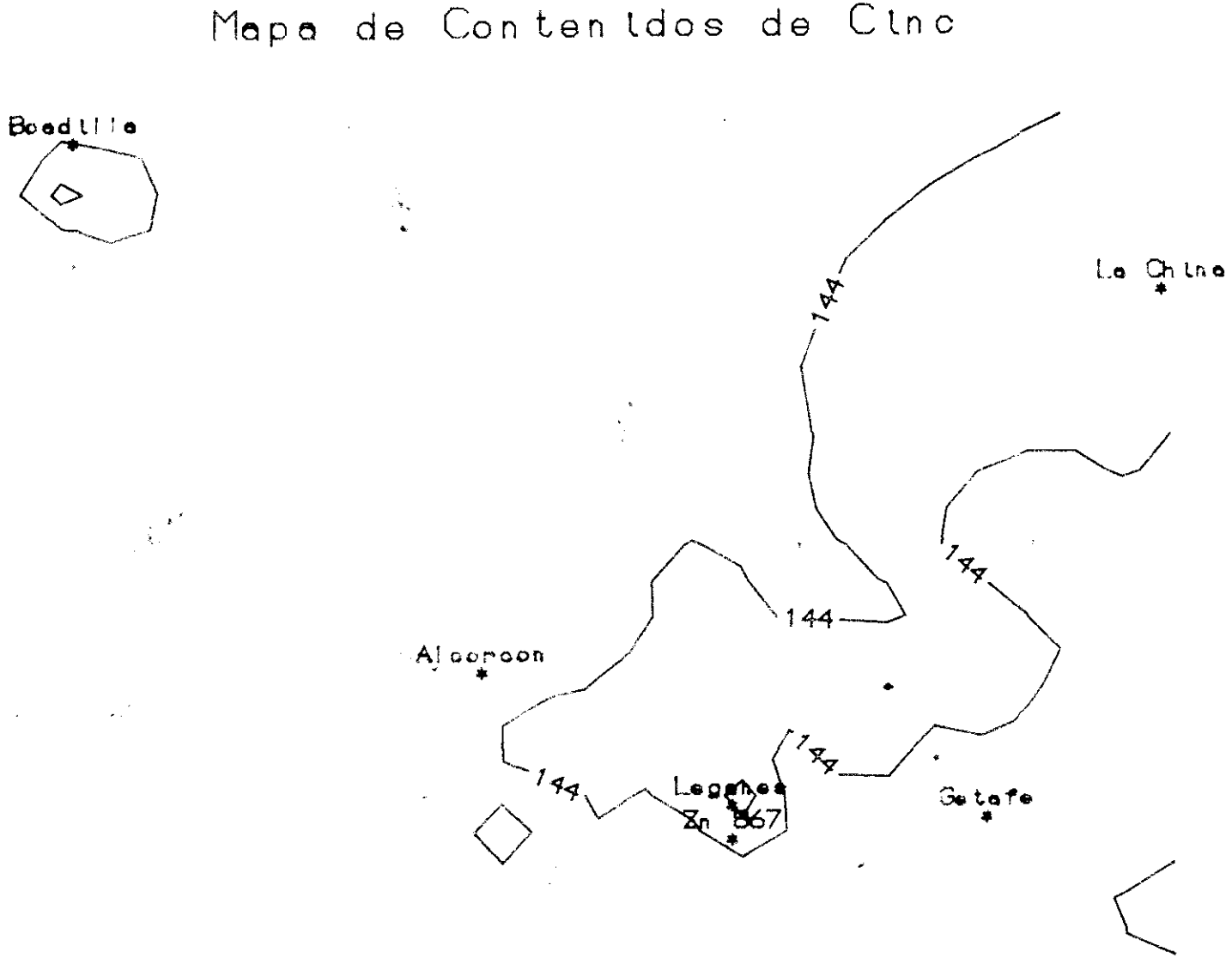

Mapa de Contenidos de Cinc
Boadilla
La China
144
144
144
144
144
Alcorcon
Leganes
Zn 867
Getafe

Figura 17.

Cu total

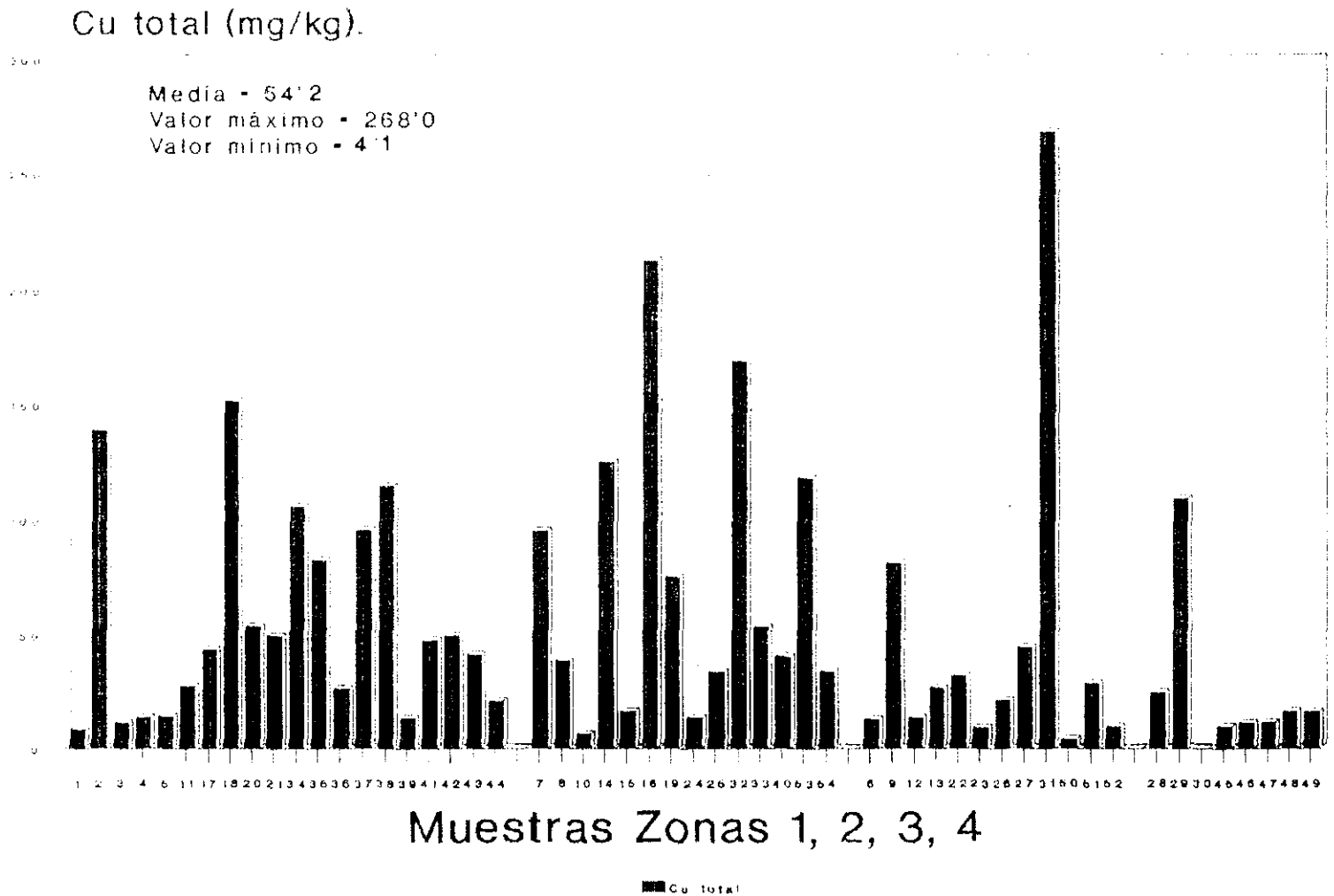


Figura18 . .Despreciando la muestra A-30

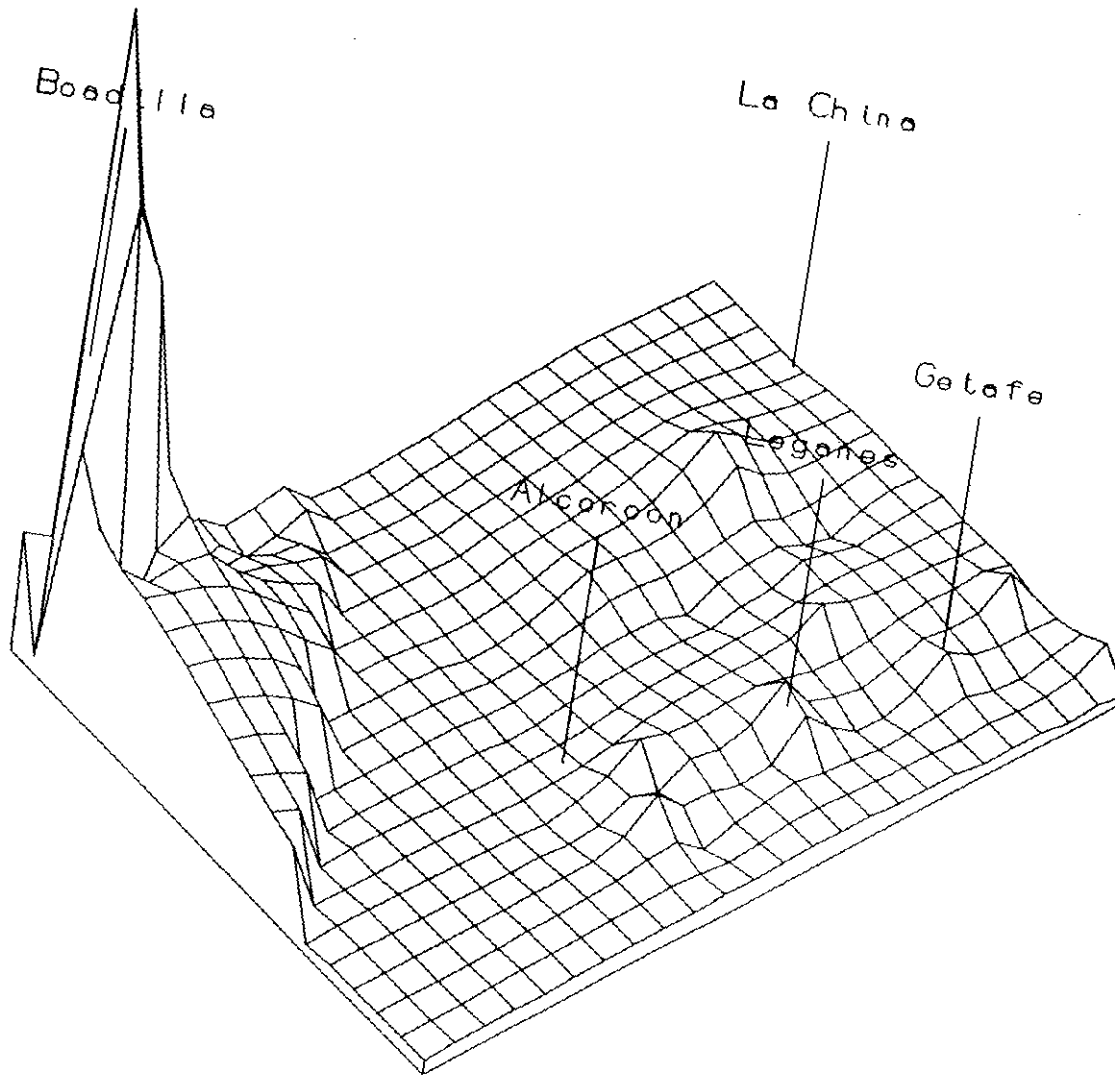


Figura 19. Relieve del Cobre

Cu cambio

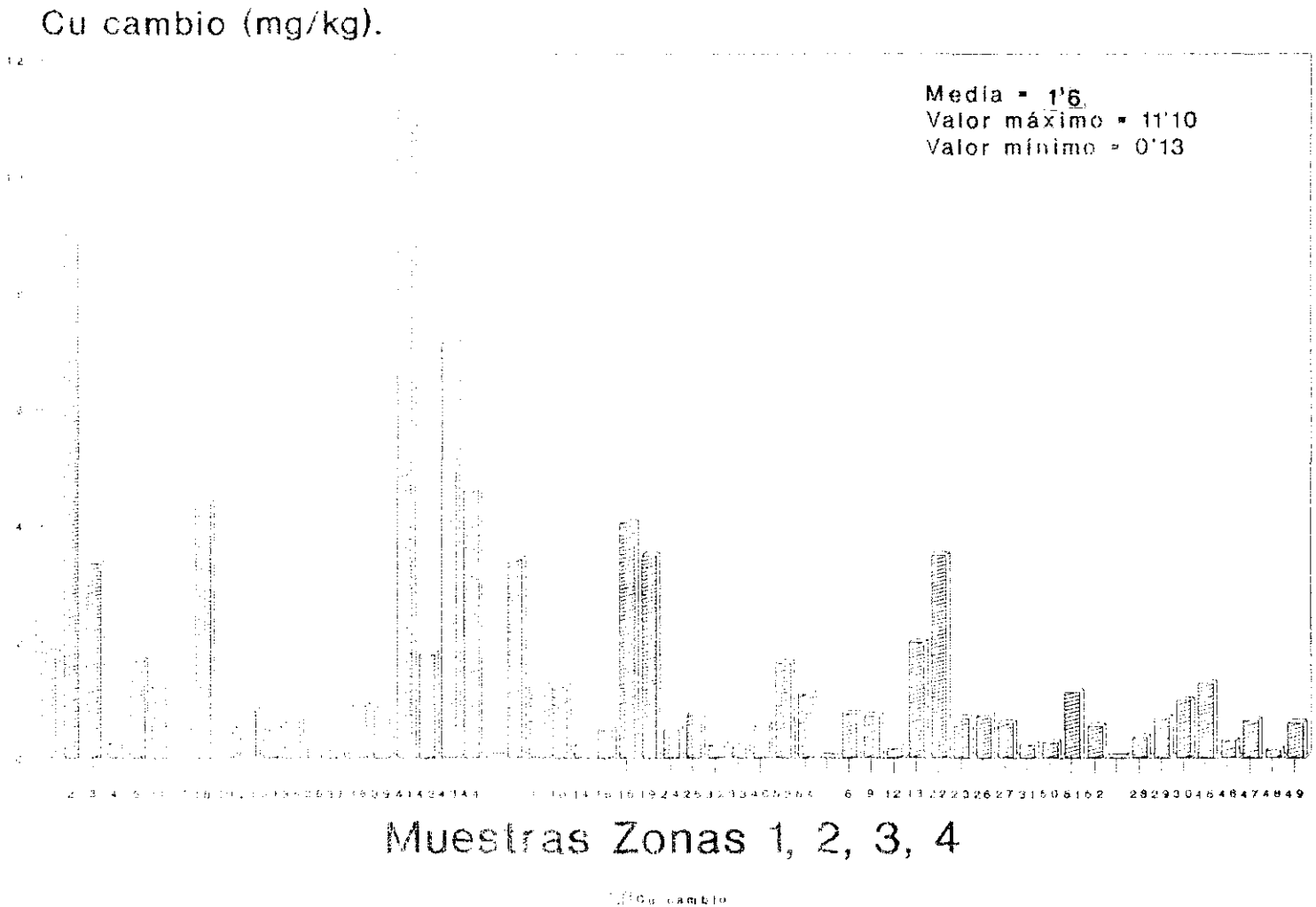


Figura 20.

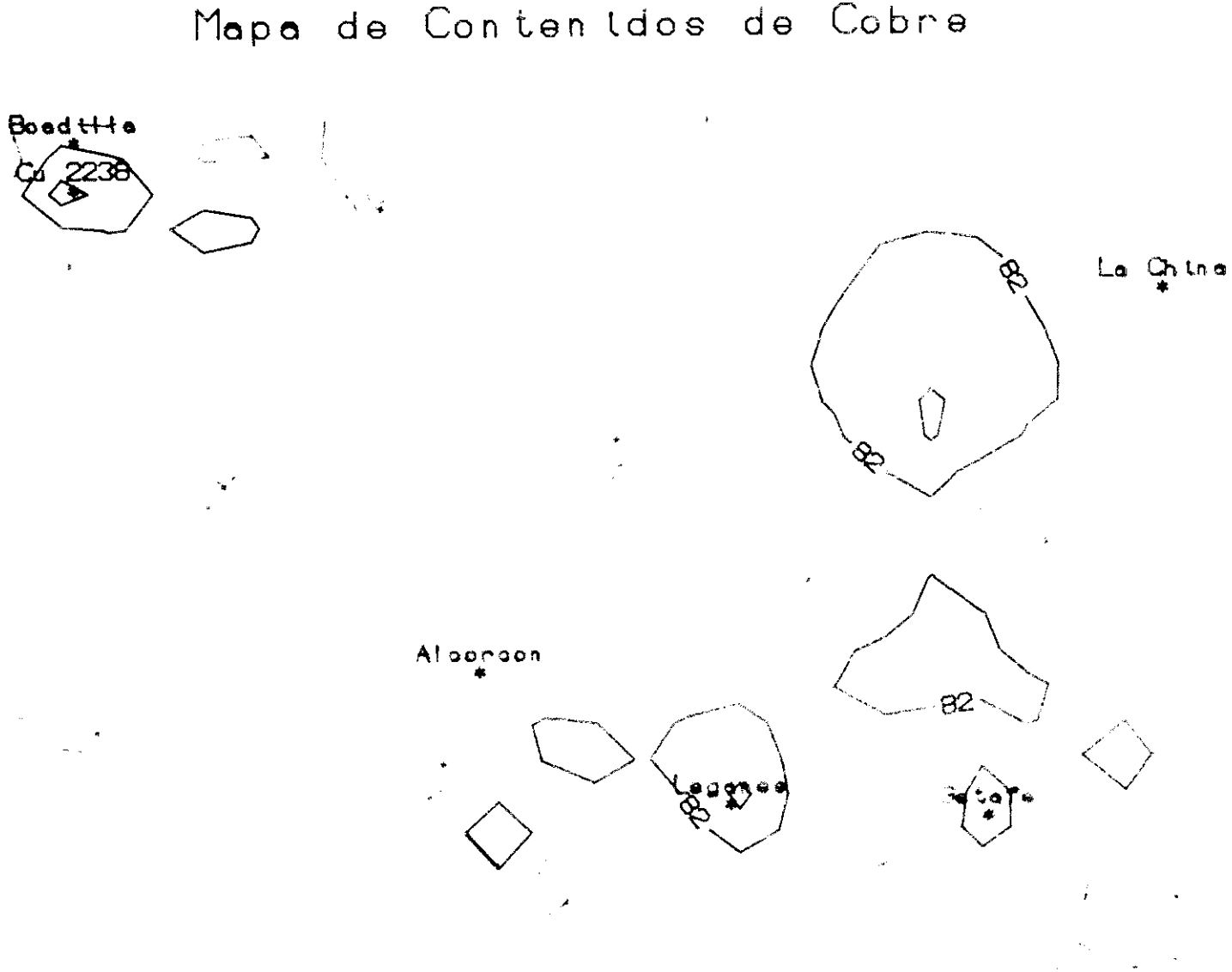

Mapa de Contenidos de Cobre
Boedtke
Cu 2238
La China
82
82
Alcaraon
82
82

Figura 21.

Cd total

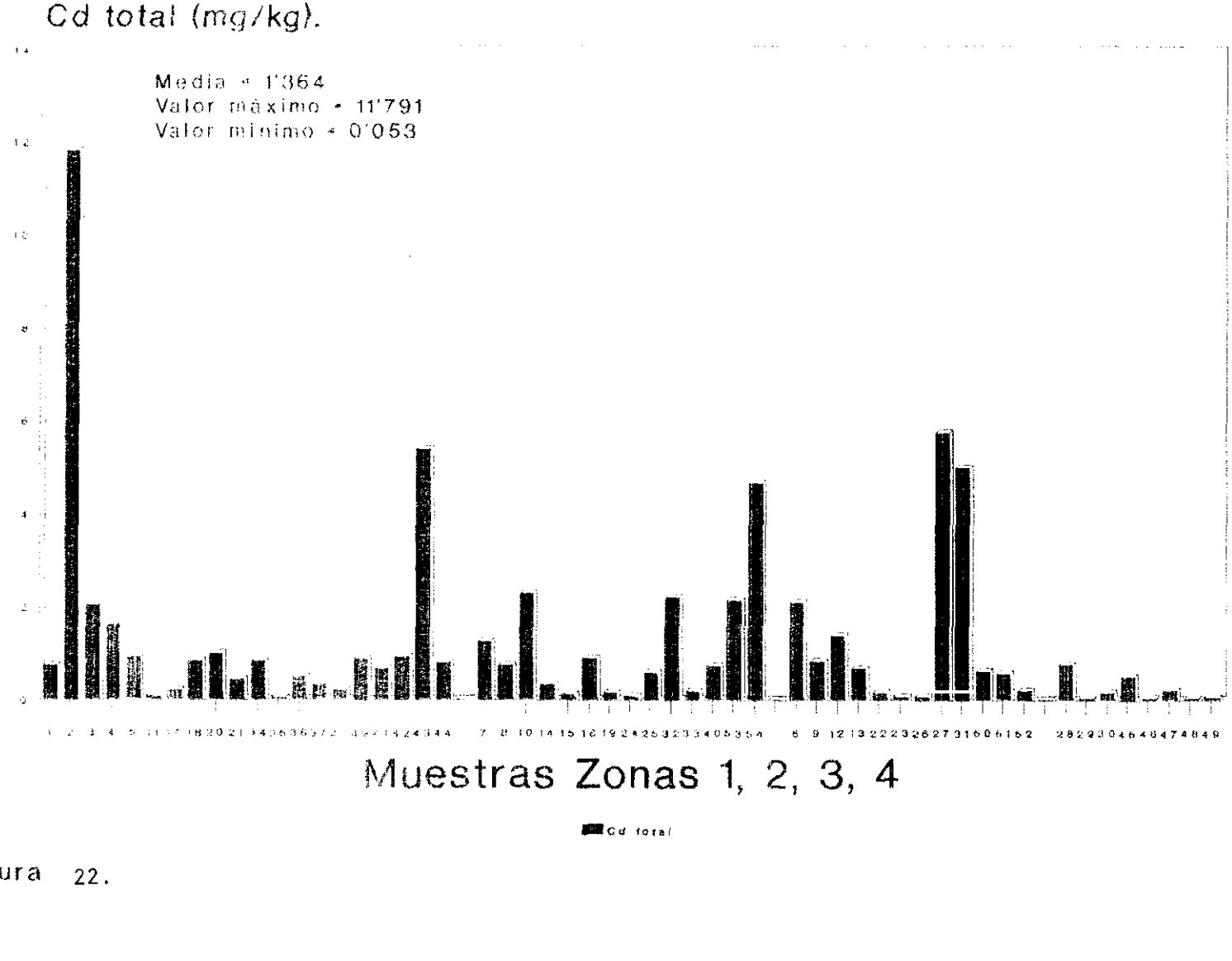


Figura 22.

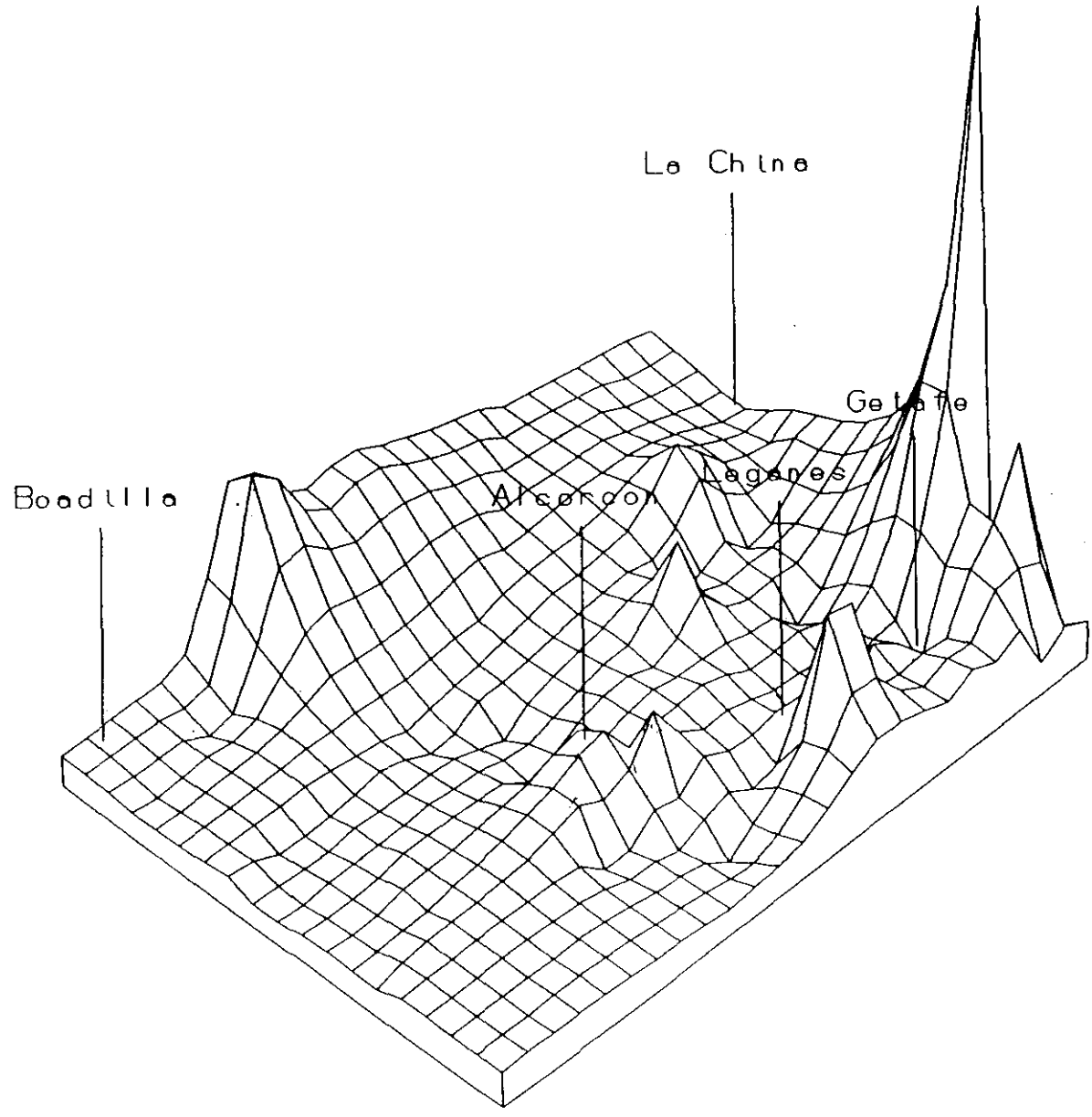


Figura 23. Relieve del Cadmio

Cd cambio

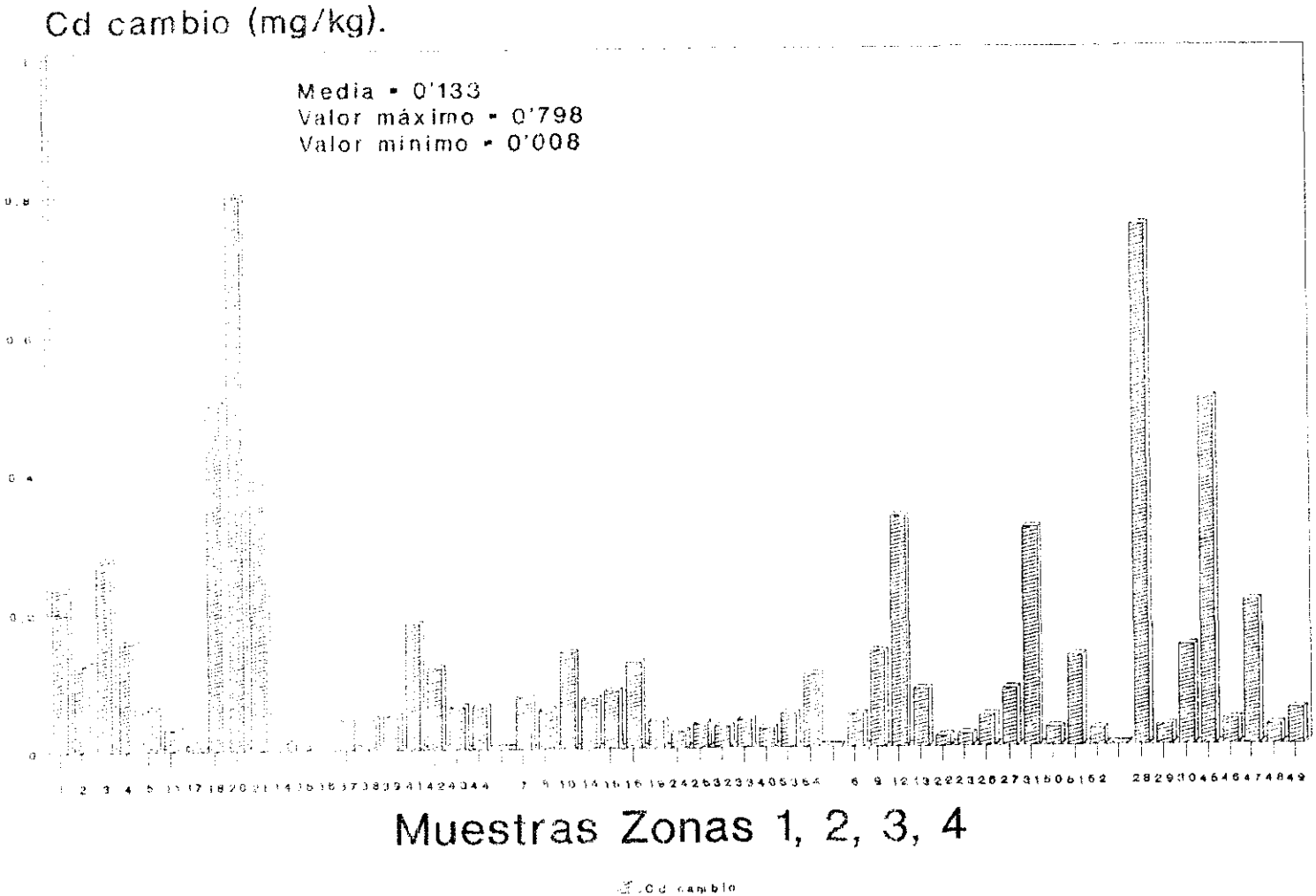


Figura 24.

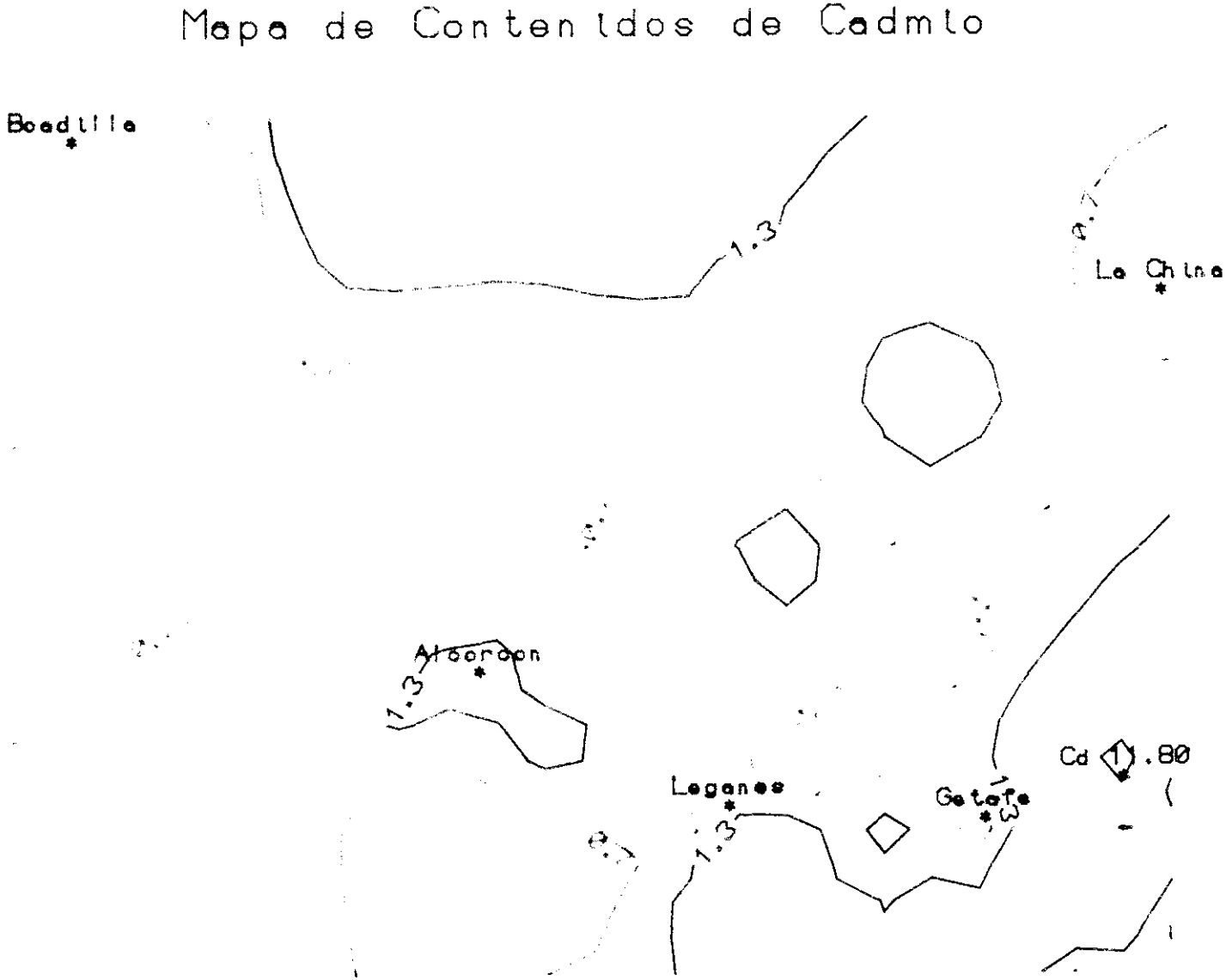

Mapa de Contenidos de Cadmio
Boadilla
1.3
La China
Alcorcon
1.3
Cd 1.80
Leganes
1.3
Getafe
1.3

Figura 25.

TABLA GENERAL 11 . Matrices de correlacion.

	pH	$CaCO_3$	Carbono	Nitrogeno	Capacidad total	Arcilla	Limo	Arena[1]	Pb_t	Zn_t	Cu_t	Cd_t
Pb_t	0,18	0,25	0'37*	0'37*	0'49&	0'28	0'032	0'26				
Zn_t	0,20	0,17	0'38*	0'41&	0'25	0'24	0'079	0'13				
Cu_t	-0,55&	0,08	0'18	0'06	0'08	-0'124	-0'11	-0'19				
Cd_t	0,051	-0,095	-0'045	0'10	-0'21	-0'05	-0'021	-0'16				
Pb_c	-0,094	0,078	0'019	0'46&	0'02	-0'015	0'021	0'34*	0'34*			
Zn_c	-0,007	-0,095	0'14	0'26	-0'12	-0'23	-0'018	-0'06		0'20		
Cu_c	0,22	0,12	0'18	0'18	-0'10	0'047	0'123	0'18			0'16	
Cd_c	0,07	0,08	0'04	0'25	0'15	0'066	-0'025	-0'13				0'20

Arena[1] Arena fina y gruesa.

Nivel de significación = & 0'01
Nivel de significación = * 0'05

XI.- CONCLUSIONES

Las características generales de los suelos del área estudiada son: Una textura media franco arenosa, variando de franco arcillo arenosa en zona 1 (Getafe), a franco arenosa en zona 4 (Boadilla del Monte), observándose la influencia de los materiales de la Sierra.

Son suelos con un valor medio de pH en agua de 7'5 y contenido medio en $CaCO_3$ de 58 g kg^{-1}. La proporción media de carbono orgánico es baja, 8 g kg^{-1}, asi como la de nitrógeno 1 g kg^{-1} como corresponde a suelos de cultivo.

La capacidad total de cambio es baja, 15 $cmol_c$ kg^{-1} de media, consecuencia de los contenidos en materia orgánica y arcilla. Son suelos saturados y solo un 8 % de los mismos presentan grado de saturación inferior al 50%.

1.- Las proporciones de Pb total (14 -593 mg kg^{-1}) presentan gran dispersión y conducen a la siguiente secuencia de contenidos medios:

Zona 2 > Zona 1 > Zona 4 > Zona 3

apreciándose los mayores contenidos medios y desviaciones en las zonas 2 y 1 que serían las de mayor contaminación puntual.

- Los mayores contenidos en Pb corresponden a suelos con pH superior a 7, en los que existe toxicidad potencial condicionada a un cambio en las características edáficas; unicamente en los suelos con proporciones elevadas de este elemento que coincidan con pH inferiores a 7, puede haber peligro de toxicidad por la existencia de formas asimilables.

- Las proporciones de Pb de cambio están comprendidas entre 0'03 y 9'69 mg kg^{-1}, con contenidos medios y desviaciones que siguen la secuencia siguiente:

Zona 2 > Zona 4 > Zona 3 > Zona 1

existiendo en la zona 2 suelos con valores de este elemento que constituyen un peligro para la vegetación.

- Aunque el contenido de Pb total en suelos no sea elevado, si el porcentaje de Pb de cambio a Pb total es alto, la toxicidad puede originarse, aún con pequeños incrementos del Pb total.

- Los índices de acumulación de Pb en suelos respecto al material original, siguen la misma secuencia tanto si se consideran los contenidos medios como los máximos de este elemento:

Zona 2 > Zona 1 > Zona 4 > Zona 3

y esto corrobora la existencia de aportes contaminantes en determinados suelos, fundamentalmente en la zona 2.

- Las correlaciones entre Pb total y los parámetros, carbono orgánico, nitrógeno, capacidad de cambio y entre el Pb de cambio y nitrógeno y arena, son positivas y significativas.

2.- El contenido en Zn total (16 - 867 mg kg^{-1}) se distribuye según la secuencia:

Zona 2 > Zona 1 > Zona 4 > Zona 3

Siendo la dispersión mayor en las Zonas 2 y 4, lo que puede dar idea de la existencia en ellas de contaminación puntual.

- Los suelos con mayores contenidos en Zn, presentan valores de pH de 7 o superiores, no superando en general los límites establecidos por la legislación para este elemento.

- Las proporciones de Zn de cambio (0'14 - 17'25 mg kg^{-1}) presentan una distribución bastante homogenea y contenidos semejantes en las distintas zonas, siendo en estos suelos en general bajos los porcentajes de Zn de cambio respecto al total.

- Los índices de acumulación de Zn en suelo con relación al material original son superiores en la Zona 2 y los más bajos corresponden a la zona 3.

- El Zn total presenta correlación positiva y significativa con carbono y nitrógeno.

3.- El contenido medio de Cu total (4 - 268 mg kg^{-1}) sigue la secuencia:

Zona 2 > Zona 1 > Zona 3 > Zona 4

distribuyéndose de forma muy heterogenea.

- La proporción media de Cu de cambio es baja (0'13 -11 mg kg^{-1}) y en general representa un bajo porcentaje del Cu total.

- La acumulación de Cu en suelo frente al material original es para contenios medios de suelos:

Zona 2 > Zona 1 > Zona 3 > Zona 4

El Cu total se correlaciona negativa y significativamente con el pH en agua.

4.- El Cd total presenta en suelos valores comprendidos dentro de un rango de 0'05 - 11'8 mg kg^{-1} y contenidos medios por zonas muy semejantes.

Localmente se alcanzan proporciones muy elevadas que superan los límites dados por la legislación para suelos con pH 7 o mayores.

- El Cd de cambio (0'008 - 0'798 mg kg^{-1}) representa un porcentaje medio de 18 % del Cd total, existiendo suelos en los que se supera el 50 %, en los cuales existiría peligro de toxicidad potencial, aunque el contenido en Cd total no sea elevado, ya que un aporte externo o variación en las condiciones del suelo podrían aumentar el Cd en forma asimilable.

- Los índices de acumulación de Cd en suelo en relación al material original son más elevados en las Zonas 1 y 3.

- El Cd total y Cd de cambio no se relacionan linealmente con ningúm parámetro edáfico considerado.

5.- Teniendo en cuenta el contenido en metales de estos suelos, una disminución en el pH de los mismos puede originar un aumento de formas solubles y cambiables con el consiguiente peligro de toxicidad.

6.- Un 50 % de las muestras vegetales analizadas presentan proporciones de Zn igual o superior al del suelo.

- El contenido medio en Zn de las muestras vegetales sigue la secuencia:

brotes > hojas > granos

(60-139) (26-128) (24-107)

7.- Las proporciones medias de Pb en plantas siguen la secuencia:

brotes > hojas > granos

(7-86) (7-84) (6-47)

- De acuerdo con la baja movilidad del Pb en el vegetal, los contenidos de este elemento en granos, hojas y brotes serían consecuencia de la posible contaminación debido a la proximidad de las muestras a carreteras.

8.- Los contenidos de Cu en las muestras vegetales siguen la secuencia:

brotes > hojas > granos

(18'7-32) (7'5-31) (6'7-25)

- Las plantas analizadas no presentan en general, acumulación de Cobre frente al contenido en suelo.

9.- El Cd se distribuye en los vegetales analizados según la secuencia:

hojas > brotes > granos

(0'25-8'32) (0'38-1'31) (0'43-1)

- Más del 50 % de las muestras presentan acumulación de Cd frente al contenido en suelo, correspondiendo a hojas las mayores acumulaciones probablemente debido a aportes aéreos.

XII.- BIBLIOGRAFIA

ADRIANO, D.C. (1986). Trace elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag. 533 pp.

ADRIANO, D.C. and MURPHY, L.S. (1970). Effects of Ammonium Polyphosphates on Yield and Chemical Composition of Irrigated Corn. Agron. J., 62: 561.

AGUIRRE, E., DIAZ MOLINA, M. y PEREZ-GONZALEZ, A. (1976). Datos paleomastológicos y fases tectónicas en el Neógeno de la Meseta Sur española. Trabajos Neógeno-Cuaternario, 5, 7-29.

ALBERDI, M.T. (1985). Geología y Paleontología del Terciario Continental de la provincia de Madrid. C.S.I.C. Mus. Nac. Cien. Natu. 105 pp. (Edit). Madrid.

ALBERDI, M.T., HOYOS, M., JUNCO,F., LOPEZ-MARTINEZ, N., MORALES,J., SESE, C. y SORIA, D. (1983): Biostratigraphie et évolution sédimentaire du Néogene continental de l'aire de Madrid. Interim-Coll. RCMNS. Paleoclimatic Evol. Montpellier, 15-18.

ALIA, M., PORTERO, J.M. y MARTIN ESCORZA, C. (1973). Evolución geotectónica de la Mesa de Ocaña (Toledo) durante el Neógeno y Cuateranrio. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat., (Geol.), 71, 9-20.

ALONSO SANTIAGO, G. (1987). Directrices y técnicas para la estimación de impactos; implicaciones ecológicas y paisajísticas de las implamtaciones industriales, criterios para el establecimiento de una mormativa. Trabajos de la Cátedra de Planificación. E.T.S.I.M. (Universidad Politécnica) Madrid.

ALVAREZ GONZALEZ. A.M. Tesis Doctoral (1984). Universidad Autónoma de Madrid.Facultad de Ciencias. 315pp. Estudio Edafo-Geoquímico de las series detríticas y

evaporíticas de la provincia de Madrid.

ALLOWAY, W. H. (1968). Agronomic Controls over the Environmental Ciclyng of Trace Elements. Adv. Agronom. 20: 235-274.

ALLOWAY, B.J. and DAVIES, B.E. (1971). Heavy metal contentof plants growing on soils contaminated by lead mining. J Agric. Sci. 76. 321-323.

ALLOWAY, B.J. and MORGAN, H. (1987). The accumulation of cadmium and Lead in vegetables grow on soils polluted from different sources of metals. J. Sci Food Adric., 40: 323-324.

AMACHER, M.C., KOTUBI-AMACHER, J., SELIM, H.M. and ISKANDAR, I.K. (1986). Tetention and relese of Metals by soils avaluation of several models. Geoderma, 38, 131-154. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam.

ANDERSSON, A. (1979). En ADRIANO, D.C. Trace elemens in the terrestrial environment. Springer-Verlag. 533 pp.

APARICIO, A., BARRERA, J.L., CARABALLO, J.M., PEINADO, M., y TINAO, J.M. (1975). Los materiales graníticos hercínicos del Sistema Central español. Memorias IGME, 88, 147p.

AUBER, H. y PINTA, M. (1977). Trace elements in soils. Elsevier. New York. 395 pp.

BAKER, W.E. (1986). Humic substances and their role in the solubilization and transport of metals. En: Mineral exploration: Biological systems and organic mater. Carlisle, Barry, Kaplan & Watterson (Edis). Prentice-Hall.

BARBER, S.A., WALKER, J.M. and VASEY, E.H. (1963). Mechanisms for the Movement of Plant Nutriens from the Soil and Fertilizer to the Plant Root". J. Agr. Food Chem., 11: 204.

BARCELO, J. and POSCHENRIEDER, CH. (1992). Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. Suelo y Planta, 2: 345-361.

BARCELO, J. and POSCHENRIEDER, CH. (1992). Estrés vegetal inducido por metales pesados. Investigación y Ciencia 154: 54-63.

BAUER, A. and LINDSAY W.L. (1965). The Effect of Soil Temperature on the Availability of Indigenous Soil Zinc. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 29:413.

BAUMHARDT, G.R. AND WELCH, L.F. (1972). Lead uptake and corn growth soil applied lead. J. Environ. Qual. 1. 92-94.

BEAVINGTON, F. (1975). Heavy Metal Contamination of Vegetables and Soil in Domestic Gardens around a Smelting Complex. Environ. Pollut. 9, 211-217.

BEAVINGTON, F. (1975). Some aspects of contamination of herbage with copper, zinc and iron. Environ Pollut. 8: 65-71.

BELLIDO, F., CAPOTE, R., CASQUET, C., FUSTER, J. M., NAVIDAD, M., PEINADO, M. y VILLASECA, C. (1981). Libro guia de la excursión geológica de la VII Reunión sobre Geología del Oeste peninsular. Madrid 7-10 septiembre de 1981. Dto. Petrología. Univ. Complutense, pp. 103. Madrid.

BENTON JONES, J., WOLF, B. and MILLIS, H.A. (1991). Plant analysis handbook. 186. Micro-macro Publishing, Inc. New York.

BERNARD, D. KNEZEK and BOYD, G. ELLIS. (1980). Essential Micronutrients IV: Copper, Iron, Manganese and Zinc. En: Applied Soil Trace Element. B.E. Davies (Ed.). John Wiley & Sons. Chichester: Cap 8. 259-286.

BERROW M.L. and REAVES G. A. (1984). Background levels of trace elements in soils. In Proc. Ist Int conf on Environmental contamination. London. pp 333-40.

BERTINE, K.K. and GOLDBERG, E.D. (1971). Fossil Fuel Combustion and Major Sedimentary Cycle. Science 173, 233-235.

BINGHAM. F. T., PAGE. A. L. and SIMS J. R. (1964). Retentión of Cu and Zn by H-Montmorillonite. Soil Sci Soc. Amer. Proc 28. 351-354 pp.

BINGHAM, F.T., PAGE, A.L., MAHLER, R.J. and GANJE T.J. (1975). Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with cadmium enriched sewage sludge. J. Environ. Qual. 4: 207-211.

BIDDAPPA, C.C. and CHINO, M. (1981). En ADRIANO, D.C. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-verlag. 533 pp.

BITTEL, J.E. and MILLER, R. J. (1974). Pb, Cd and Ca Selectivity Coeffients on a Montmorillonite, Illite and Kaolinite. J. Environ. Qual. 3. 250 - 253.

BOLETIN OFICIAL DEL ESTADO. (1990). N° 262, (1-11-90).

BOLUDA HERNANDEZ, R., ANDREU PEREZ, O., PONS MARTIN, V. y SANCHEZ DIAZ, J. (1988). Contenido de Metales Pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn)en suelos de la comarca de la Plana de Requena-Utiel (Valencia). An. Edafol. Agrobiol., 47: 1485-1502.

BOLUDA HERNADEZ, R. (1988). Relaciones estadísticas de los valores de los metales pesados (Cd, CO, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) con el pH, contenido en materia orgánica, carbonatos totales y arcillas de los suelos de la comarca de la Plana de Requena-Utiel (Valencia). An. Edafol. Agrobiol., 47: 1503-1524.

BOLT, G. H. (1979). Soil Chemistry. B. Physico-chemical Models. Elsevier Publishing Company.

BOLTER, E., HAMPHILL, D., WIXSON., BUTHERUS, D. and CHEN, R. (1972). In Trace Substances in Environmental Health. (Hemphill, D. D., ed.). pp. 79-86. University

of Missouri, Columbia.

BOWEN, J.E. (1969). Absorption of Coppe, Zinc and Manganese by Sugar Cane Tissue. Plant Physiol. 44°. 255.

BOWEN, H.J.M. (1979). Environmental chemistry of the elements. Academic Press. New York. 333 pp.

BROEKAERT, A.C., GUCER, S. and ADANS, F. (1990). Metal Speciation in the Environment. Nato Asi Series 6. Ed. Springer-Verlag.

BUNZL, K., SCHMIDT, W., and SANSONI, B. (1976). Kinetics of Ion Exchange in Soil Organic Matter. IV: Adsorption and Desorption of Pb^{2+}, Cu^{2+}, Cd^{2+} Zn^{2+} and Ca^{2+} by Peat. J. Soil Sci. 27, 32 - 41.

CALA RIVERO V. (1985). Tesis Doctoral. Estudio de la contaminanción por Metales Pesdos en suelos y plantas de la Vega de Aranjuez. Posible impacto por efecto de las aguas de riego.

CALA RIVERO V., RODRIGUEZ SANCHIDRIAN J. R. y GUERRA DELGADO A.(1985). Contaminacion por metales pesados en suelos de la Vega de Aranjuez. (I) Pb, Cd, Cu, Zn, Ni y Cr. An. Edafol. Agrobiol., 44, 11-12: 1595-1608.

CALA RIVERO, V., SANCHIDRIAN, J. R. y GERRA DELGADO, A. (1985). Contaminación por metales pesados en suelos de la Vega de Aranjuez II. Tratamiento estadístico. An. Edafol. Agrobiol., 44: 1609-1622.

CALA RIVERO V. y SANCHIDRIAN J. R. (1989). Evaluación de diversas soluciones extractantes de metales pesados en suelos como indicadoras de las formas asimilables para las plantas. An. edafol. Agrobiol., 48: 11-21.

CALA RIVERO, V., ALVAREZ, A.M., VIGIL DE LA VILLA, R. y GASCA, M. (1992).

Especiación química de cinc y cadmio en suelos de cultivo. Suelo y Planta. 2: 307-318.

CALVO, J.P., ORDOÑEZ, S., HOYOS, M. y GARCIA DEL CURA, M.A. (1984). Caracterización sedimetológica de la Unidad Intermedia del Mioceno de la zona Sur de Madrid. Rev. Mat. Proc Geol.,2, 145-176.

CANNEY, F.C. and HAWKINS, D.B. (1958). Cold acid extraction of copper form soils and sediments a proposed field method. Econ. Geol., 53, p. 877-886.

CANNON, H.L. and BOWLES, J.M. (1962). Contamination of vegetation by tetraethyl lead. Science. 137: 765-6.

CANNON, H.L. and HOPPS, H.C. (1970). Minor Metals of the Geochemical Environment, Health and Didease. en Science, núm, 170: 1232.

CANNON H.L. (1978). Según ADRIANO D.C. Trace elemets in the Terrestrial environment. Springer-Verlag. 533 pp.

CAPOTE R. y CARRO. S. (1968). Existencia de una red fluvial intramiocena en la depresión del Tajo. Est. Geol. 24 pp 91-97.

CAPOTE, R. y FERNANDEZ CASALS, M.J. (1978). La Tectónica postmiocena del sector central de la depresión del Tajo. Bol. Geol. y Min, del I.G.M.E., 89T., 114-122.

CARLSON, R.W., BAZZAR, F.A., STUKEL. J.J. and WEDDING, J.B. (1976). Physiological effects, wind re-entrainment, and rainwash of lead aerosol particulates deposited on plant leaves. Environ. Sci. Technol. 10: 1139-1142.

CAST (1976). Application of Sewage Sludge to Cropland: Appraisal of Potential Hazards of the Heavy Metals to Plants and Animals. Report 64, Council for Ag. Sci. and Tech., Ames, Iowa.

CATALA DE ALEMANY, J. (1986). Contaminacion y conservación del medio ambiente. Ed. Alhambra. 105 pp.

CAVALLARO, N., and McBRIDE, M.B. (1980). Activities of Cu and Cd in soil solutions as afected by pH. Soil Sci.Soc Am. 44: 729-732.

COLBURN, P., ALLOWAY, B.J. and THORTON, I. (1975). Arsenic and heavy metals in soils associated with regional geochemical anomalies in south-west England. Sci. Total Environ. 4, 359-363.

COLLINS-GEORGE, N., DAVEY, B.G. and SMILES, D.E. (1971). Suelo, Atmósfera y Fertilizantes. Traducción de Luis García Torres. Barcelona. Aedos. 334 p.

COMBS, S. M. and DOWDY, R. H. (1982). The effetcts of extraction techniques on Cd, Cu, Ni and Zn extraction from dredged materials and correlations with plant metal uptake. Commun. in Soil Sci. Plant Anal., 13 (2), 87-102.

CONSEIL DE L'EUROPE. (1973). Les Pesticides Agrícolas. 3ª Ed. Estrasbrurgo.

COPLACO (Comisión de planeamiento y Coordinación del Area Metropolitana de Madrid). (1982). Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. 15 pp.

COLBURN, P. and THORNTON, I. (1978). J. Lead Polution in agricultural soils. Soil Sci. 29, 513-526.

CUNNINGHAM, L.M., COLLINS,F.W. and HUTCHINSON, T.C. (1975). Physiological and Biochemical Aspects of Cadmium Toxicity in Soybean. I: Toxicity Symptoms and Autoradiographic Distributión of Cd Poots, Stems and Leaves. In Simposium Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Canada. pp. 97-120.

CRUMP, D.R. and BARLOW, P.J. (1980). Según ADRIANO, d.c. The elements in the

Terrestrial environment. Springer-Verlag. 533 pp.

CZUPYRNA, G. (1989). In situ immobilization of heavy-metal-contaminated soils. Park Ridge, New Jersey: Noyes Data Corporation. 155p.

CHANEY, R.L. (1974). Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and temperature.J. Environ, Qual 3: 180-183.

CHANEY, R.L. (1980). In: Sludge-Health Risks of land Application. (Bitton, g., Damron, B.L., Edds, G.T. and Davidson , J.M., ets), pp. 59-83. Ann Arbol Science, Ann Arbol, Michigan.

CHINO, M. (1981). In K. Kitagishi and I. Yamane, (Eds). Heavy metal pollution in soils of Japan. Japan Sci Soc Press, Tokyo. 65-80

CHIZHIKOV, D. M. (1966). Cadmium. Pergammon, New York.

DAVIES, B. E. (1977). Heavy metal pollution of British agricultural soils with special reference to the role of lead and copper minig. Proc. Int. Semin. on Soil. Environment and Fertility Management in intensive Agriculture, Tokyo. 117.

DAVIES, B. E. (1980). Applied Soil trace elements. En: Trace Element Polution. B. E. Davies (Ed.). Ed. John Wiley and Sons. Chichester. pag 287-351.

DAVIES, B.E. (1983). A graphical estimation of the normal lead content of some British soils. Geoderma 29: 67-75.

DAVIES, B.E. (1983). Heavy Metal Contamination from Base Minig and Smelting: Implicationes for Man and his Environment in Applied Environmental Geochemistry. Ed. by I. Thornton. Ed. Academic Press, 425-459.

DAVIES B.E., BECKETT P.H.T. and WOLLAN E. (1978). Critical levels of twenty

potentialy toxic elements in young spring barley. Plant Soil 49: 395-408.

DAVIES, B. E. (1979). Uptake of copper, nickel and zinc by crops growing in contaminated soils. J. Sci. Food Agric. 30,937.

DAVINSON, R.L., NATUSCH, D.F.S., WALLACE, J.R. and EVANS, C.A. (1974). Trace Elements in Fly Ash. Environ. Sci. Technol. 8, 1107-1112.

DAVIS, J. C. (1973). Statics and Data Analysis in Geology. John Wiley & Sons Inc. New York.

DAVIS, R. D. and COKER, E. C. (1979).- Cadmium in sewage used as fertilizer: a review of agricultural affects. International Conference: Heavy metals in the environment. London. pp. 553.

DELAS, J., DELMAS, J. and DEMAS, C. (1960). Etude par dilution isotropique du cuivre incorporé dans les sols depuis dix ans. C.r. hebd. Seanc. Acad. Sci. Paris, 250, nº 23, 3867-3869.

DEDOLPH, R., TER HAAR, G., HOLTZMAN, R. and LUCAS, H. Jr. (1970). Según ADRIANO, D.C. Trace elements in the Terrestrial environment. Springer-Velag 533 pp.

DELAS, J., DELMAS, J. and DEMAS, C. (1960). Etude par dilution isitropique du cuivre incorporé dans les sols depuis dix ans. C.r. hebd. Aeanc. Acad. Sci. Paris, 250, nº 23, 3863-3869.

DESOILLE, H., MARTI MERCADEL, J.A., SCHERRER, J. y TRUHAUT, R. (1986). Medicina del Trabajo. Ed. Masson S. A.

DIRECTIVA 181/ 6-12, 4 Julio 1986, relativa a la protección del Medio Ambiente, y en particular de suelos, en la utilización de lodos de depuradora en agricultura. Diario Oficial de las Comunidades Europeas.

DOADRIO LOPEZ. A. (1984). Química Bioinorgánica. Ed. LAEF. Madrid. 425 pp.

DONER, H.E. and LYNN, W.C. (1977). In Minerals in Soil Environments. (Dinauer, R.C., ed.) pp. 75-96. SSSA, Madinson, Wisconsin.

ELIAS CASTILLO F. y RUIZ BELTRAN L. (1977). Agroclimatología de España. Cuaderno I.N.I.A. Nº 7.

ELGAWHARY, S.M., LINDSAY, W.L. and KEMPER, W.D. (1970). Effect of Complexing Agent and Acids on the Diffusión of Zinc to a Simulated Root. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 34:211.

ELLIOT, H.A. (1983). Adsorption beaviour of cadmium in response to soil surface charges. Soil Science, vol 136, 5. 317 p.

ELLIS, A.J. (1979). In Geochemistry of Hypothermal Ore Deposits". Barnes, H.L., edi. pp. 632-683. Wiley, New York.

ELLIS, B.G. and KNEZEK, B.D. (1980). Absorption reactions of micronutrients in soils. En Micronutrients in Agriculture. Soil Sci. Soc. of America. 4: 59-78.

ERRECALDE, M.F., BOLUDA,R., LAGARDA, J.M. y FARRE, R. (1991). Indices de contaminación por metales pesados en suelos de cultivo intensivo: aplicación en la comarca de l'Horta (Valencia). Suelo y Planta. I: 483-494.

F.A.O. (1977). Guias para la descripción de perfiles de suelos. Roma 60 p.

F.A.O.- UNESCO (1989). Mapa Mundial de Suelos. Leyenda Revisada. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos. Núm. 60. Versión en español. Roma.

FARRAH, H. and PICKERING, W. F. (1977). The Sortion of Lead and Cadmium Species By Clay Minerals. Aust. J. Chem 30, 1917 - 1922.

FARAT, H. and PICKERING, W. F. (1978). The Effect of pH and Ligands on the Sorption of Heavy Metal Ions by Cellulose. Aust. J. Chm., 31, 1501 - 1509.

FERGUSSON, J.E. (1982). Inorganic chemistry an the Earth. Chemical resources, their extraction, Use and Environmental Impact. Pergamon Press. Oxford.

FLEISCHER, M., A.F. SAROFIM, D. W. FASSETT, P. HAMMOND, H. T. SHACKLETTE, I. C. NISBET, and EPSTEIN, S. (1974). Environmental Impact of Cadmium: Review by the Panel on Hazardous Trace Substances. In environ Health Perspec. 7: 253 - 323.

FOLLET R.H. and LINDSAY W.L.(1970). Profile distribution of zinc, iron, manganese and copper in Colorado Soils. Colorado Agric. Esp. Sta. Tech Bull 110: 1-78.

FOLLETT, H.R. and LINDSAY, W.L. (1971). Changes in DTPA-Extractable Zinc, Iron, Mangsnese and copper in soil following Fertilization. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 35: 600.

FOLLETT, R.H., MURPHY, L.S. AND DONAHUE, R.L. (1981), Fertilizers ans Soil Amendments. Prentince-Hall., Englewood Cliffs, New Jersey. 557 pp.

FONT, X, and NAVARRO, E. (1991). Aplicación de métodos estadísticos uni y multivariantes a estudiso de contaminación. El caso de la cubeta de la Llangosta. Bol. Geol. Min. V, 102: 685-705.

FORBES, E. A., POSNER, A. M. and QUIRK, J. P. (1976). The Specific Adsoption of Divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on Goethite. J. Soil Sci, 27, 154-166.

FORTESCUE, J.(1980). Environmental geochemistry. Springer- Verlag, New York. 347 p.

FRIBERG. L. (1975). Toxic Metals and their implication for human health. Inter conf on Heavy metals in the Environ. Toronto. Canada.

GALLAGER, P.J. and MURPHY, L.S. (1978). Effects of Temperature and Soil pH on Effectiveness of Four Zinc Fertilizers. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 9: 115.

GARATE, A., MATEOS, M. y SANCHEZ-ANDREU, J. (1982). Estudio de la relación entre la dinámica de elementos trazas (Cd, Co, Cr, Cu, Ni y Zn) y factores edáficos. I. pH y rextura. Agrochimica, XXVI, 4, 362-370.

GARATE. A. y LUCENA J.J. (1983). Estudio del plomo en el sistema suelo-planta. Relación con factores edáficos, textura y materia orgánica. An. edafol. y Agrobiol.42, 7-8, 1111-1119.

GARCIA-BADELL, J.J. (1987). La contaminación y el equilibrio ecológico. Instituto Nacional de Investigaciones Agrárias. Madrid. 238 p.

GARCIA, J.F. y HERNANZ, M. (1987). Salud y Medio Ambiente. Estrategias para una planificación regional. Comunidad de Madrid. Conserjería de Salud y bienestar social. Instituto Regional de Estudios. 238 pp.

GARCIA-MIRAGAYA, J. and PAGE, A.L. (1977). Influence of exchangeable cation on the sorption of trace amounts of cadmium by montmorillonite. Soil Sci. Soc. Am. J. 41 (718-721).

GAYNOR, J. D. and HALSTEAD, R.L. (1976). Chemical and plant extractability of metals and plant growth on soils amended with sludgr. Can. J. Soil Sci. 56: 1-8.

GOLDICH, S.S. (1938). Study in rock weathering. J. Geol, 46: 17-58.

GEOLOGIA, GEOMORFOLOGIA, HIDROLOGIA Y GEOTECNIA de Madrid (1986). Temas Urbanos.

GONG, H. (1975). The Geochemistry of cadmium. Thesis, Department of Geosciences Pennsylvania State University, 114p.

Pennsylvania State University, 114p.

GONG, H., ROSE, A.W. and SUHR, N.H. (1977). The Geochemistry of Cadmium in Some Sedimentary Rocks, Geochim. Cosmochim. Acta 41, 1668-1692.

GONZALEZ CUESTA, R. (1989). Aplicación de la voltametría de barrido para la determinación de Cd, Pb y Cu en material vegetal. An. Edafol. Agrobiol. 48, 175-183.

GOODMAN, G. T. and ROBERTS, T. M. (1971). Plants and Soils as Indicators of Metals in the Air. Nature 231, 287-292.

GORDEE R. S., PORTER. C. L. and LANGSTON. R. G. (1960). Uptake and distributión studies of cadmiun 115 in pepermint. Proc Am Soc Horticult, Sci 75. 525-528 pp.

GRAHAM, D.L. and KALMA, S.M. (1974). Lead in forage grass from a suburban area in northern California. Environ. Pollut. 7: 209-215.

GRAHAM, R.D. (1981). En: Copper in soils and plants. Lonegranj. F., Robson, A.D. y Graham R.D. (Edts), 141-163. Academy Press, New York.

GRAÑA, M.J., BARRAL, M.T., GUITIAN, F.E. y GUITIAN, F. (1991). Formas de cobre, niquel y cinc en horizontes superficiales de suelos. Suelo y Planta. 1: 467-482.

GREGORY, K.J., WALLING, D.D. (1987). Human activity and environmental process. Chichester: John Wiley & Sons. 466 p.

GRIFFIN, R.A., AU, A.K. (1977). Lead adsorption by montmorillonite esing a competitive Langimuir equation. Soil Sci Soc Am J. 41: 880-882.

GRIFFETH, J.J. (1919). En ADRIANO, D.C. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag. 533 p.

GUITIAN OJEA, F. (1976). Contenido, distribución y formas de Zn en suelos del NW España. II Características quimicas de los suelos y relación del contenido en Zn con distintos componentes del Suelo. An. Edafol. Agrobiol., 35: 1205-1218.

GUITIAN OJEA, F. y ANDRADE COUCE, M.L. (1976). Contenido, distribución y formas del Cinc en suelos naturales y rocas del NW de España. Ana. Edafol. y Agrobiol. Tomo XXXV. 11-12.

GUITIAN OJEA, F. y CARBALLAS FERNANDEZ, T. (1976). Técnicas de Análisis de suelos. 2ª Ed. Ed. Pico-Sacro. Santiago de Compostela. 288p.

GUPTA, S.K. (1991). Soil Interaction. In: Heavy Metals in the environment. J.P. Vernet (Edt), Cap, 3. Ed, Elsevier.

HAGHIRI, F. (1974). Plant Uptake of cadmium as Influenced by Cation Exchange Capacity, Organic Matter, Zinc, and Soil Temerature. J. Environ. Qual.3, 180-183.

HAGHIRI, F. (1976). Release of cadmium from Clays and Plant Uptake of cadmium from Soils as Affected by potassium and Calcium Amendments. J. Environ. Qua. 5, 395-397.

HAGIN, J. and TUCKER, B. (1982). Fertilization Dryland irrigated soils. Springer-Verlag. 188 p.

HAHNE, H.C.H. and KROONTJE, W. (1973). Significance of pH and Chloride Concentration Behaviour of Heavy Metal Pollutants: Mercury (II), Cadmium (II), Zinc (II) and Lrad (II). J. Environ. Qual. 2, 444-450.

HALIM, A.H., WASSONN, C.E. and ELLIS, R. Jr. (1968). Zinc Deficiency Symptoms and Zinc Phorphurus Interactions in Seeral Strains of Corn (Zea Mays L.). Agron. J., 60: 267.

HALL, J.E., SAVERBECK, D. R. and L'ERMITE (Editores) (1992). Effects of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals. Published by the

Commisision of the European Communities. Luxembourg.

HANSSEN, J.E. RAMBAEK, J.P. SEMB, A. and STEINNES, E. (1981). Atmospheric deposition of some heavy metals in Norway. Intern. conf. on Heavy Metals in the Environment. Amsterdam, 322-325.

HAQ, A.U., BATES, T.E. and SOON, Y.K. (1980). Comparison of extractans for plant-available zinc, cadmium, nikel and copper in contaminated soils. Soil Sci. Soc Am J. 44: 772-777.

HARMSEN K. (1977). Behaviour of hearvy metals in soils. Thesis Wageningen.

HARRINSON, R.M. and PARKER, J. (1977). Analysis of Particulate Pollutants. In: Handbook of Air Pollution Analysis. (Ed. R. Perry and R. J. Young), Chapman and Hall, London, pp. 84-156.

HARRINSON, R.M. and LAXEN, D.P.H. (1977). Organolead compouds adsorbed upon Atmospheric Particulates: A Minor Component of Urban Air, Atmos. Environ, 11. 201-203.

HARRINSON, R.M. and LAXEN, D.P.H. (1978). A Natural Source of Tetraalkylead in Air. Nature, 275: 238-240.

HARTER, R. D. (1979). Adsorption of copper and lead by Ap and B horizons of several Northeastern United Stales soils. Soil Science Society American. J. 47: 679-683.

HASSETT, J.J., MILLER, E. and KOEPPE, D.E. (1976). Interation of lead and cadmium on corn root growth and uptake of lead and cadmium by roots. Environ. Pollut. 11: 297-302.

HAWKES, H.E. and WEBB, J.S. (1962). Geochemistry of Mineral Exploration. Harper and Row, New York.

HELZ, G. R., HUGGETT, R. J., and HILL, J. M. (1975). Behaviour of Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb Discharged from a Wastewater Treatment Plant into an Estuarine Environment. Water Res. 9, 631 - 636.

HEMKES, O.J. and HARTMANS, J. (1973). In Trace Substances in Environmental Health, VII. Hemphill, D.D., ed. pp. 175-178. University of Missouri, Columbia.

HERMS, U., SCHAFER, W. and KUNTZE, H. (1988). Contents and distribution of heavy metals in deposition fields of dredged harbour sludge of different age in the area of Hamburg. In: Contaminated Soil'88. K. Wolf, W.J. va der Brink, F.J. Colon (eds.). Vol, 2: 1355-1363.

HIMES, F.L. and BARBER, S.A. (1957). Chetating Ability of Soil Organic Matter. Soil Sci. Amer. Proc., 21: 368.

HODGSON J. F. (1963). Chemistry of the micronutrient element in soils. Advance Agron 15. 119-161 pp.

HODGSON, J. F. (1970) In: D. D. Hemphill, Ed., Trace Substances in Environmental Health, Vol. VIII. University of Missouri Press , Columbia, pp. 45 - 58.

HODGSON, J.F., LINDSAY, W.L. and TRIELWEILER, S.F. (1966). Micronutrient cation complexing in soil solution. II. Complexing of cinc and cipper in displacing solution from calcareus. soils. Soil Sci Soc Am Proc. 30, 723-726.

HOLL, W. and HAMPP, R, (1975). Lead in plantas. Residue Rev., 54: 79-111.

HOYOS DE CASTRO, A., FERNANDEZ BERMEJO, M.C. y GONZALEZ PARRA, J. (1981). Alteración de Minerales en suelos con distinto grado de desarrollo. Suelos A(B)C. I. Mineralogía de la fracción arena. An. Edafol. Agrobiol., 40, nº 4-6: 690-709.

HOYOS DE CASTRO, A., FERNADEZ BERMEJO, M.C. y GONZALEZ PARRA, J.

(1981). Alteración de Minerales en suelos con distinto grado de desarrollo. Suelos A(B)C. II. Mineralogía de la fracción arcilla. An. Edafol. Agrobiol., 40, nº 1-2: 79-89.

HOYOS, M., JUNCO, F., PLAZA, J.M., RAMIREZ,A., Y RUIZ, J. (1985). El Mioceno de Madrid. En: ALBERDI, M.T. (Cood.). Geología y Paleontología del Terciario continental de la provincia de Madrid. Museo Nac. Cienc. Naturales, Madrid, 9-16.

HUTCHINSON, T. C. and MECMA K.M. (1973). Effects of Atmospherie. Pollutants on Forests, Wetland and Agricultural Ecosystems. Nato Asi Series G.

HUTSON, D.H. and ROBERTS, T. R. (1981). Progress in Pesticide Biochemustry. John Wiley & Sons.

I.G.M.E. (1980). Mapa Geológico 1:200.000. Hoja de Madrid.

INGLES, A., GOMEZ, M. y NOGALES, R. (1992). Efecto del riego con aguas residuales urbanas depuradas sobre la disponibilidad de metales pesados para la planta. Suelo y Planta, 2. nº 4: 703-712.

JARVIS, S.C. and WHITEHEAD, D.C. (1983). The absorption, distribution and concentration of copper in white clovbes grown on a range of soils. Plant Soil 75: 427-434.

JENKINS, D. A. and WYN JONES, R. G. (1980). Trace elements in Rocks, Soils, Plants and Animal; Introductión, Applied. Soil Trace Elements, chap 1. B.E. Davis (Ed.). John Wiley & Sons Ltd.

JENNE, E. A. (1968) Chapter 21 in R. F. Gould Ed., Trace Inorganics in Water. Advances in Chemistry Series 73, American Chemical Society, Washington, D. C.

JOHN, M.K. (1972). Cadmium adsorption maxima of soils as measured by the langimuir isotherm. Can. J. Soil Sci. 52: 343-350.

JOHN, M.K. (1974). Extractable and plant-svailable zinc in horizonts of several fraser river alluvial soils. Can. J. Soil Sci. 54: 125-132.

JOHN, M. K. (1975). Transfer of heavy metals from soils to plants. Sym Proc. Inter Conf on Heavy Metals in the Environ. Toronto. Canada II. 365-379. pp.

JOHN, M.K. and VAN LEARHOVEN, C. (1972). Lead uptake as effeted by lime, nitrogen and sources of lead. J. Environ. Qual. 1: 169-171.

JOHN, M.K. and VAN LEARHOVEN, C. (1976). Differencial Effects of Cadmium on Luttuce Varieties. Environ. Pllut. 10, 163-173.

JONES, L.H.P. and JARVIS, S.C. (1981). The Fate of Heavy Metals. The Chemistry of soil processes. Chap. 11. 593-615. Jhon Wiley & Sons. New York.

JONES J.S. and HATCH. (1945). Sprays residues and crop assimilation of arsenic and lead". Soil Sci., 60: 277-288.

JONES, J.B. (1972). Plant Tissue Analyses for Micronutrients. In Micronutrients in Agriculture, J.J. Mortvedt el al (Ed.), Soil Science Society of America, Madinson, Wis. p. 319-346.

JUDY, W., LESSMAN, T., ROZYCKA, T., ROBERTSON, L. and ELLIS, B. (1964). Field and Laboratory Studies with Zinc Fertilization of Pea Beans". Mich. Agr. Exp. Sta. Quart. Bul., 46: 386.

JUNCO F. y CALVO J.P. (1983). VI.3.2. Cuenca de Madrid. En COM BA J.A. Coord. Libro Jibilar J.M. Rios. IGME-CNG ed. II 535-543. Madrid.

KABATA-PENDIAS, A. and GONDEK, B. (1978). In: Trace Substances in Environmental Health, XII. (Hemphill, D. D., ed.), pp. 523-531. University of Missouri, Columbia.

KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. (1984). Trace elements in soils and Plants. CRC Press Inc. Boca Ratón (Florida). 315.

KARAMANOS, R.E., BETTANY, J.R. and STEWART, J.W.B. (1976). The uptake of native and applied lead by alfalfa and bromegrass from soil. Can. J. Soil Sci. 56. 485-494.

KATYAL, J.C. and RANDHAWA, N.S. (FAO) (1986). Micronutrientes. Roma 93 p.

KEVIN, G., TILLER GERTH, J. and BRUMMER, G. (1984). The relative afinities of Cd, Ni and Zn for diferent soil clay fractions and Goethite. Elsevier Science Publishers B.V. , Amsterdam. Geoderma, 34. 17-35.

KINNIBURGH, D. G., JACKSON, M. L., and SYERS, J. K. (1976). Adsorption of Alkaline Earth, Transition and Heavy Metal Cations by Hydrous Oxide Gels of Iron and Aluminium. Soil Sci Soc, Am. Proc. 40, 796 - 799.

KLEIN, D. H. (1972). Mercury and Other Metals in Urban Soils. Environ. Sci. Techol. 6, 560-562.

KODAMA, H. and SCHNITZER, M. (1974). Adsorption of Fulvic Acid by Non-expanding Clay Minerals. Tr. Mazhduner. Kongr. Pochvoved 2, 51.

KOEPPE, D.E. (1977). The uptake, distribution, and effect of cadmium and lead in plants. Sci. Tot. Environ. 7: 197-206.

KRAUSKOPF, K.B. (1967). Introduction to Geochemistry. MCGRAW-HILL BOOK COMPANY. New York. 721pp.

KRAUSKOPK, K.B. (1972).- Geochemistry of micronutrients. En: Micronutrients in Agriculture. Eds. J.J. Mortuedt, P.M. Giordana and N.L. Lindsay. Soil Science America. Ch, 2: 7-40

KUBAT, J. (1992). Humus, its structure and role in agriculture and environmental. Edited by J. Kubat. Elsevier Science Publishers. Amsterdam.

LA NATURALEZA DE MADRID. (1987). Edita: Conserjería de Agricultura y Ganadería. Comunidad de Madrid.

LAFER, E.R., RUZA TARRIO, F.(1984) Tratado del medio ambiente. Edi. Lafer E. R. S.A. Madrid. I (437 p) y II (423 p).

LAGERWERFF, J.V., and SPECHT, A.W. (1971). Occurrence of Environmental Cadmium an Zinc and Their Uptake by Plants. In Trace Substances in Environmental Health, Vol. 4. University of Missouri, Columbia, 85-98.

LARGERWERFF, J.V. and BROWER, D.L. (1972). Exchange Adsorption of trace Quantities of Cadmium in Soils Treated with chlorides of Aluminum, Calcium and Sodium. Soil Sci. Am. Proc. 36. 734-737.

LARGERWERFF, J.V. and BROWER, D.L. (1973). Exchange adsorption or precipitation of lead in soils treated with chlorides of aluminium, calcium and sodium. Soil Sci Soc Am. 37: 11-13.

LARGERWERFF, J.V., BROWER, D.L. and BIORSDORF, G.T. (1972). In Trace Substances in Environmental Health, UI. Hemphill, D.D., ed. pp, 71-78. University of Missouri, Columbia.

LARGERWERFF, J.V., ARMIGER, W. H. and SPECHT, A.W. (1973). Uptake of lrad by alfalfa and corn from soil and air. Soil Sci. 115: 455-460.

LATTERELL, J. J., DOWDY, R.H. and LARSON, W. E. (1978). Correlation of extractable metals and metal uptake of snap beans grown on soil amended with sewage sludge. J. Environ. Qual. 7: 435-440.

LE RICHE and WEIR, A.H. (1963). A method of studyng trace elements in soil fraction. Journal of soil science. 14, nº 2, 25-35.

LEE, J.A. (1985). The environment, Public health, and luman ecology; consideration for economic development. Published for the World Bank. James A.Lee. Baltimore: The Jhons Hopkins University Press, 288p.

LESTER, J.N. HARRINSON, R.M. and PERRY, R. (1979). The Balance of Heavy Metals rhrough a Sewage Treatment Works. I. Lead, Cadmium and Copper. Sci. Tot. Environ, 12: 123.

LEVY, R. and FRANCIS, C.W. (1976). Adsorption and Desorption of Cadmium by Synthetic and Natural Organo-Clay Complexes. Geoderma 15, 361-370.

LEVI-MINZI, R. SOLDATINI, G.F. and RIFFALDI, R. (1976). Cadmium absorption by soils. J. Soil Sci, 27: 10-15.

LEVINSON, A.A. (1980). Introduction to Exploration Geochemistry. 2ª Ed. Applied Publi. Ltd.

LINDSAY, W.L. (1981).- Solid Phase-Solution Equilibria in soils. Chemistry in the Soil Environment, chap. 10. Soil Science Society of America.

LINDSAY, W.L. and NORWELL, W.A. (1969). Equilibrium relationship of Zn, Fe, Ca and H with EDTA and DTPA in soils. Soil Sci. Am. Proc., 33: 62-68.

LINDSAY, W.L. (1979). Chemical equilibria in soils. Jhon Wiley and Sons, New York, 449 pp.

LINDSAY, W.L. (1972). Inorganic Phase Equilibria of Micronutrients in Soil. Micronutrients in Agriculture, J.J. Mortvedt et al. (Ed.), Soil Science Society of America, Madinson, Wis.

LINDSAY, W.L. (1983).- Equilibrios de la fase inorgánica de micronutrientes en suelos. Micronutrientes en Agricultura. Cap. 3, pp.45. Soil Science Society of America.

LINDSAY, W. L. and NORWELL, W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for Zn, Fe, Mn and Cu. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 42: 421-428.

LINZON, S.N., CHAI, B.L., TEMPLE, P.J., PEARSON, R.G. and SMITH, M.L. (1976). J. Air. Poll. Control Assoc. 26, 650-654.

LITTLE, P. and WIFFEN, R.D. (1977). Emission and Deposition of petrol Engine Exhaust Pb I. Deposition of Exhaust Pb to Plant and Surfaces, Atmos. Environ., 11. 437-447.

LOBERSLI, E., GJENGEDAL, E. and STEINNES, E. (1991). Impact of soil acidification on the mobility of metals in the soil-planta system. Acid deposition on soil acidification. In: Heavy metals in the environment. J.P. Vernet (Edt). Cap, 2. Ed: Elservier.

LOPEZ VERA, F. y PEDRAZA, J. (1976): Síntesis geomorfológica de la cuenca del rio jarama en los alrrededores de Madrid. estudios geológicos. 32: 121-139. Madrid.

LUND, L. J.BETTY, E.E., PAGE, A.L. and Elliot, R.A. (1981). Ocurrence of naturally high cadmium levels in soils and its accumulation by vegetation. J Environ Qual 10: 551 - 556.

MACIAS, F., BARRAL, M.T., MONTERROSO, C. y CALVO, R.M. (1992). Metales pesados en las escombreras de la mina de Puentes (La Coruña): Influencia de las condiciones Eh -pH. Suelo y Planta. 2: 139-150.

MAPA GEOLOGICO. (1989). Escala 1:50.000, hoja de Madrid nº 559. I.G.M.E.

MARTENS, D.C. and CHESTERS, G. (1967). Comparison of chemical tests for estimation of availability of soil zinc. J. Sci. Food Agric. 18: 187-193.

MARTEN, G.C. and HAMMOND, P.B. (1966). Lead uptake by brome grass from contaminated soils. Agron, J. 58, 553-554.

MARTIN ESCORZA, C. (1976): Actividad tectónica durante el Mioceno de las fracturas del basamento de la fosa del Tajo. Estudios geológicos. 32: 509-522. Madrid.

MATTIGOD, S.V. and SPOSITO, G. (1977). Estimated association constants for some complexes of trace metals with inorganic ligands. Soil Sci. Soc. Am. 41: 1092-1097.

MATTIGOD, S. V., SPOSITO, G., and PAGE, A. L. (1981). Factors Affecting the Solubilities of Trace Metals in Soils. Chemistry in the Soil Environment, chap. 11. Baker, D. E. Published Amer, Soc of Agron., Soil Sci. Soc. Amer.

MATTIGOD, S.V. and PAGE, A.L. (1983). Assessment of Metal Pollution in Soils. En: Applied Environmental Geochemistry. I. Thorton (Edt.), cap 12: 355-394. Academic Press.

MAYER, E. (1991). The impact of atmospheric acid deposition on soil and vegetation. Acid deposition on soil acidification. In: Heavy Metals in the environment. J.P. Vernet (Edt), cap 2. Ed. Elservier.

McKENZIE, E. (1970). Según ADRIANO, D.C. Trace elements in the Terrestrial Environment. Springer-Velag. 533 pp.

McKENZIE, J.M. and KAY, D.L. (1973). Urinary Excretion of cadmium, Zinc and Copper in Normotensive and Hypertensive Women. N.Z. Med. J. 78: 68-70.

McLAREN, R. G., WILLIAMS, J. G., y SWIFT, R. S. (1983).- Some observatións on the Desorption and Distribution Behaviour of Copper with Soil Components. Journal of Soil Science, Vol. 34, 325-331.

McLEAN, A.J., HALSTEAD, R.L. and FINN, B.J. (1969). Extractability of added lead in soils and its concentration in plants. Can. J. Soil Sci. 49: 327-334.

McLEAN A. J. (1976). Cadmium in different plant species and its availability in soils as influenced by organic matter and additions of lime, P, Cd and Zn. Can. J. Soil Sci. 56: 129-238.

MEGIAS, A.G., LEGUEY,S., y ORDOÑEZ, S. (1982). Interpretación tectosedimetaria de la génesis de fibrosos de la arcilla en series detríticas continentales (Cuencas de Madrid y del Duero) España. V Congreso Latinoamericano de Geología, Buenos Aires, Actas, II, 427-439.

MILLER, R.J. and KOEPPE, D.E. (1970). In Pro. Annual Conf. on Trace Substances in Environmental Health (Ed. Hemphill, D.D.), University of Missouri Columbia, USA.

MILLER, J.E. HASSETT, J.J., and KOEPPE, D.E. (1976). Uptake of cadmium by Soybeans as Influenced by Soil Cation Exchange Capacity, pH, and Available Phosphorus. J. Environ. Qual. 5, 157-160.

MILLER, J.E., HASSETT, J.J., and KOEPPE, D.E. (1977). Interation of Lead and Cadmium on Metal Uptake and growth of Corn Plants, J. Environ. Qual. 6, 18-20.

MISRA, S.G. and PANDEY, G. (1976). Evaluation of suitable Extractants for Available Lead in soils. Plant Soil 45: 693-696.

MITCHELL, R.L. (1964). The geochemical and pedological. Distribution of trace element in soil. Semaine détude sur le Probreme des Oligoelements. Pontifificiae Academiae Scientiarum scripta varia-14. 39-69.

MITCHELL, R.L. (1964). Trace elements in soils. In Chemistry of the soil. Ed. F.E. Bear. 2nd edn. Reinhold. Publ. Co., New York. Ch 8: 320-368.

MITCHELL, R.L. (1971). Trace Elements in soils. Min. Agric. (G. Brit.). Tech. Bull, 21: 8-20.

MITCHELL, R.L. (1972). Trace elements in soils and factors which affect their availability.

Geol. Soc. Am. Bull. 83: 1069-76.

MONTURIOL, F. y ALCALA DEL OLMO, L. (1990). Mapa de Asociaciones de Suelos de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000. Comunidad de Madrid.

MONTURIOL, F. y ALCALA DEL OLMO l. (1990). Mapa de capacidad potencial de uso agrícola de la Comunidad de Madrid. Escala 1:200.000. Comunidad de Madrid.

MOPU (Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo). (1989). Residuos tóxicos y Peligrosos. Monografias de la Dirección General del Medio Ambiente. 488 pp.

MORENO, A.M., PEREZ, L. y GONZALEZ, J. (1992). Relaciones entre contenidos totales de Zn, Pb, Cu y Cd en suelos y plantas. Suelo y Planta. Vol 2. N° 2: 757-771.

MORTENSON, J. L. (1963). Complexing of metals by soil organic. matter. Soil Sci Soc. Amer. Poc 27. 179-186 pp.

MOTTO, H.L., DAINES, R.H., CHILKO, D.M. and MOTTO, C.M. (1970). Lead in soils and plants: Its relationship to traffic volume and proximity to highways. Environ. Sci. Technol. 4: 231-237.

MUELLER, P.K. (1967). Lead-containing particles. Arch. Environ. Health, 14: 373.

MULLA, D.J., PAGE, A.L. and GANJE,T.J. (1980). In: Applied Environmental geochemistry. I. Thornton Edit. Academic Press.

MUNSHOWER, F.F. (1977). In: Appled Environmental geochemistry. I. Thornton Edit. Academic press.

MURPHY, L.S. and WALSH, L.M. (1972). Corection of micronutrient deficiencies with fertilizer. In: Micronutrients in Agriculture. Eds. J.J. Mortuedt, P.M. Giordano and W.L. Lindsay. Soil Sci. Soc. of Am. Inc. Madinson, Wisconsin.

MYRLYAN, N.F. (1987). Transformation and migration of copper pesticides in Moldavia soils. En Copper in Agriculture. Vol.
8 n° 3. Micronutrient Bureau.

NATUSCH, D.F.S., BAUER, C.F., MATUSIEWICZ, H., EVANS, C.A., BACKER, J., LOH, A., LINTON, R. W. and HOKE, P.K. (1975). In Proceedings of International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Canada, vol. II, Paert 2, pp. 553-575. Univ. of Toronto. Toronto.

NAVROT, J. and RAVIKOVITCH, S. (1969). Zinc availability in calcareous soils. III. The level and properties of calcium in soils and its influence on zinc availability. Soil Sci. 108: 30-37.

NELSON, J.L., BOAWN, L.C. and VIETS, F.G. Jr. (1959). A method for assessing zinc status of soils using acid-extractable zinc and titrable alkalinity values. Soil Sci. 88: 275-283.

NIELSEN, G.H., STEVENSON, D.S., FITZPATRICK, J.J. and BROWNLEE, C.H. (1989). Yield and plant nutrient content of vegetables trickle-irrigated with municipal wastewater. Hortsci., 24: 249-252.

NORVELL, W.A. (1972). Equilibria of Metal Chelates in Soil Solution. In J.J. Morvedt, P.M. Giordana and W.L. Lindsay (Ed.). Micronutrients in Agriculture. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI. 115-138 p.

NRIAGU, J.O. (1978). Lead in the Atmosphere. In J.O. Nriagu, Ed., The Biogeochemistry of Lead in the Environment. Elsevier, Amsterdam, 137-183.

NRIAGU, J.O. (1978). The Biogeochemistry of lead in the Environment. Elsevier/Naeth Holland biomedical Press Amsterdam, 422 pags.

NRIAGU, J.O. (1979). Copper in the Environment. Part I: Ecological Cycling. Edited by Jerome O. Nriagu. Part II: Health Effects. Edited by J.O. Nriagu. John Wiley & Sons. New

York.

NRIAGU, J.O. (1979). Copper in the Atmosphere and Precipitation. In J.O. Nriagu, Edi., Copper in the Environment. Wiley, New York, Par I, 43-75.

NRIAGU, J.O. (1980). Cadmium in the Environmental. John Wiley & Sons. New York.

OLSON, K.W. and SKOGERBOE, R. K. (1975). Identification of soil lead compounds from automotive. Environ. Sci. Technol. 9, 227-230.

ONDOV, J.M., RAGAINI, R.C., HRFT, R.E., FISHER, G.I., SILBERMAN, D. and PRENTICE, B.A. (1976). In 8th Mat. Res. Symp. Meth. and Standards for Env. Meas. Gaithersberg, Maryland.

ORLOV, D.S. and PIVOVAROVA, I.A. (1974). Selective adsorption of Humic Acid Fractions by Clay Minerals: Regression Equations for Quantitative Soil Humic Acid Adsorption by Minerals. Pochvovedenie 29, 59-64 and 96-99.

PAGE, A.L. and GANJE, T.J. (1970). Accumulation of lead in soils for regions of high and low motor vehicle traffic density. Environ. Sci. Technol. 4, 140-142.

PAGE, A.L. and BINGHAM, F.T. (1973). Cadmium residues in the environment. Residues Rev, 48: 1-44

PAGE, A.L. (1974). Fate anf Effects of Trace Elementsin Sewage Sludge When Applied to Agricultural Lands. A Literature Review Study. US Environment Protection Agency.

PAGE, A.L. (1981). Cadmium in soils and its accumulation by food crops. International Conference: Heavy metals in the environment. Amsterdam.

PAGE, A.L. (1981). Cadmium in Terrestial Plants. Academic Press, New York.

PAQUET, H., and VAUDOUR, J. (1974). Sols et paléosols argileux foncés des environs de Madrid. Rev. Geogrph. des Pyr. et du S.O., 3, 217-242.

PARKER, F.D.R., SHARMA, R.P. AND MILLER, G.W. (1978). In Trace substances in Environmental Health, XII. Hemphill, D.D., ed., pp. 340-350. University of Missouri, Columbia.

PEDRAZA J. (1987). La Naturaleza de Madrid. cap. Geología y relieve. Comunidad de Madrid. Conserjería Agricultura y Ganadería. 301 pp.

PELLICER, M.J. (1984). Metales pesados en sedimentos y suelos de Madrid. Bol. del Aula de Ecología nº 4. Ayuntamiento de Madrid.

PELLICER, M.J. (1989). Contaminación por metales pesados en suelos urbanos. Residuos Urbanos y Medio Ambiente. Ed. I. Herraez, J. Lopez, L, Rubio, M.E. Fernandel. U.A.M. 95-102.

PELLICER, M.J. y HERNAN REGERA, P. (1981). Distribución de los elementos traza y su influencia en la salud pública. En : Geología y Medio Ambiente. Ed. J. Pedraza. Centro de Estudios y ordenación del territorio y medio Ambiente. GEOTMA. Series Monográficas. nº 11: 403-414.

PELLICER, M.J., GARCIA, R., y RIBES, J. (1984). Proyecto para el conocimiento del suelo y subsuelo del municipio de Madrid. Memoria de los contenidos de Cd, Hg, Pb y Zn. Ayuntamiento de Madrid.

PEREZ, M.L. (1991). Influencia de los parámetros edáficos en los contenidos de metales pesados en suelos de cultivo de la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid.

PETRUZZELLI, G., GUIDI, G., AND Lubrano, L. (1977). Cadmium Ocurrence in Soil Organic Matter and Its Availability to wheat Seedlings. Water, Air, Soil Pollut 8, 292 - 400.

PICKERIRING, W. F.(1981). Influence of pH on Copper and Zinc Uptake by Soils Clays. Aust. J. Soil Res., nº 19, pp (217-229).

PRATT, P.F., BAIR, F.L. and McLEAN, C.W. (1964). Niquel and copper chelation capacities of soil organic matter. 8th Intern Concress of Soil Science, Bucharest, Romania.

PROGRAMA COORDINADO DE ACTUACION DE RESIDUOS INDUSTRIALES. (PCARI). (1987). Conserjería de oedenación del Territorio, Medio Ambiente y Vivienda. Dirección General de Medio Ambiente y Patrimonio Arquitectónico. Comunidad de Madrid.

PURVES, D. (1979). Trace element contamination of soils from sewages sludge applications. International Conference : Heavy metals in the environment. London, 485-488.

PURVES, D. (1985). Trace Element contaminatión of the environment. Elsevier Science Pub. B.V. The Nethrlands. 260p.

RAGAINI, R. C., RALSTON, H. R. and ROBERTS, N. (1977). In: Applied Environmental Geochemistry. I. Thornton (Edt). Academic Press. 773-781.

RANDHAWA. N. S. y BROADBENT. F. E. (1965). Soil organic matter-metal complexes. Reations of Zinc with model compound and humic acid. Soil. Sci 99. 295-300 pp.

RANDHAWA. N.S. y BROADBENT. F. E. (1965). Stability constants of zinc-humic acid complexes and different pH-values. Soil Sci. Vol 99 nº 4. 362-366 pp.

RANDLE, K. and HARTMANN, E.H. (1987). Aplications of the Continuous Flow Stirred Cell (CFSC). Tecnique adsorption of Zinc, Cadmium and Mercury on Humic Acids. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam. Geoderma, 40. 281-296.

RASHID, M. A. (1974). Adsorption of Metals on Sedimentary and Peat Humic Acids," Chem. Geol. 13 115 - 123.

RASHID, A., CHAUDRY, F.M., SHARIF, M. (1976). Micronutrient availability to cereals from calcareus soils III. Zinc absorption by rice and inhibition by important ions of submerged soils. Plant Soil, 45: 613-623.

REAVES, G.A. and BERROW, M.L. (1984). Extactable lead concentrations in Scottish soils. Geoderma 32: 117-129.

REDDY, M.R. and DUNN, S.J. (1986). Según ADRIANO, D.C. en: Trace elements in the terrestrial environment. 533 pp.

REDDY, C.N. and PATRICK, W.H. Jr. (1977). Effet of Redox Potencial and pH on the uptake of Cadmium and Lead by Rice. J. Environ. Qual. 6: 259-262.

RIVA O. (1957). Terrasses du Manzanares et du Jarama aux environs de Madrid. Livret guide de l'excursion, 5eme Congr. Intern. INQUA, Madrid.

RIFFALDI, R. and LEVI-MINZI,R. (1975). Adsorption and Desorption of Cadmium on Humic Acid Fraction of soils. Water Air, Soil, Pollut, 4. 197 -184.

RIVAS-MARTINEZ, S. (1982). Memoria del Mapa de las series de Vegetación de la provincia de Madrid. 1:200.000. 48 p. Madrid.

ROBERTS, R.D. and JOHNSON, M.S. (1978). Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains. Environ. Pollut, 16: 293-310.

RODRIGUEZ BARRERA, M. (1990). Estudio ecotoxicológico de la cuenca del rio Culebro. Tesina. Univ. Compl. Facultad de farmacia. Dep. Nutricion y Bromatología II.

RODRIGUEZ SANCHIDRIAN, J.R. y MARIÑO, M. (1979a). Estudio de la contaminación de suelos y plantas por metales pesados en los entornos de las autopistas que confluyen a

RODRIGUEZ SANCHIDRIAN, J. R. y MARIÑO, M. (1979b). Estudio de la contaminación de suelos y plantas por metales pesados en los entornos de las autopistas que confluyen en Madrid (II). An. Edafol. Agrobiol., 39: 2101-2117.

ROOT, R.A., MILLER, R.J. and KOEPPE, D.E. (1975). Uptake of cadmium its toxicity, and effect on the iron ratio in hydroponically grown corn.J. Environ Qual, 4: 455-460.

ROYO GOMEZ, J. y MENENDEZ PUGET, L. (1929). Hoja y Memoria Geológica de Madrid. 1ª Edic., 1ª serie.

RUANO, A., BARCELO, J. and POSCHENRIEDER, CH. (1987). Zinc toxicity induced variation of mineral element composition in hydrononicaly grown bush bean plants. J. Plant Nutrition 12(4), 373-384.

SAAR, R.A. and WEBER, J.H. (1980). Según ADRIANO, D,C, Trace elements in the Terrestrial Environment. Springer-velag. 533 pp.

SALAKO, E.A. MURPHY, L.S., GALLAGHER, P.J. and ELLIS, R. Jr. (1975). Reasesrch Shows Soybeans Need Zinc. Fertilizer Solutions, 19 (6): 96.

SALIM, R. and COOKSEY, B.G. (1980). Kinetiks of the adsoption of lead on river Mud. Plant Soil, 54: 399-417.

SAN JOSE, M.A. (1975a). Hoja y Memoria Geológica de Arganda, (num. 20-23). IGME. Mapa Geológico Nacional, 2ª serie.

SAN JOSE, M.A. (1975b). Hoja y Memoria Geológica de Chinchón núm. 20-24). IGME. Mapa Geológico Naciona, 2ª serie.

SCHINDLER, P.W., LIECHTI, P. and WESTALL, J.C. (1987). Asorption of copper, cadmium and lead from aqueous solution to the kaolinite/water interface. Neth. J. Agric. Sci. 35: 219-230.

SCHULTHESS, C. J. and PAGE, C. P. (1990). Adsorption of Heavy Metals by Silicon And Aluminun Oxide Surfaces on clay Minerals. Published in Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 679-721.

SERRANO RODRIGALVAREZ, F. PELLICER BAUTISTA, M.J. (1991). Especiación Geoquímica de Metales Pesados en sedimentos y suelos contaminados. IV Congrso de Geoquímica de España 8-13 de septiembre (Soria). 324-334 p.

SERRANO PEÑUELA, M., SAURA VILCHEZ, I. DELGADO CALVO-FLORES, G. y AGUILARRUIZ, J. (1983). La contaminación por metales pesados en la zona de Linares (Hoja topográfica nº. 905). Ana. Edaf. y Agrob., 42: 1913-1929 pp.

SEVERSON, R.C. and GOUGH, L.P. (1976). In: Applied Environmental Geochemistry. I. Thornton (Edit.). Academic Press. 501 pp.

SPOSITO, G. (1984). The surface chemistry of soils. Oxford Univ. Press, New York.

SPOSITO, G. (1989).The chemistry of soils. Oxford University Press. 277p.

STEVENSON, F.J. (1976). Binding of metal ions by humic acids. In Environmental Biochemistry. Ed. J. Nriagu. Ann Arbor. Science. Ch 33: 519-540.

STEVENSON, F.J. and ARDAKANI, M.S. (1983). Reacciones de la materia orgánica que involucran a los micronutrientes en suelos. Según J.J. MORTVEDT Y COL. En Micronutrientes en Agricultura. AGT editor, SA Méjico.

STREEET, J. J., LINDSAY, W. L., and SABEY, B. R. (1977). Solubility and Plant Uptake of Cadmium in Soils Amended with Cadmium and Sewage Sludge, J. Environ Qual. 6, 72 - 77.

SUEJ. (1974). The Chemistry of Cadmium in Natural Water II: The Adsorption of Cadmium on River Muds and Naturally Occurring Solids, Water Res. 8. 157-164.

SCHUCK, E.A. and LOCKE, J.K. (1970). Relationship of automotive lead particulates to certain consumer crops. Environ. Sci. Technol. 4: 324-330.

SWAINE,D.J. (1955). The trace element content of soils . CAB Tech comm., nº 48. Harpenden, England.

SWAINE, D.J. and MITCHELL R.L. (1960). The trace-elements distribution in soil profiles. J. Soil Sci. 11: 347-368.

SWAINE, D.J. (1962). The Trace-Element Content of Fertilizer. Commonwealth Agricultural Bureau, Farnham Royal, Bucks, England. nº52.

TABBADA, R.A., and TENORIO-BORJA, M.L.V. (1986). Soil copper levels and the distribution and growth of Pteris melanocaulon-Fee. nat. Appl. Sci. Bull. 38 (1), 19-24.

TANAKA, A. and UETA, H. (1974). Movement of cadmium in Soil under Varius Conditions. Tottoriken Nogyo Shikenjo Kenkya Hokoku 14, 31-46 (CA 85, 187347).

TEMPLE, P. J., LINZON, S. N. and CHAI, B. L. (1977). In: Applied Environmental Geochemistry. I. Thornton (Edt.). Academic Press. 501 pp.

TENORIO SANZ, M.D. (1987). Estudio de metales pesados y otros parámetros indicativos de la calidad de las aguas del rio Jarama. Tesis Doctoral 462pp. Univ. Compl. Facultad de Farmacia. Departamento de Nutrición y Bromatología II.

TENORIO SANZ, M.D. TORIJA, E y HERNADEZ. (1988). Water contamination copper, cadmium and zinc of the principal river in the industrial belt areaof Madrid: Jarama river. International Conference Chemicals in the environment. Lisboa. Portugal.

THENG, B. K. G. And SCHARPENSEEL, H. W. (1976). The Adsoption of Carbon-14 Labeled Humic Acid by Montmorillonite. In S. W. Bayley, Ed., Proccedings of The International Clay Conference, 1975, Applied Publishers, Wilmette, III. pp 643 -653.

THOMPSON, L. M. and TROEH, F. R. (1980). Los suelos y su fertilidad. 4ª edición. Reverté S.A. Barcelona.

THORNTON I. and WEBB J. S. (1979). Aspects of geochemistry and Health in the United Kingdom. en Origin and Distribution of the elements. Ahrens L.J. 791-805.

THORNTON I. and WEBB J. S. (1980). Regional distribución of Trace Element Problems in Great Britain. en Applied Soil trace Elements. Edit. por B.E. Davies, John Wiley & Sons Ltd.

TIFFIN, L.O. (1972). Translocations of Micronutrients in Plants. Micronutrients in Agriculture. J.J. Mortvedt, P.M. Giordano and W.L. Lindsay, Edts. Soil Sci. Soc. Am. Madinson, Wis., pp. 199-229.

TORREY, S. (1979). Sludge Disposal by Land Spreading Techniques. Noyes Data Corp., New Jersey, USA.

TURNER, M.A. (1973). Effect of cadmium Treatment on Cadmium and Zinc Uptake by Selected Vegetable Species. J. Environ. Qual. 2, 118-119.

TYLER and McBRIDE (1982). Influence of Ca, pH and hunic acid on Cd uptake. Plant Soil 70: 335-345.

UNDERWOOD, E.J. (1977). Trace Elements in Human and Animal Nutrition. 3rd edn. Academic Press. New York and London.

UNWIN, R.J. (1981). The application of copper in sewage and pig nanure to agricultural land in England and Wales. In: Copper in Animal Wasres and Sewage Sludge. Comm. Eur. Commnities Eur. Rep. 7196.

VALLACE, A., ROMNEY, E.M., ALEXANDER, G.V. and PATEL, P.M. (1977). Some

interactions in plants among cadmium other heavy metals and chelating agents. Agron J. 69: 18-20.

VALLEE, B.L. and ULMER, D.D. (1972). Biochemical effets of mercury, cadmium and lead. Ann. Rev. Biochem,40: 91-128.

VAUDOUR, J. (1969). Donnes nouvelles et hypothéses sur le quaternaire de la región de Madrid. Mediterranee, núm 8, pp. 79-92.

VAUDOUR. J. (1979). La región de Madrid. Alterations, sols et paleosols. Editións Ophrys. 389.

VAUDOUR, J. (1979). Contribution a l'étude deomorphologique d'une région méditerranéenne semiareide. La region de Madrid. Alterarion, sols et paléosols. Thèse Doctoral (1977). Ed. Ophrys. 381 pp.

VEBAS, R. (1975). Mapa geologíco 1:50.000 de Getafe. Hoja nº 582 (19-23).

VEGAS, R. (1975). Los decrochements del SO. de la Península Ibérica. Bol. Geológico y Minero de España.

VEGAS, R., y BANDA, E. (1982). Tectonic framework and Alpine evolution of the Iberian Peninsule. Earth Evolution Sciences,4, 320-343.

VIETS, F.G., BOAWN, Jr.L.C. and CRAWFORD, C.L. (1957). The Effect of Nitrogen and Types of Nitrogen Carrier on Plant Uptake of Indigenous Applied Zinc. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 21:197.

VINOGRADOV, A.P. (1959). The Geochemistry of Rare Dispersed Chemical Elements in soils. Consultants Bureau. Translated from the Russian. Inc., New York. 209.

WALLACE, A., ROMNEY, E.M., ALEXANDER, G.V., SOUFI, S.M. and PATEL, P.M.

(1977). Some interactions in plants among cadmium, Other Heavy Metals and corn plants. Commun. Soil Sci Plant. Anal. 8: 57-66.

WALKER, W. M., MILLER, J.E. and HASSETT, J. J. (1977). Effects of lead and cadmium upon the boron, copper, manganese and zinc concentration of young corn plants. Commun. Soil Sci. Plant. Anal. 8: 57-66.

WARD, N.I., BROOKS, R.R. and REEVES, R.D. (1974). In: Applied Environmental Geochemistry . I. Thornton (Edt.). Academic Press. 501 pp.

WEAR, J.I. and EVANS, C.E. (1968). Relationship of zinc uptake by corn and sorghum to soil zinc measured by three extractants. Soil Sci Soc Am Proc. 32: 543-546.

WEAR, J.L. and SOMMER, A.L. (1948). Acid extractable zinc of soils in relation to ocurrence of zinc deficiency symptoms of corn: a method of analisys. Soil Sci. Soc. Am Proc. 12: 143-144.

WEDEPOHL, K.H. (Ed.) (1969). Handbook of Geochemistry. Vol.I. Springer Verlag, Berlin. 442.

WEDEPOHL, K.H. (1969). Handbook of Geochemistry. Springer-Verlag Berlin. Vol II/1.
- (1970). Handbook of Geochemistry. Springer-Verlag Berlin. Vol II/2.
- (1972). Handbook of Geochemistry. Springer-Verlag Berlin. Vol II/3.
- (1974). Handbook of Geochemistry. Epringer-Verlag Berlin. Vol II/4 (1974).

WILLARD, H.H., MERRITT, L.L. Jr. and DEAN, J.A. (1971). Métodos instrumentales de análisis. 964 pp.

WILLIAMS, D.E., VLAMIS., PUKITE, A.H. y COREY, J.E. (1984). Metal movement in slude-treated soils after six years of sludge adition: 1. cadmium, copper, lead and zinc. Soil Sci 137: 351-359.

WILLIANS, C.H. and DAVID, D.J. (1973). The Effect of Superphosphate on the Cadmium Content of Soils and Plants. Aust. J. Soil. Res. 11, 43-56.

WILLIANS, C.H. and DAVID, D.J. (1976). The accumulation in Soil of Cadmium Residues from phosphate Fertilizers and Their Effect on the Cadmium Content of Plants, Soil Sci. 121: 86-93.

WILLIAMS, C. H. and DAVID, D. J. (1977). Some Effects of the Distribution of Cadmium and Phosphate in the Root Zone on the Cadmium Content of Plants, Aust. J.Soil Res. 15, 59-68.

WILLIAMS, J.H., SMITH, K. A. and JONES, J.R. (1986). Varietal tolerance in cerals to metal contamination in a sewage treated soil. Comn. Eur. Communities (Rep.) EUR, pp 537-542.

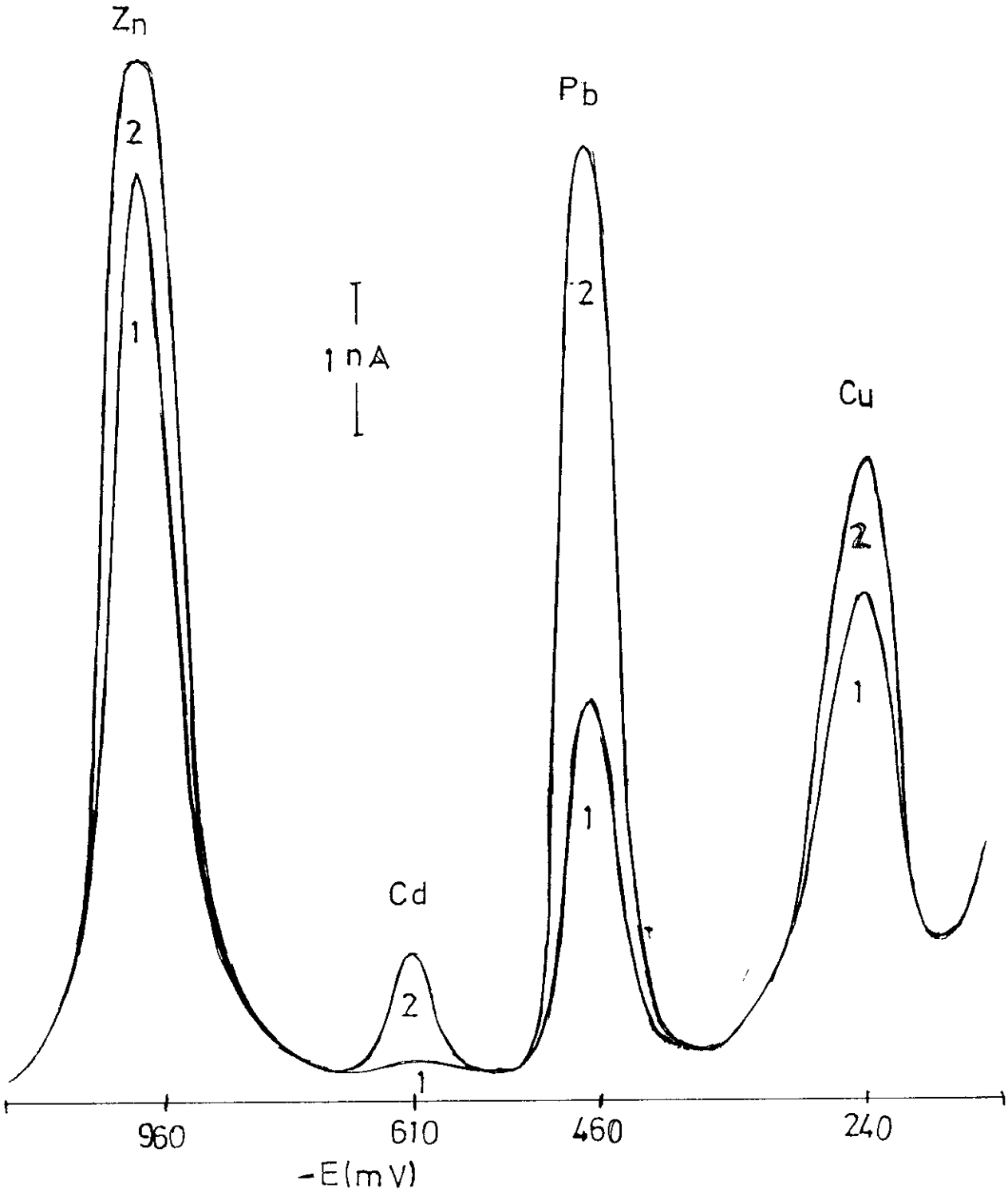
ZIMDAHL, R.L. and ARVIK, J.H. (1973). Lead in Soils and plants: A Literature Review. Reviews in Environ mental Control, Chemical Rubber Company, 213-224.

ZIMDAHL, R.L. and SKOGERBOE, R.K. (1977). Behaviour of Lead in Soil. Environ. Ac. Technol, 11: 1202-1207.

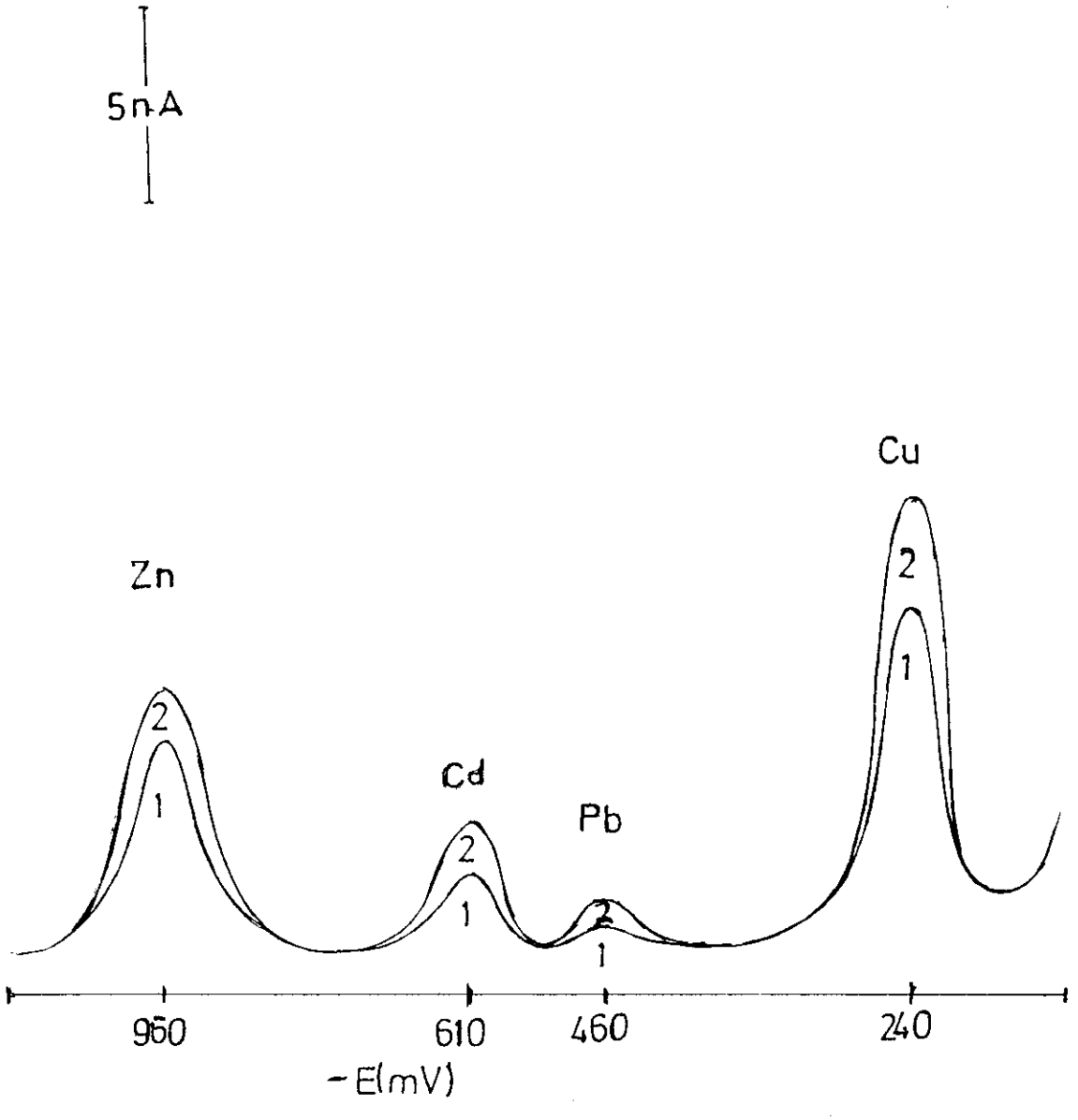
APENDICE

Diagramas obtenidos por Polarografía Inversa.

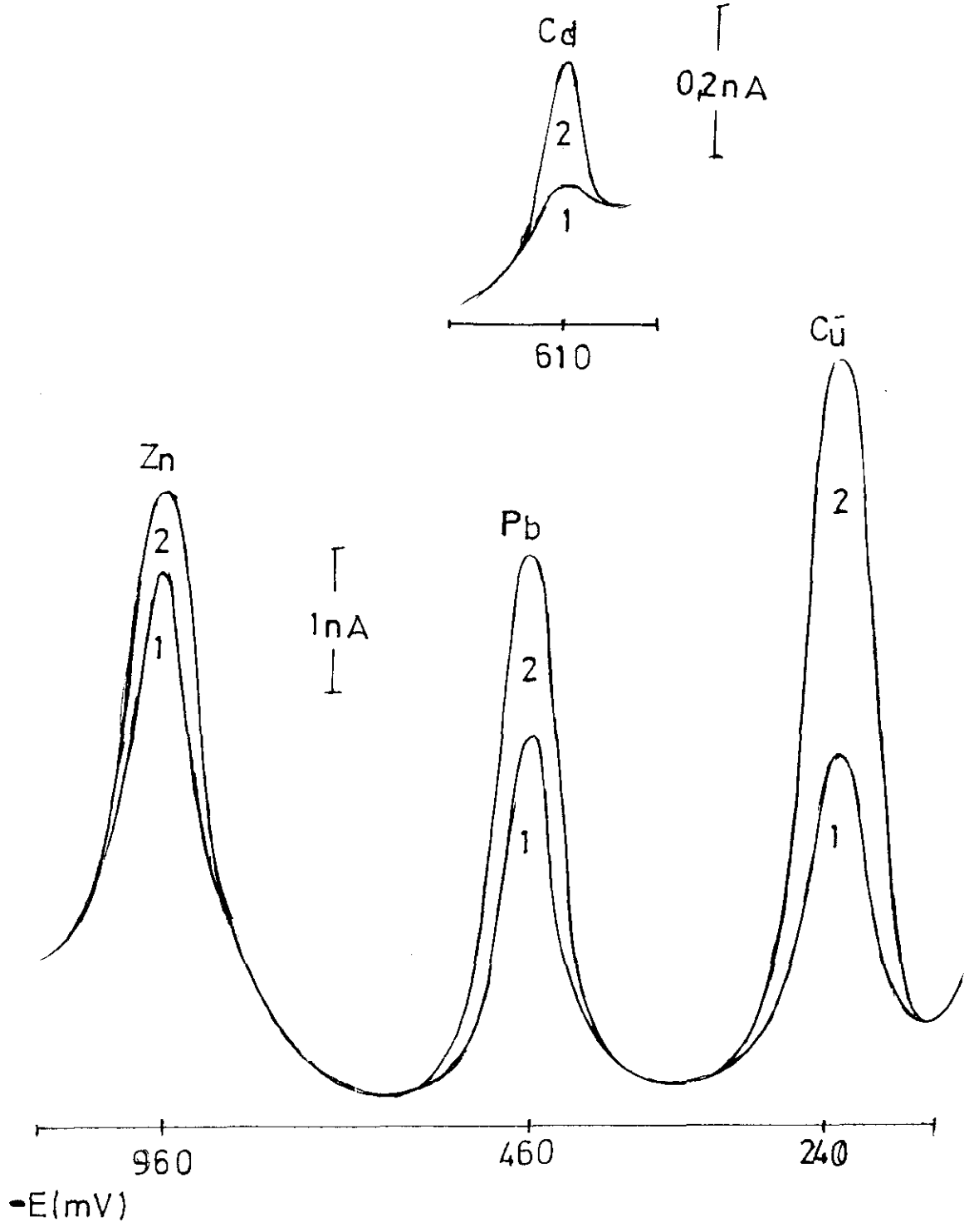
A-21



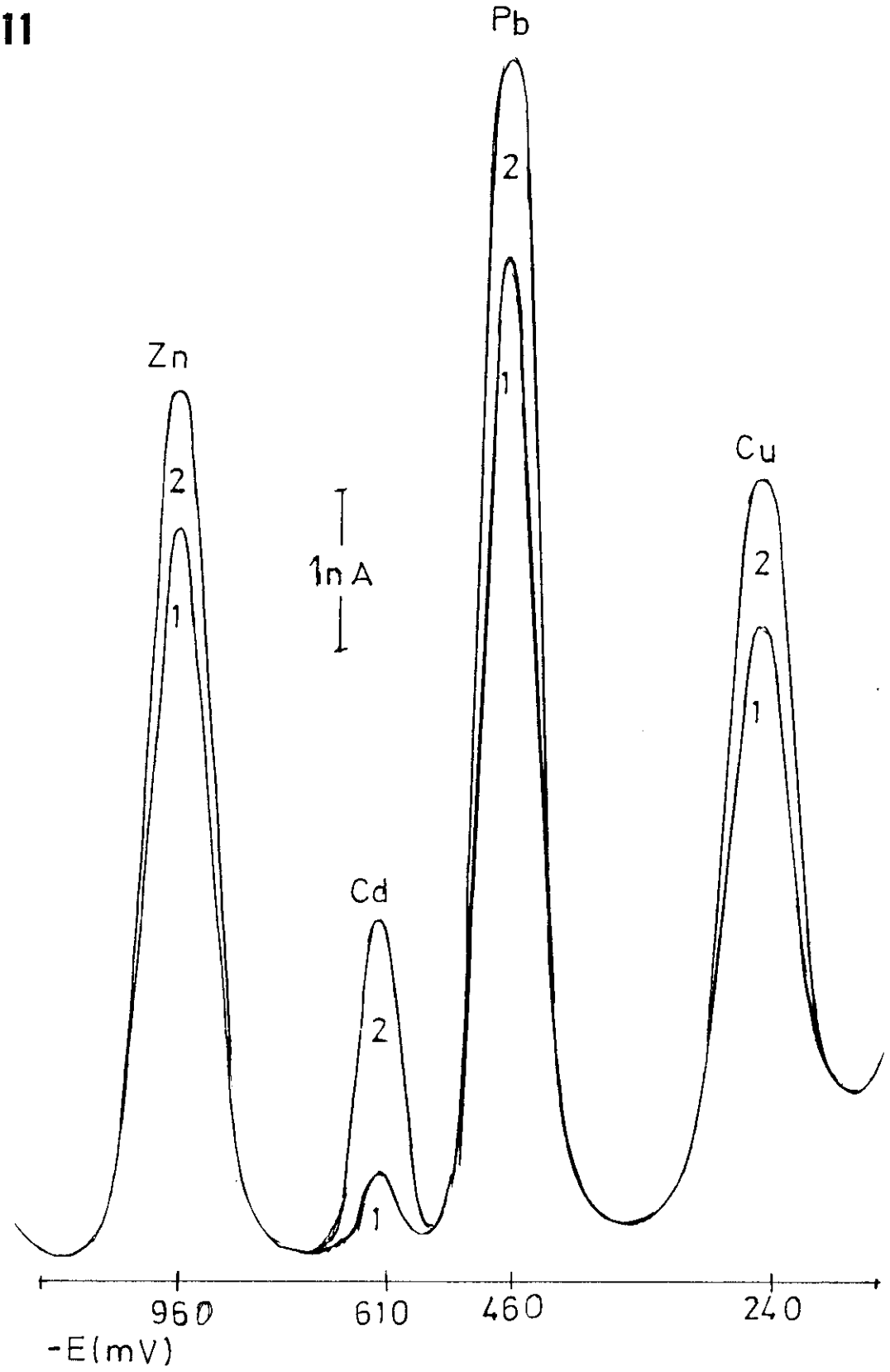
A-31



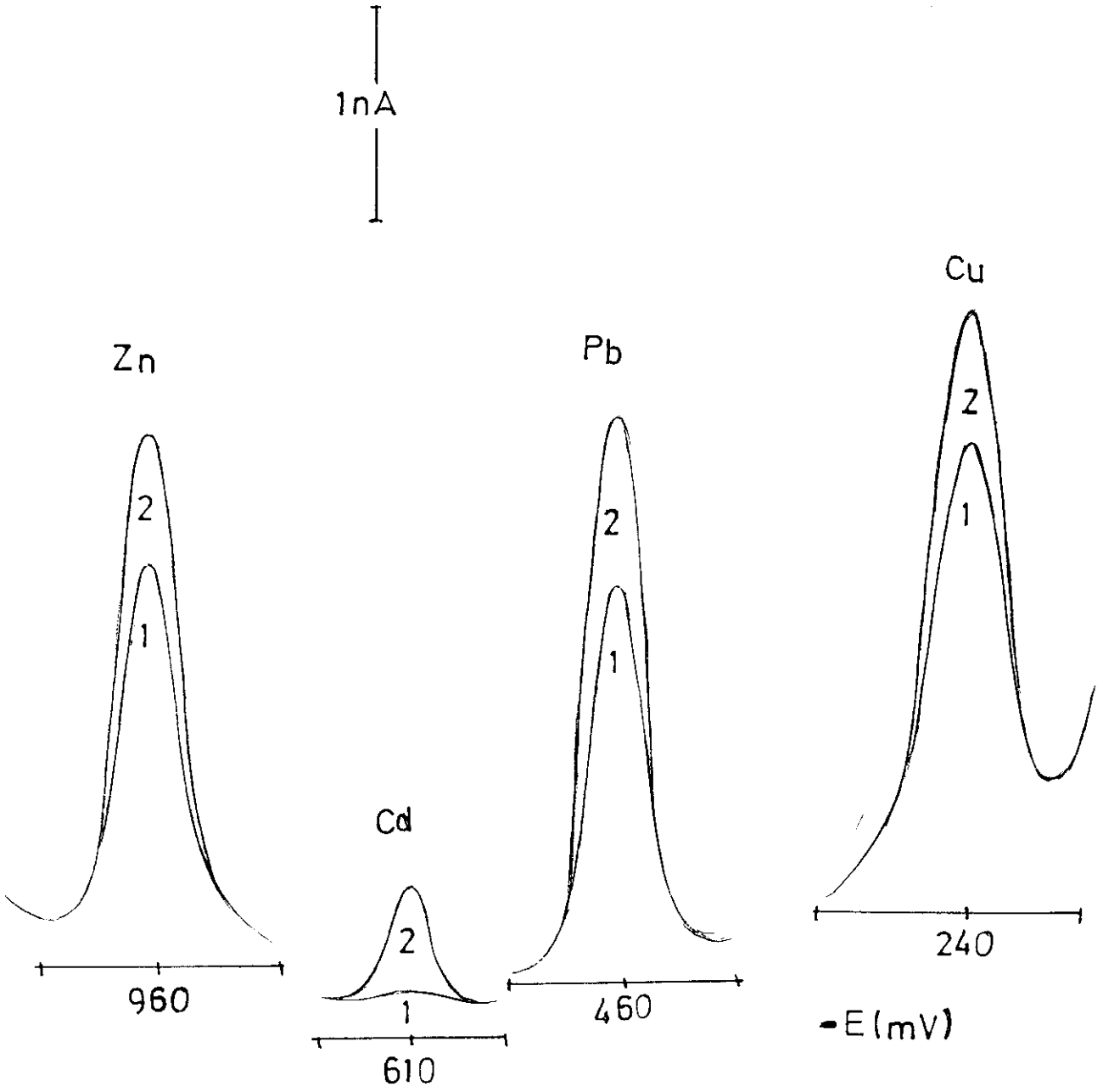
A-37



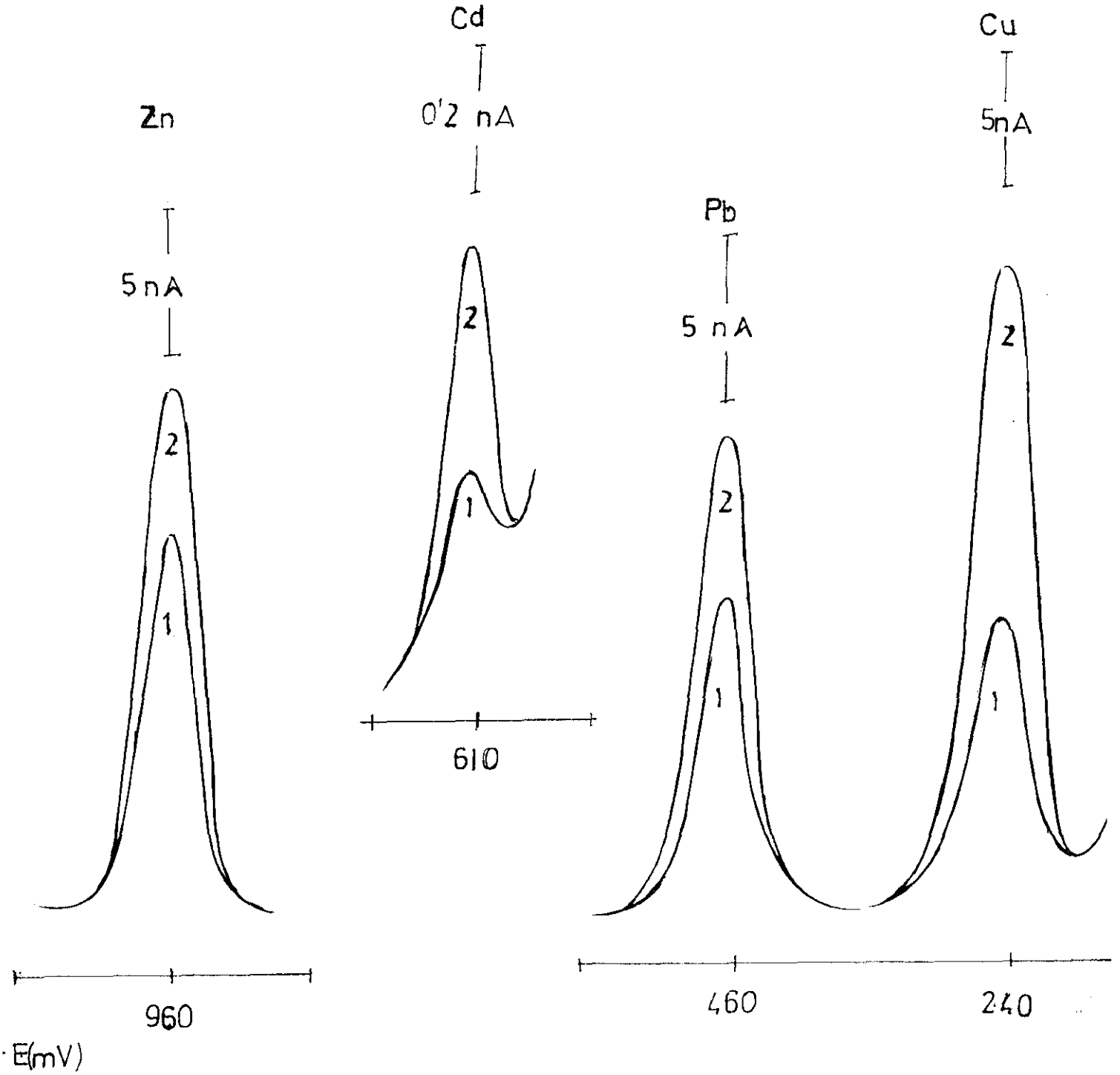
A-11



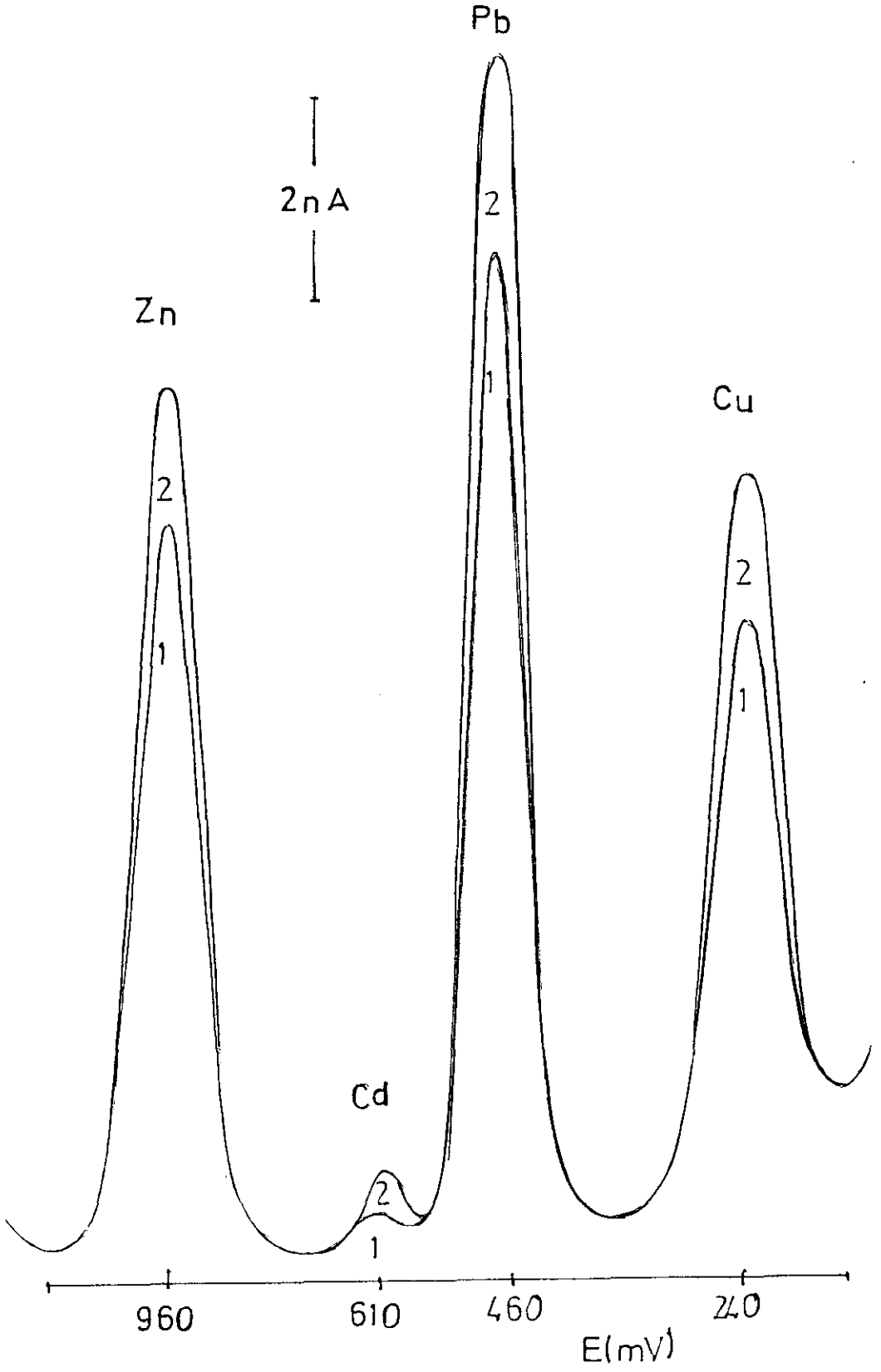
A-9



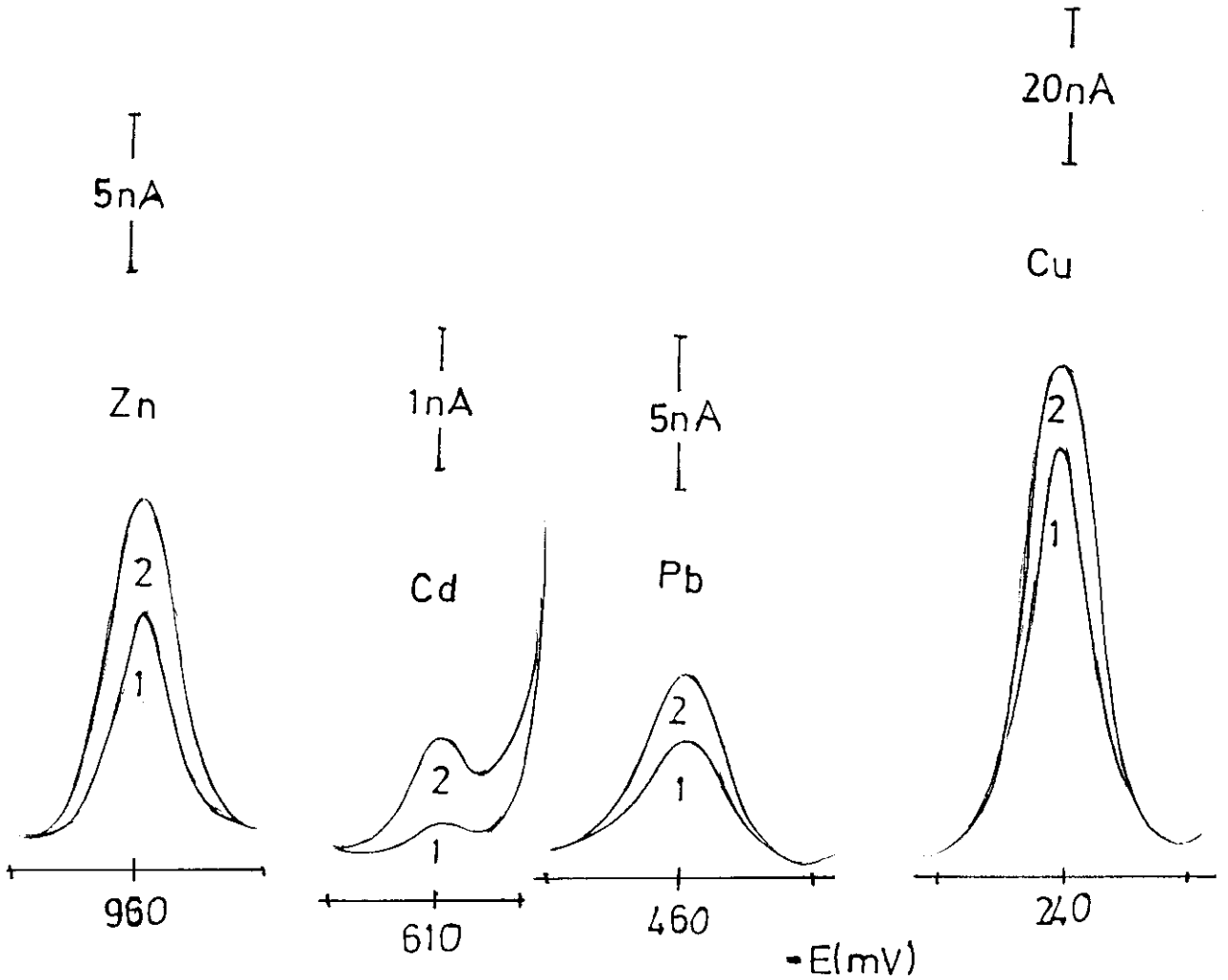
A-16



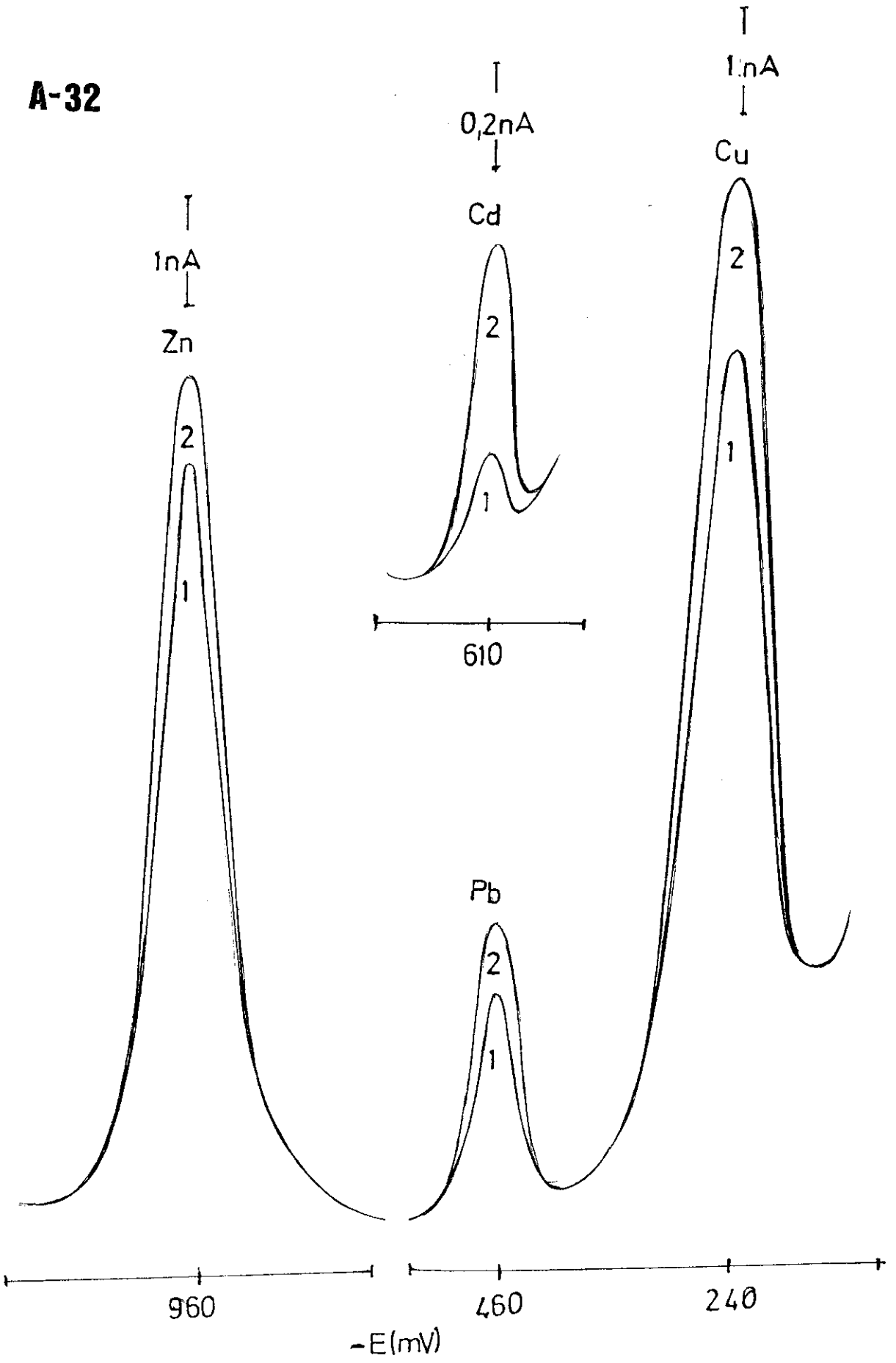
A-7



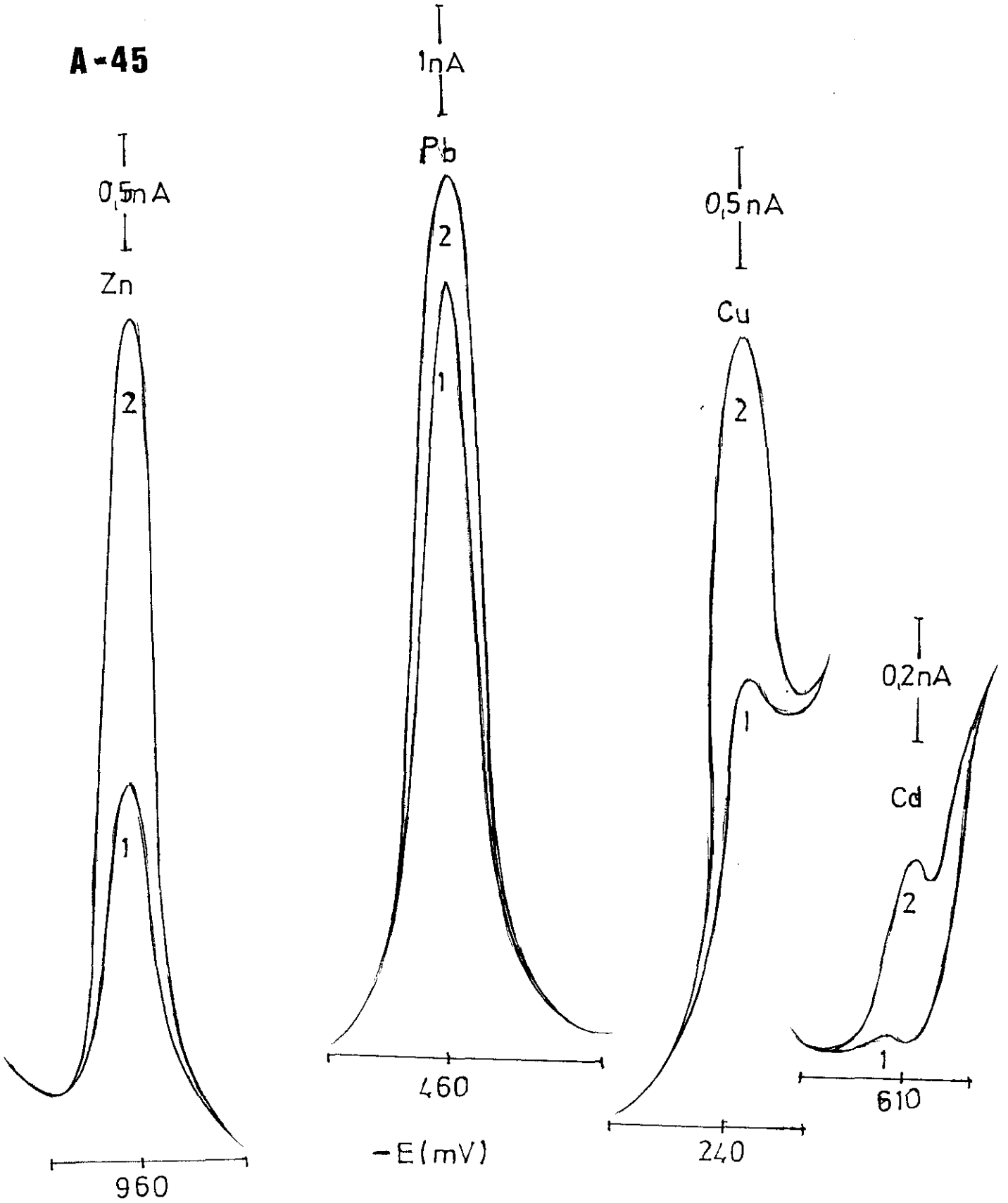
A-30



A-32



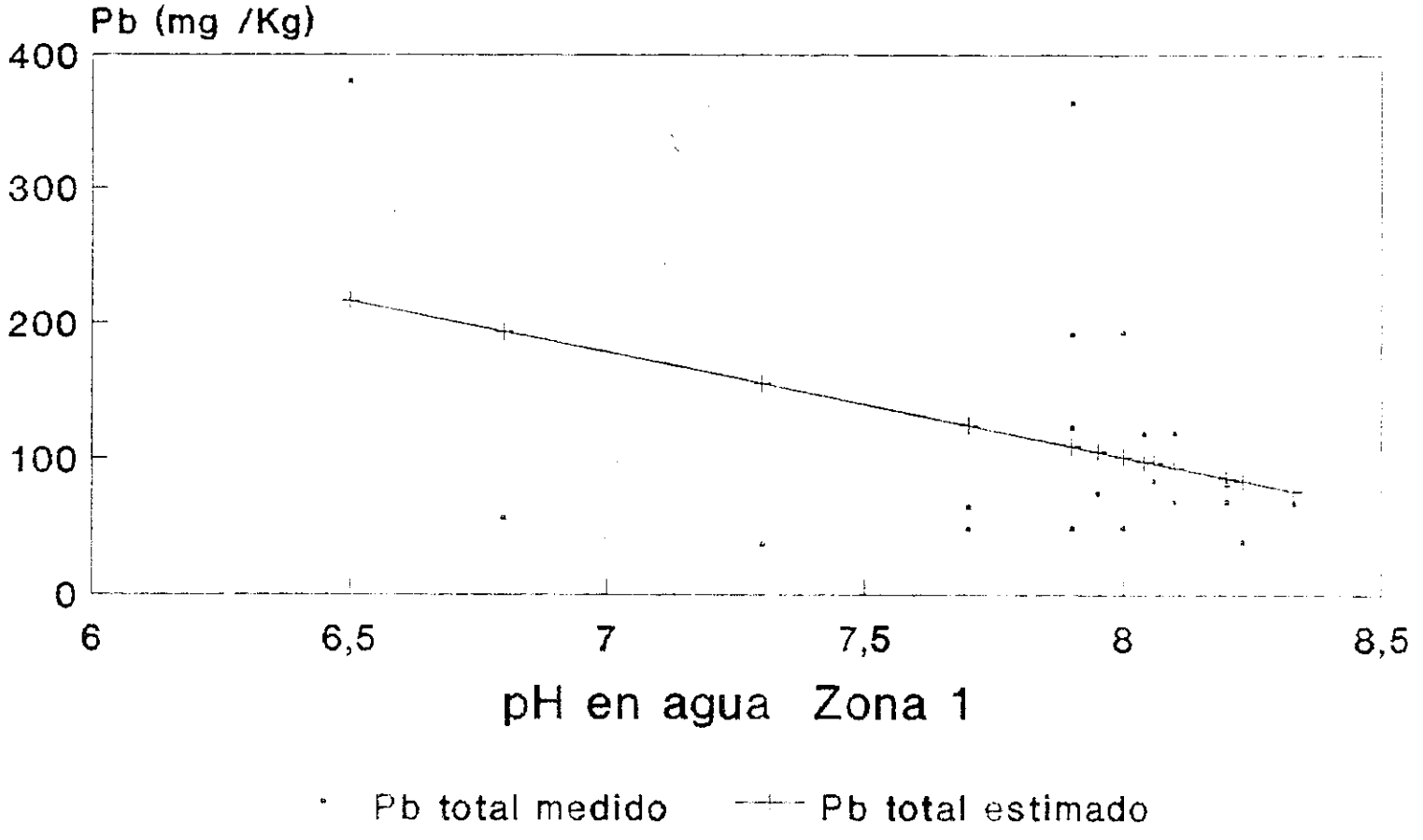
A-45



Rectas de regresión que presentan los coeficientes de correlacion mas significativos.

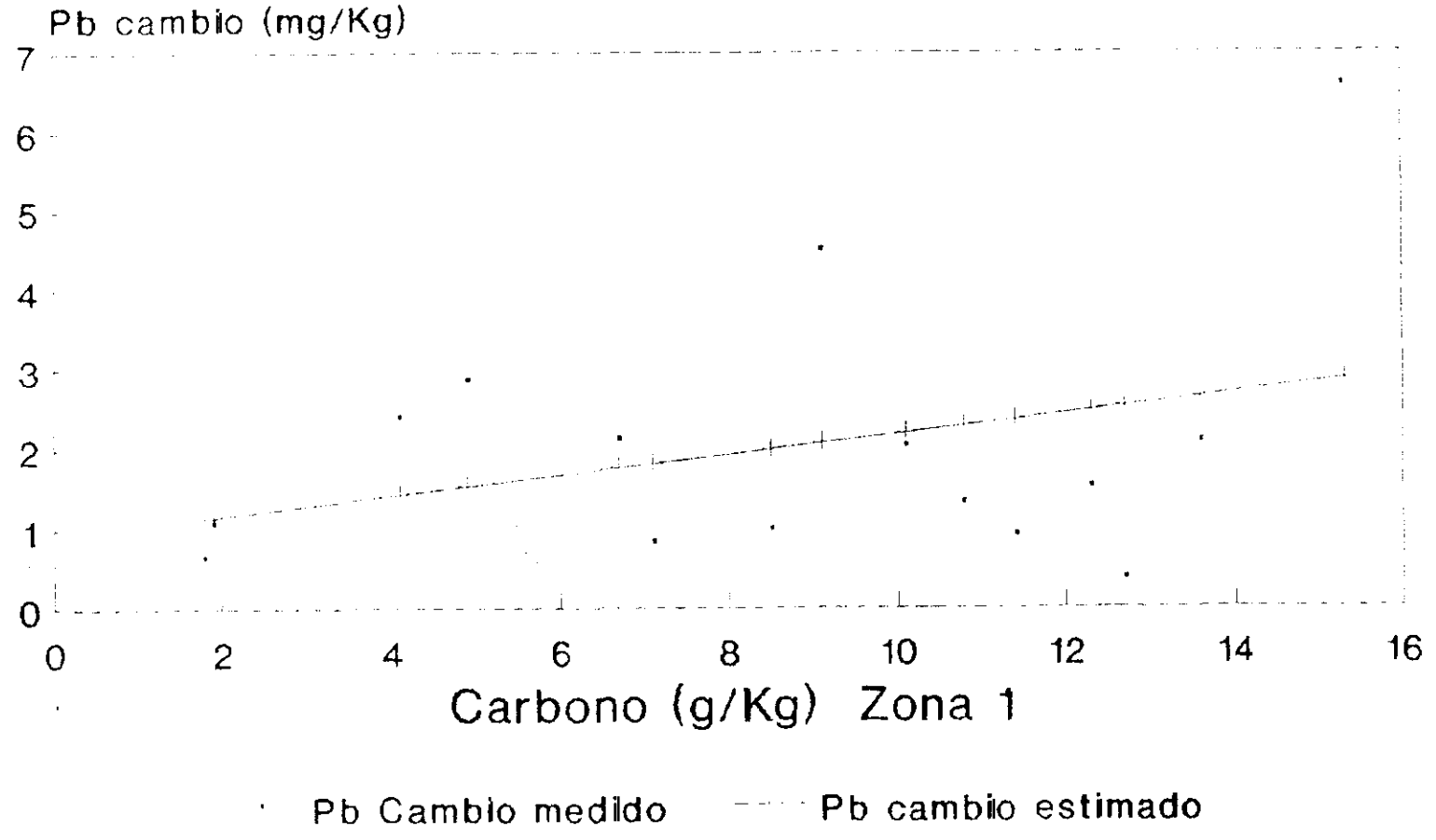
Recta de regresión

Pb total - pH en agua



Pb = 717,9 -77pH r = -0,36

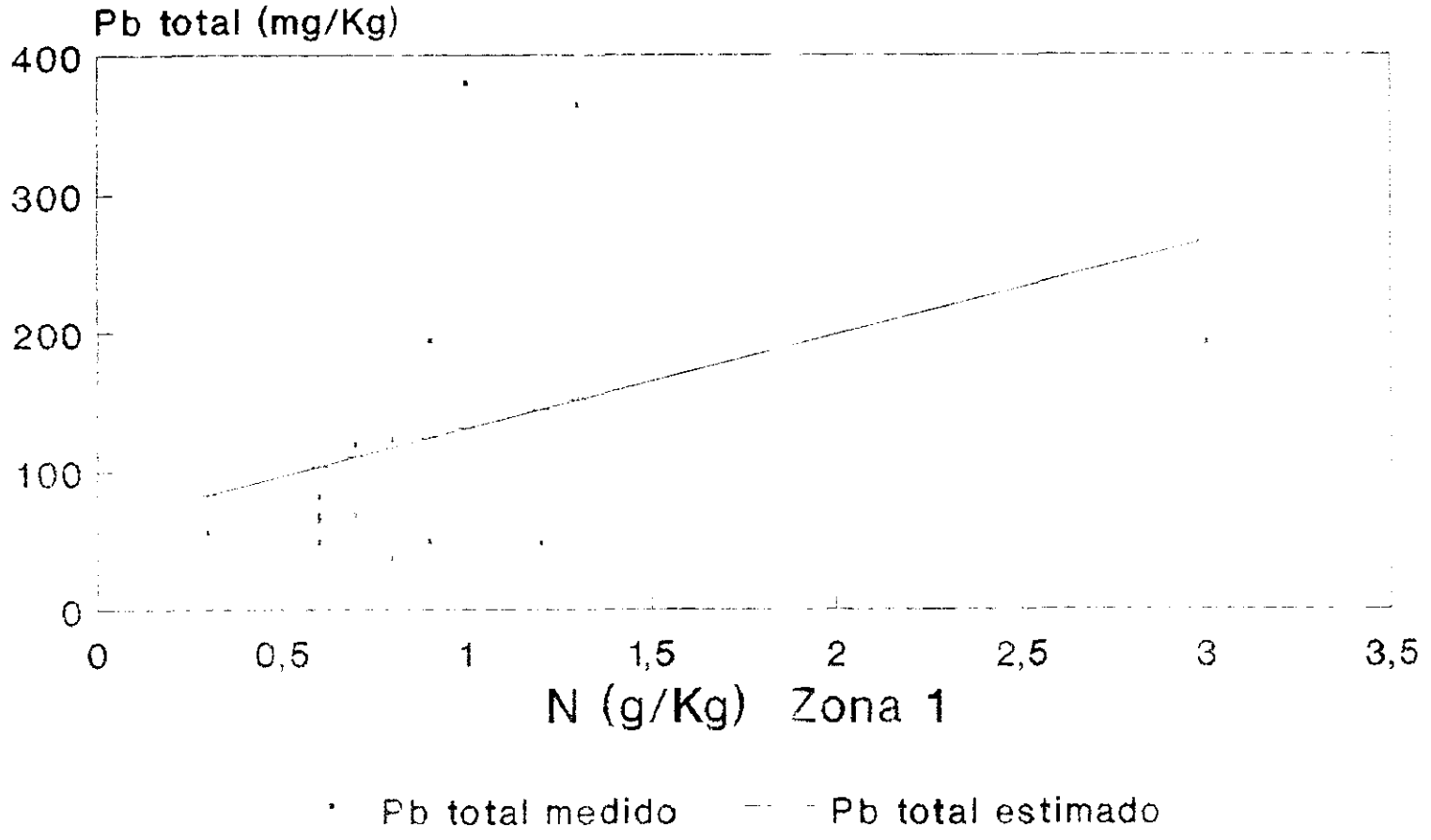
Recta de regresión
Pb cambio - Carbono



Pb = 0,908 + 0,127C r = 0,33

Recta de regresión

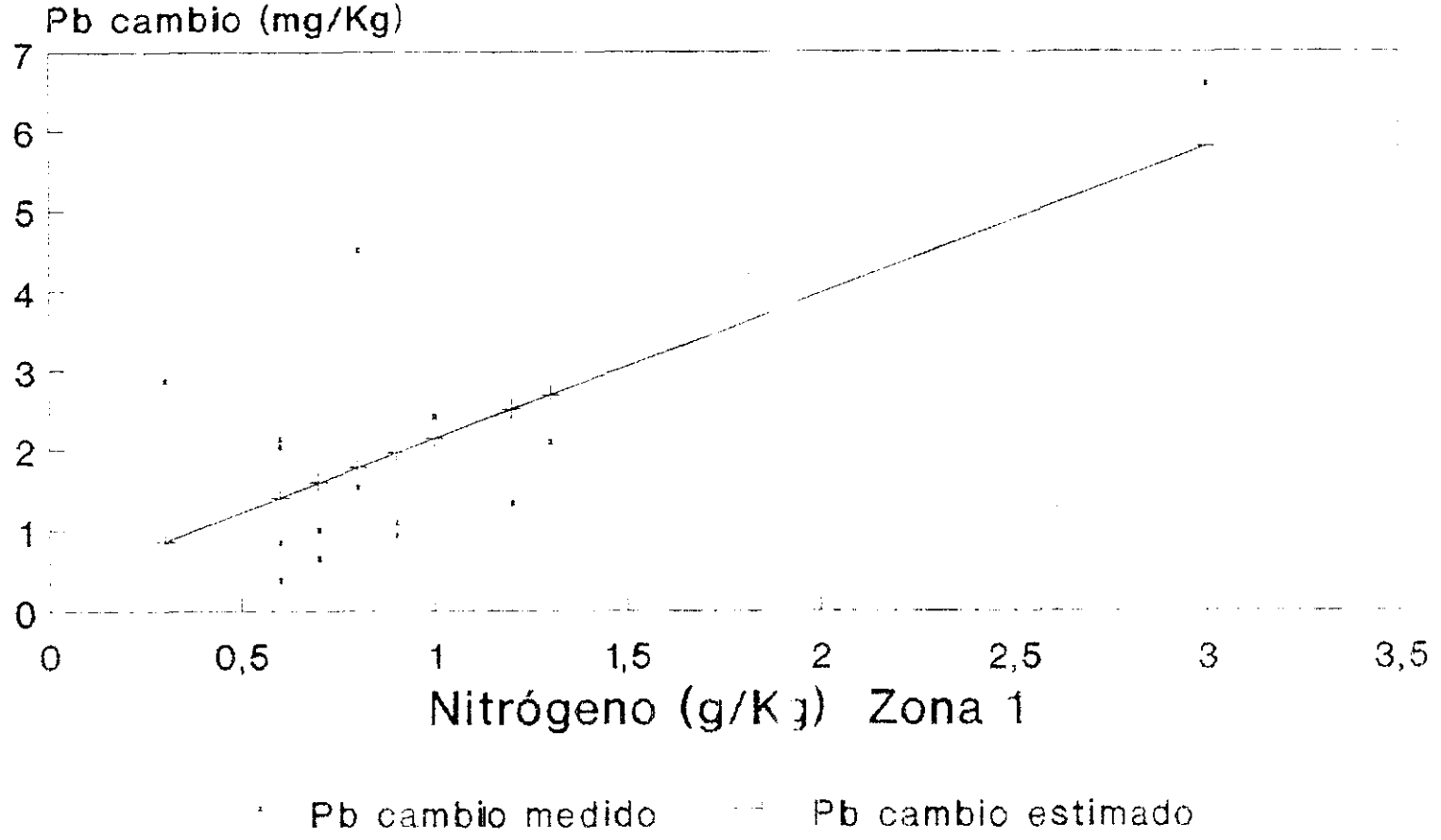
Pb total - Nitrógeno



Pb = 63,03 + 67,84N r = 0,38

Recta de regresión

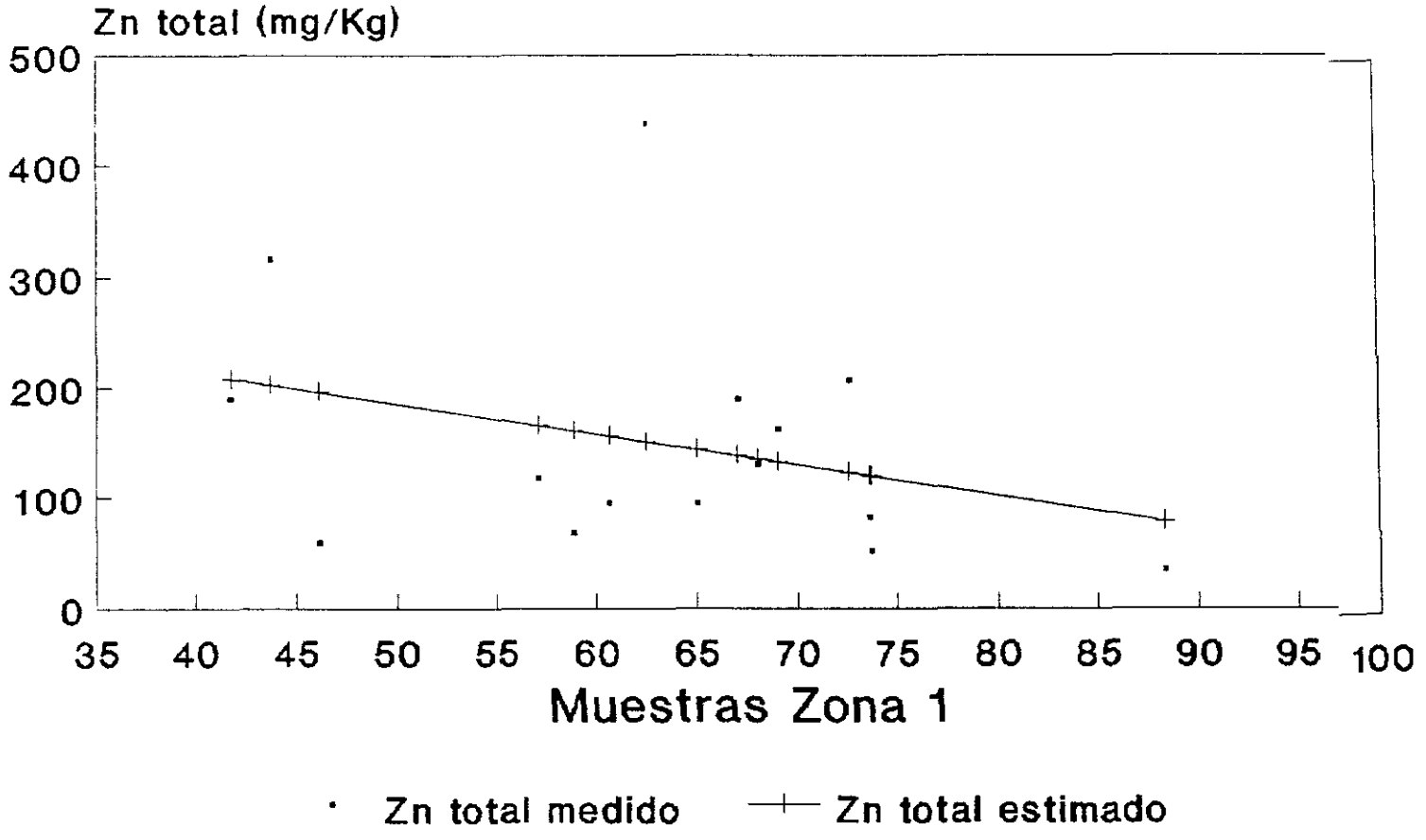
Pb cambio - Nitrógeno



Pb = 0,31 + 1,83N r = 0,70

Recta de regresión

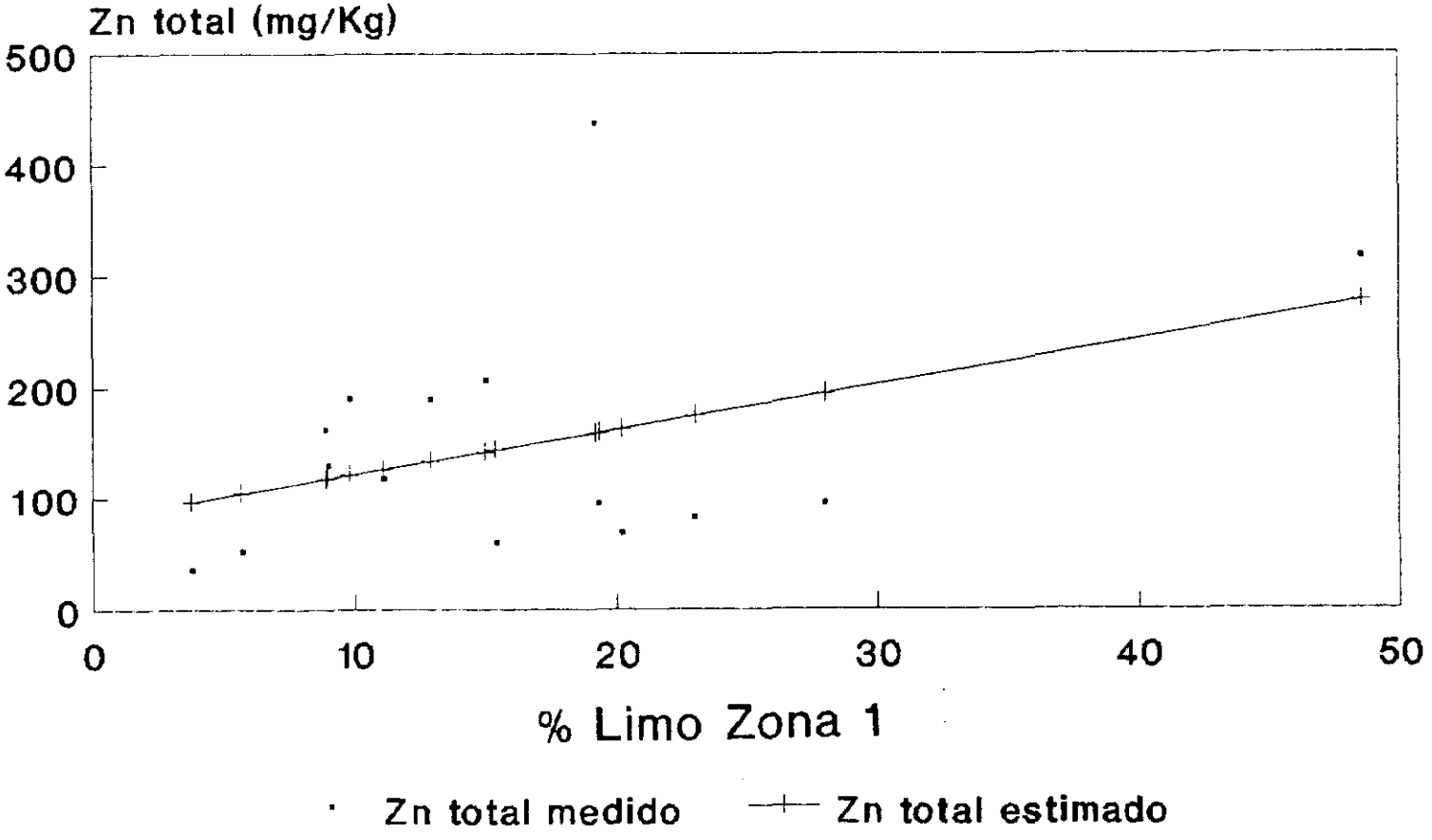
Zn total - Arena fina + gruesa



Zn = 324,81 - 2,79 Are. r = - 0,32

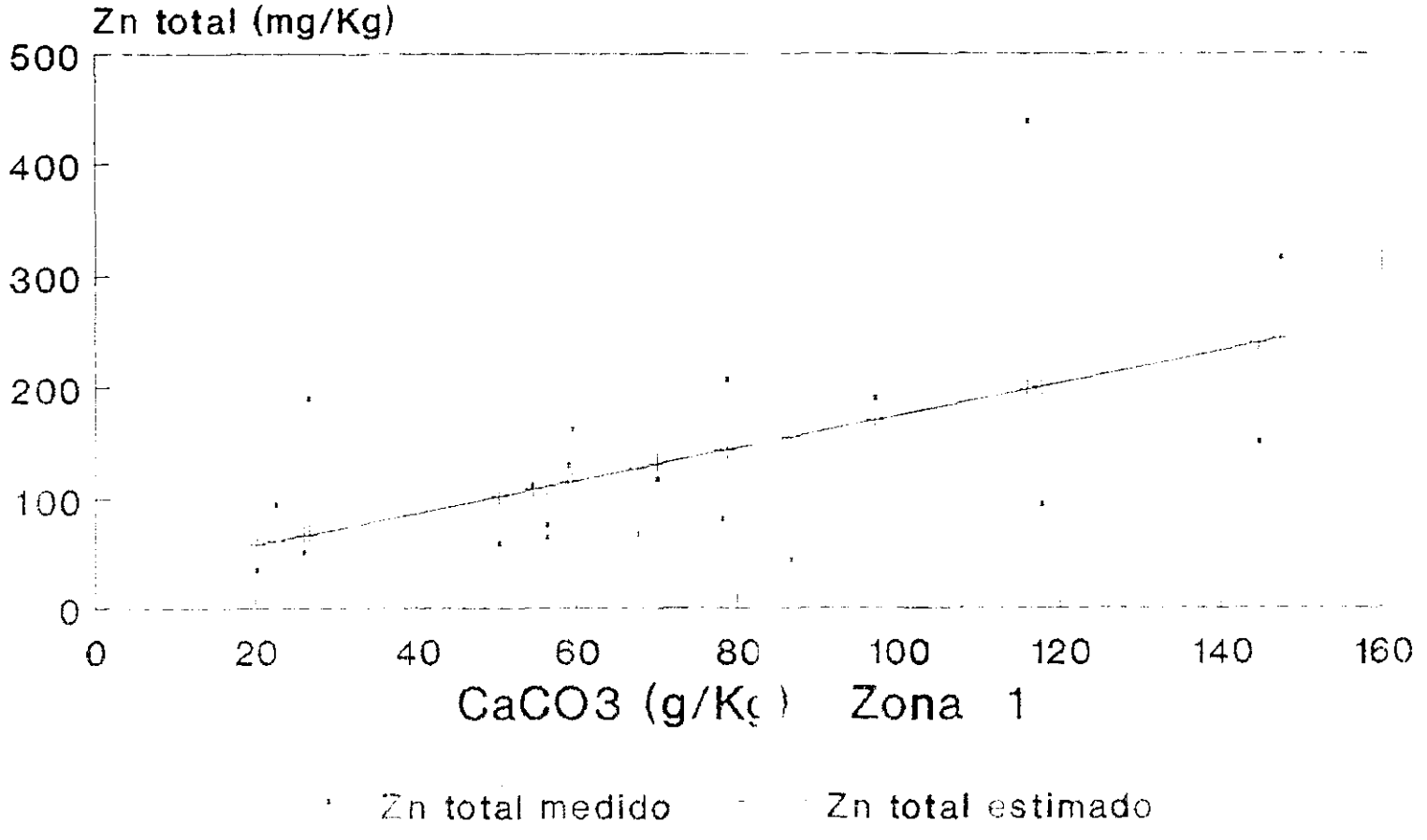
Recta de regresión

Zn total - Limo



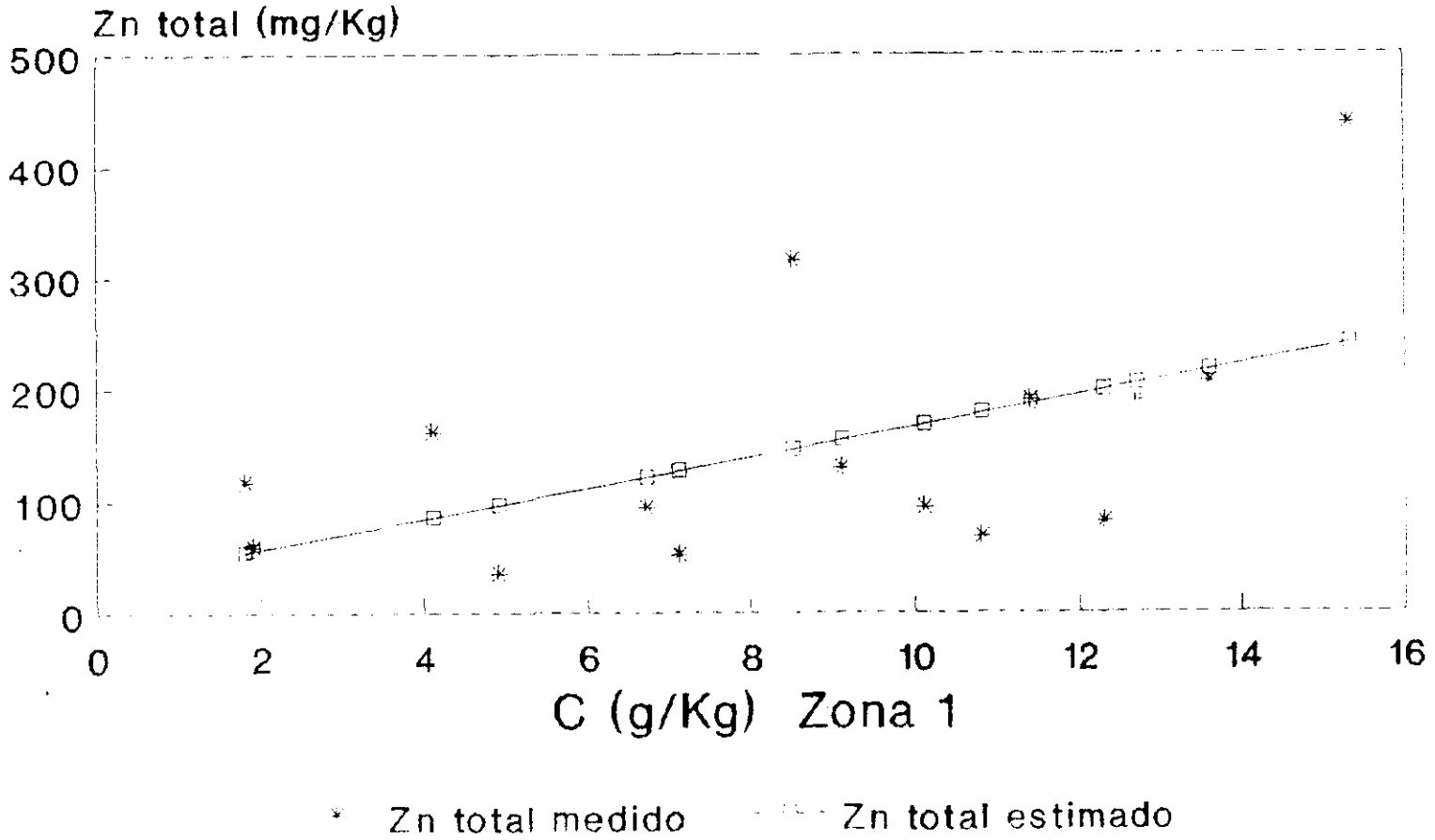
Zn = 81,57 + 4,04 Limo r = 0,41

Recta de regresión
Zn total - CaCO3



Zn = 29,43 + 1,45CaCO3 r = 0,55

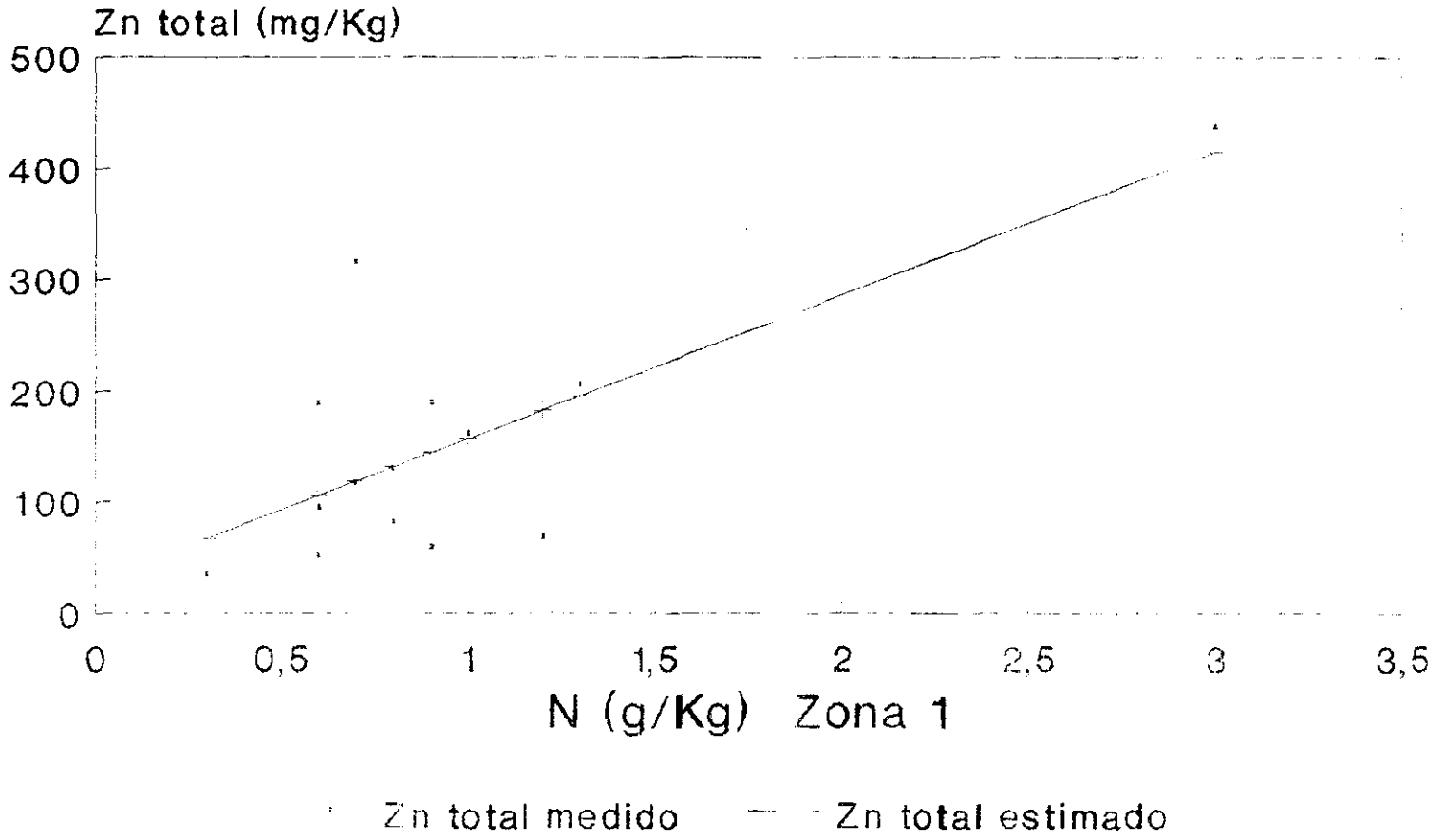
Recta de regresión
Zn total - Carbono



Zn = 29,32 + 13,76C r= 0,50

Recta de regresión

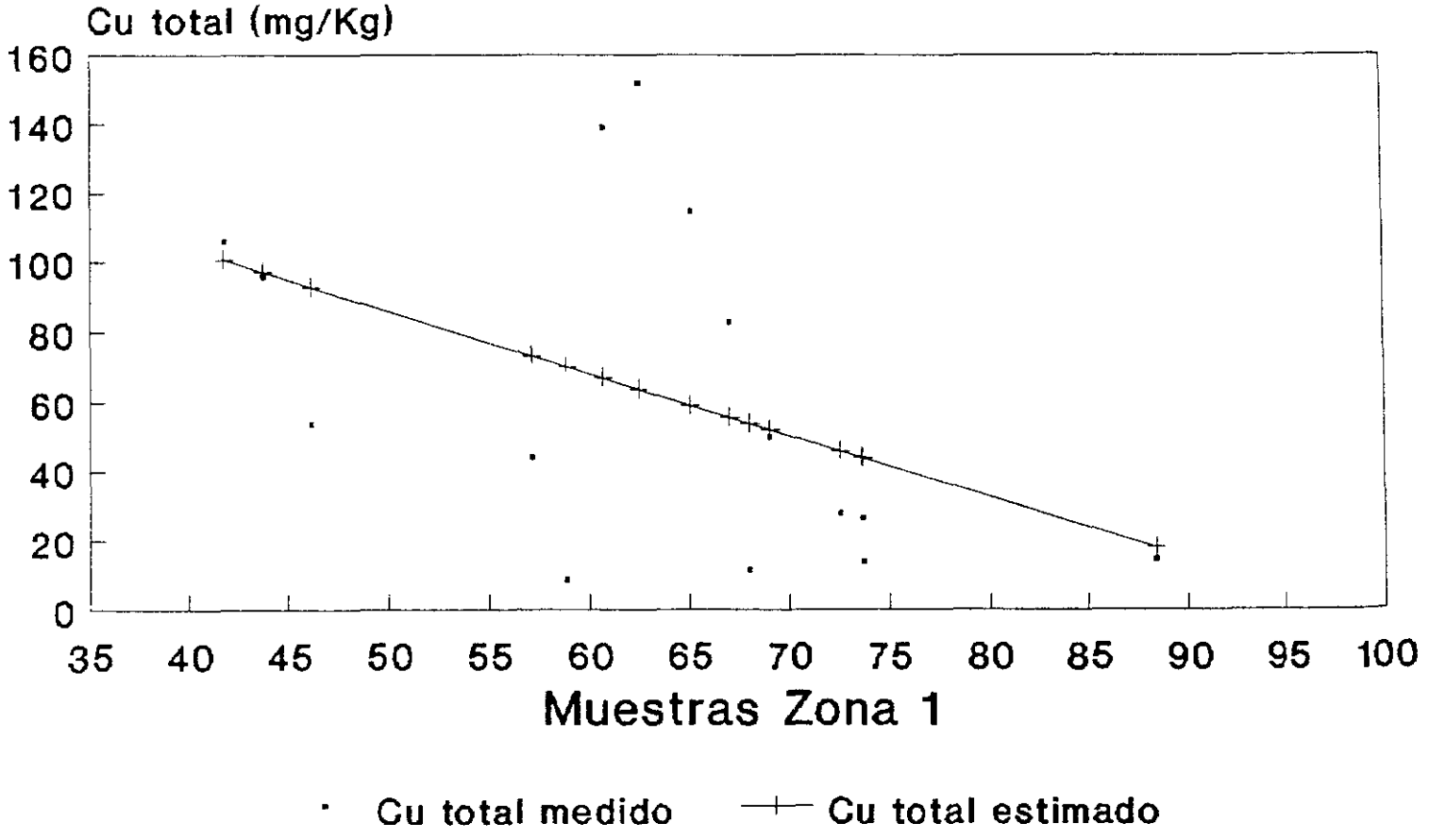
Zn total - Nitrógeno



Zn = 28,55 + 128,90N r = 0,74

Recta de regresión

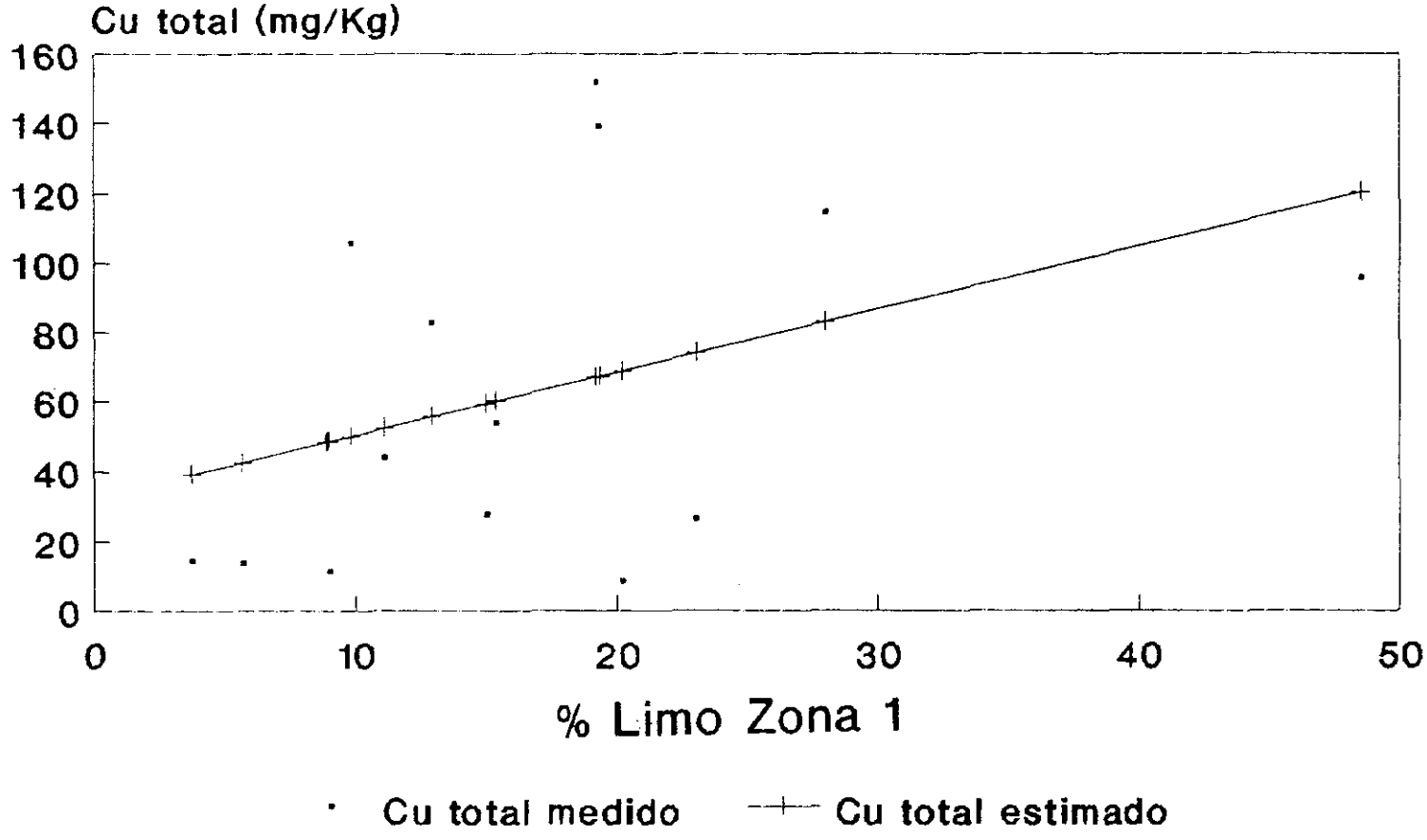
Cu total - Arena fina + gruesa



Cu = 174,57 - 1,77 Are. r = - 0,46

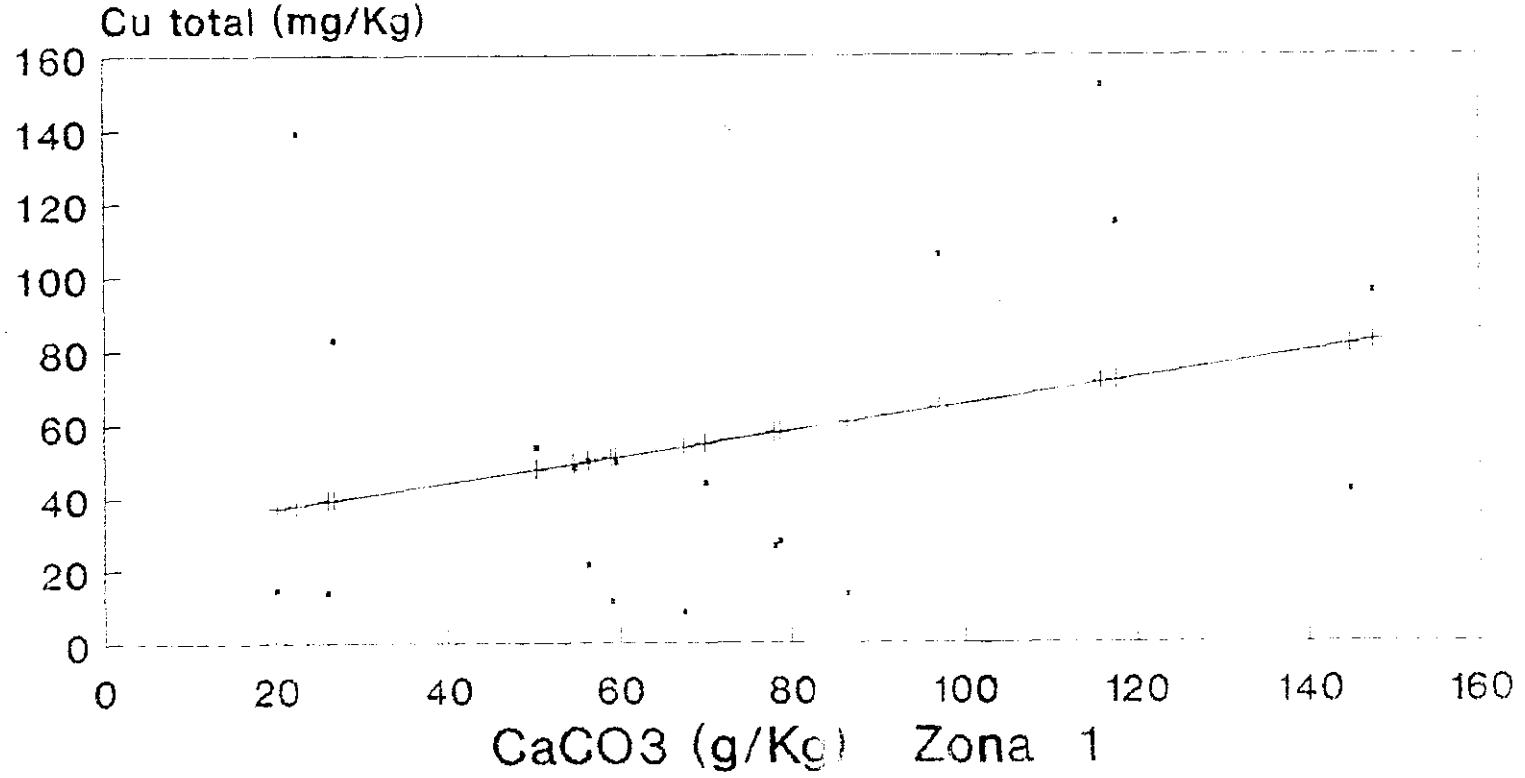
Recta de regresión

Cu total - Limo



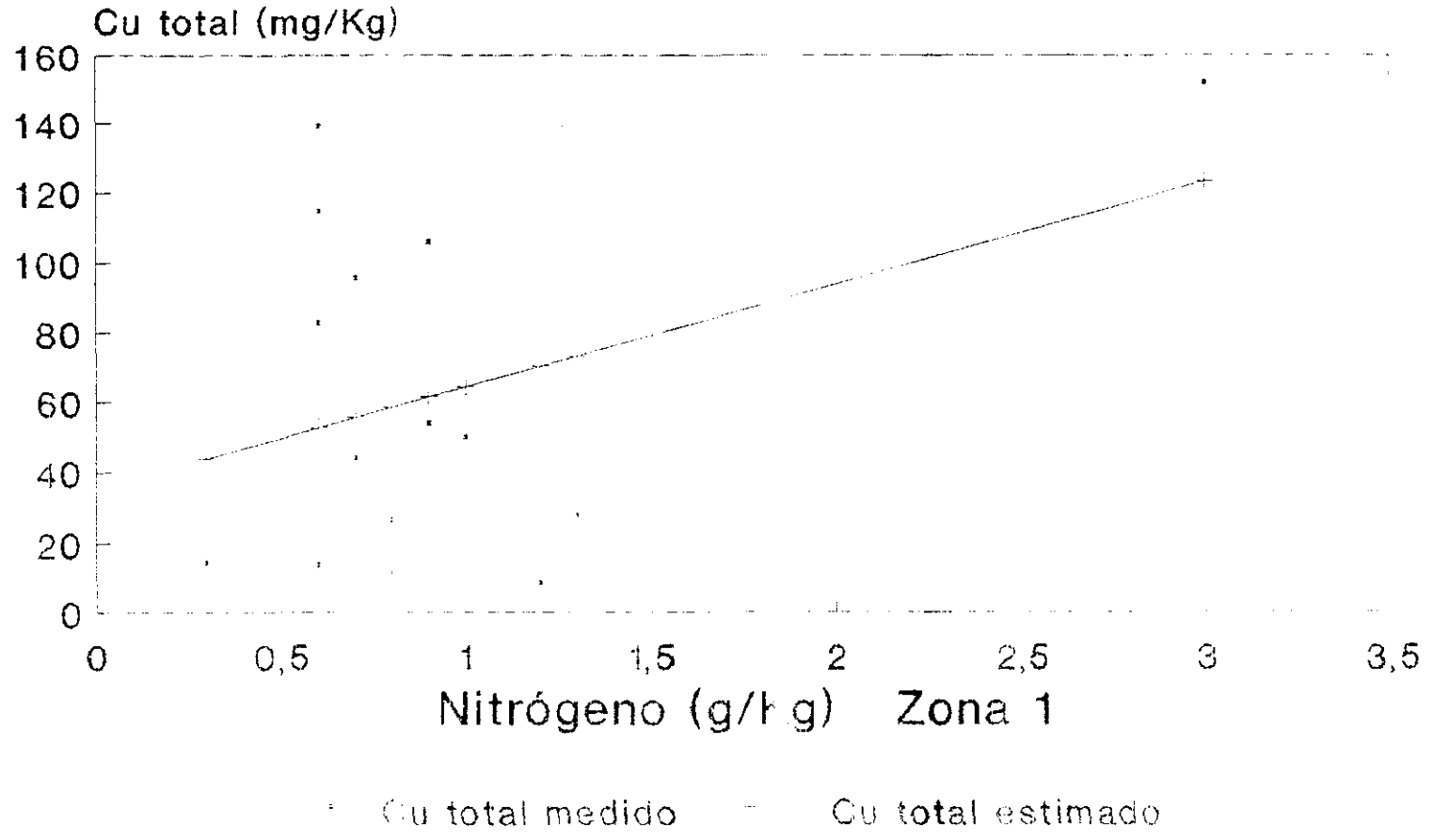
Cu = 32,31 + 1,81 Limo r = 0,41

Recta de regresión
Cu total - CaCO3



Cu = 29,90 + 0,36CaCO3 r = 0,30

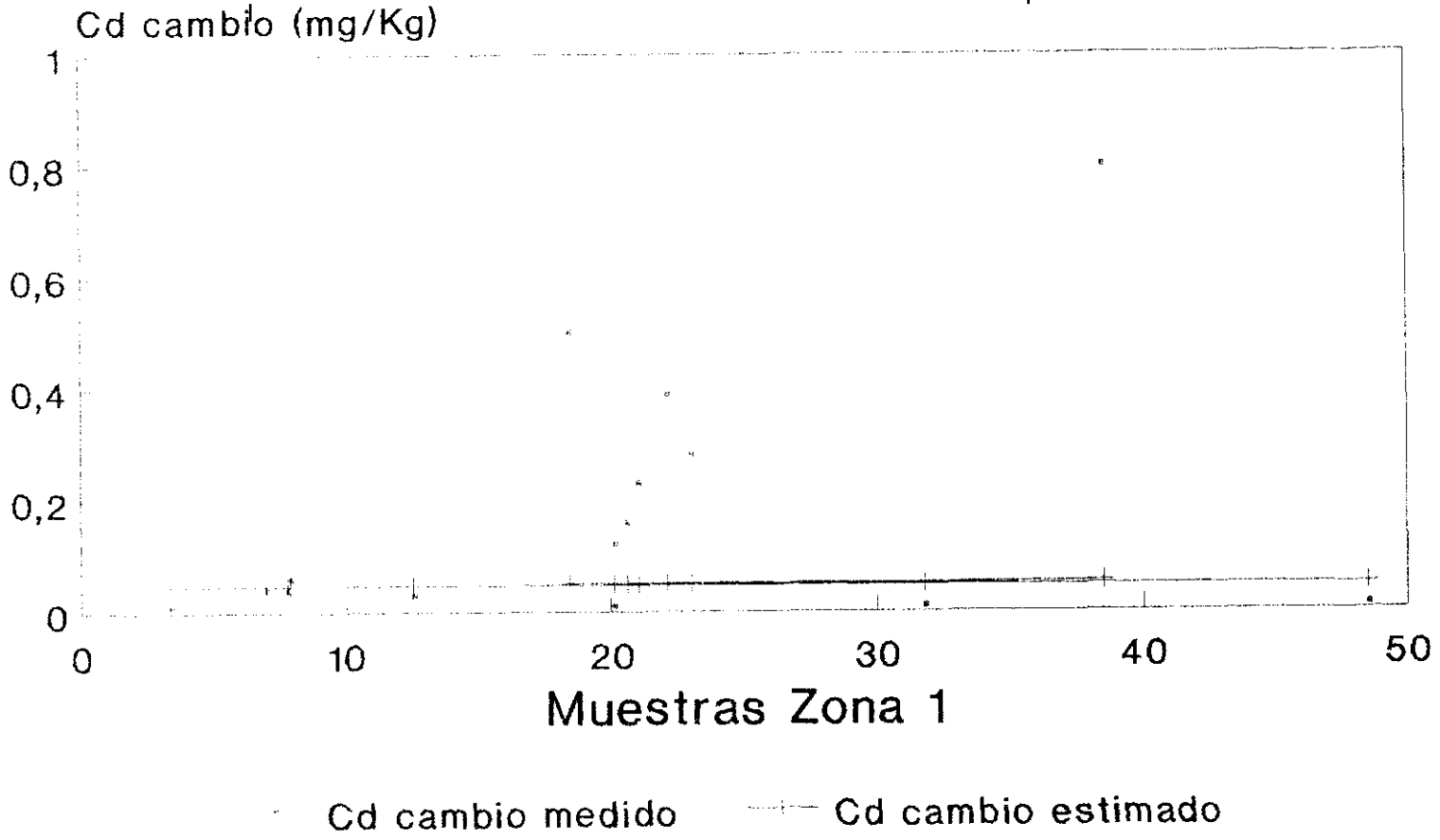
Recta de regresión
Cu total - Nitrógeno



Cu = 35,13 + 29,33N r = 0,38

Recta de regresión

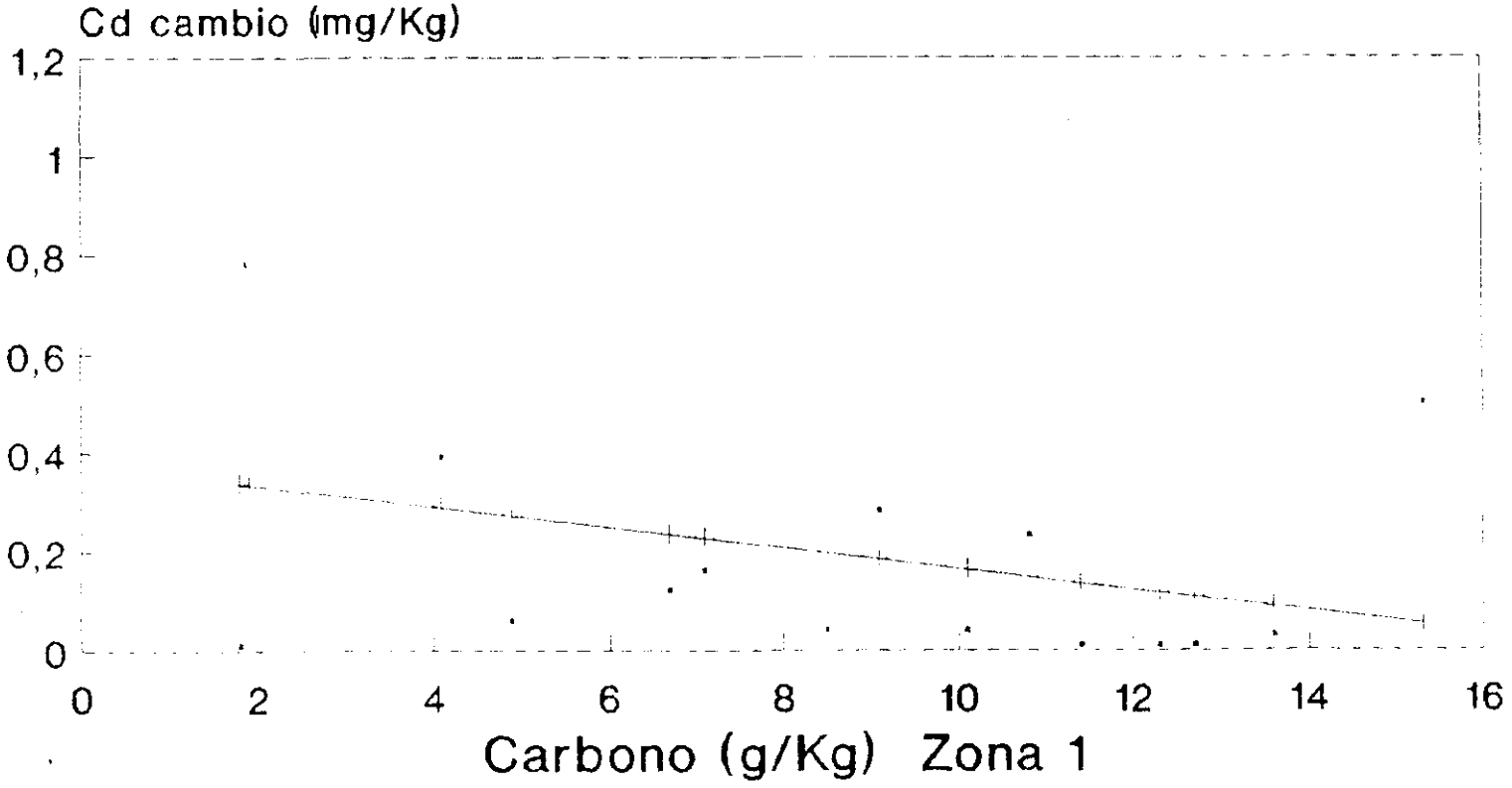
Cd cambio - Arcilla



Cd = 0,047 + 0,0065 Arc. r = 0,34

Recta de regresión

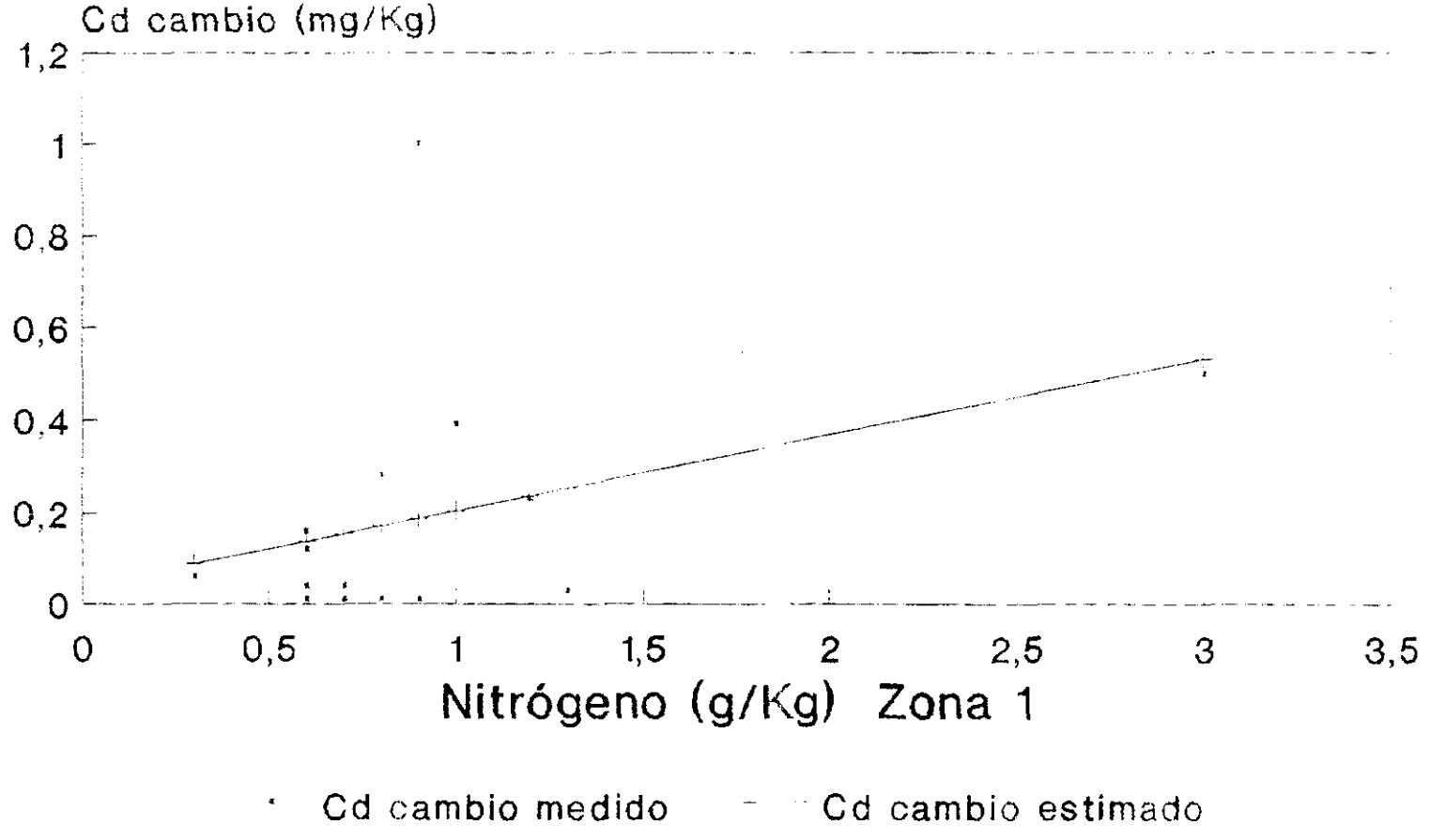
Cd cambio - Carbono



Cd = 0,37 - 0,020C r = -0,32

Recta de regresión

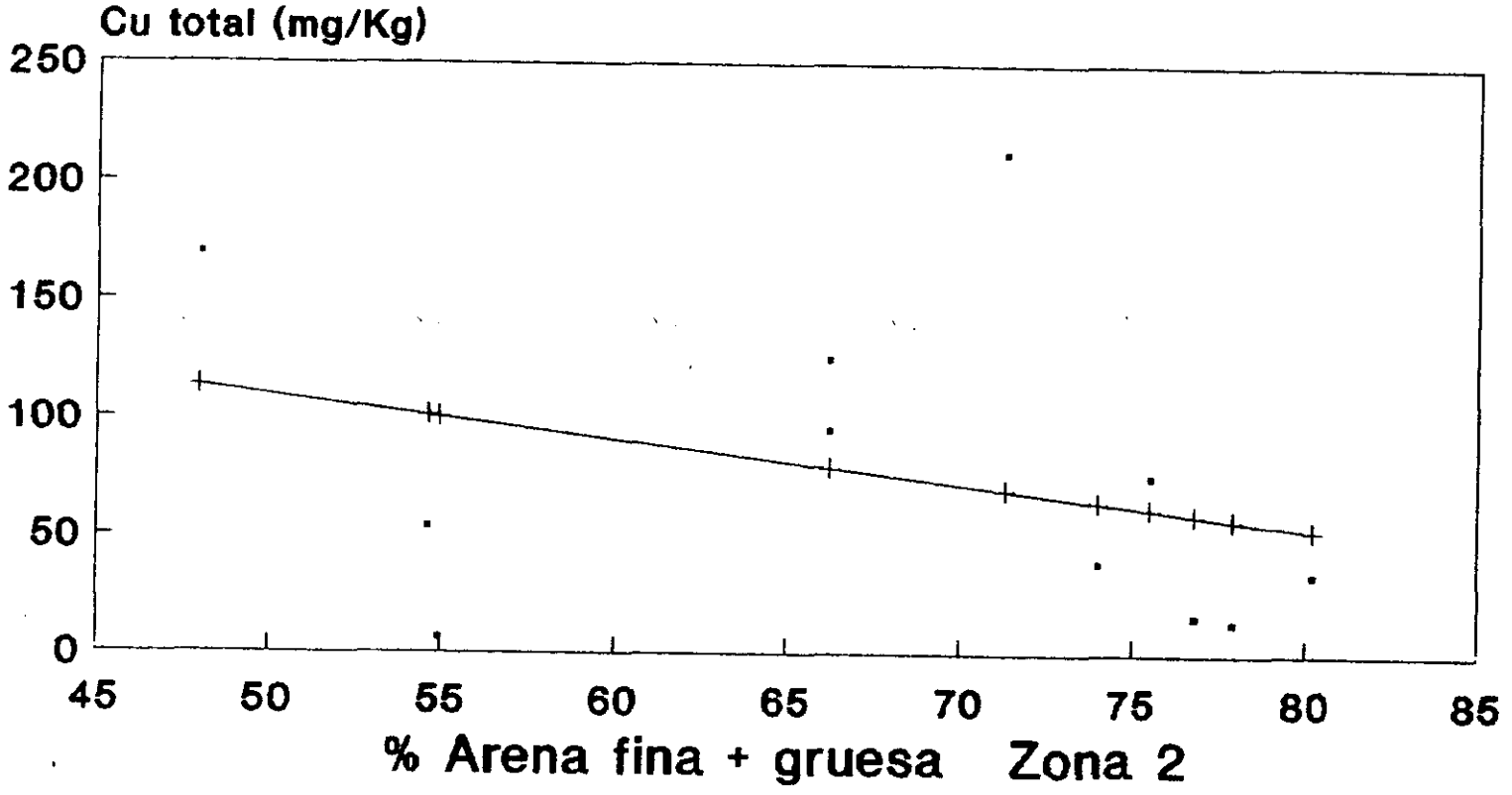
Cd cambio - Nitrógeno



Cd = 0,039 + 0,164N r = 0,38

Recta de regresión

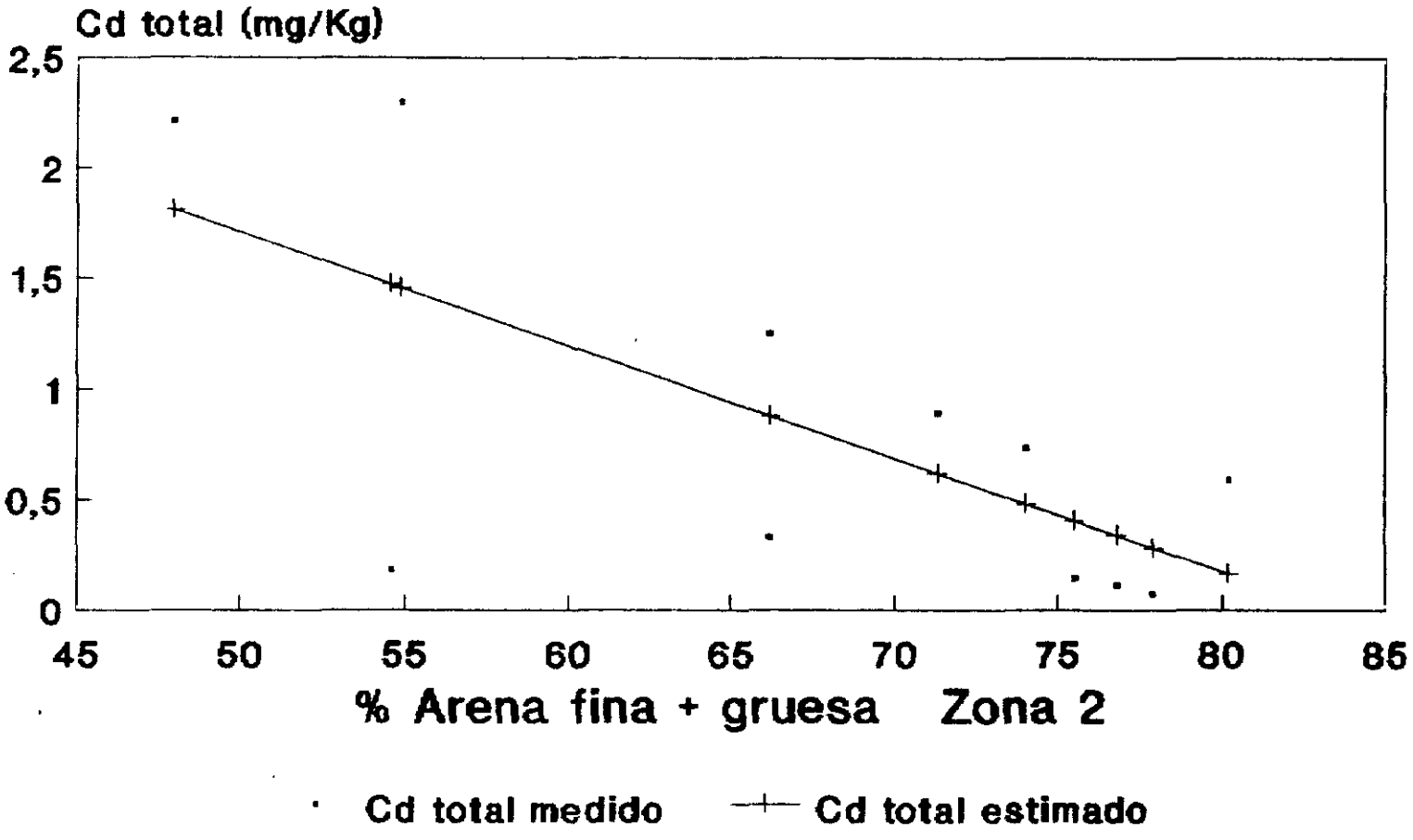
Cu total - Arena fina + arena gruesa



Cu = 202,84 - 1,87Are. r = - 0,30

Recta de regresión

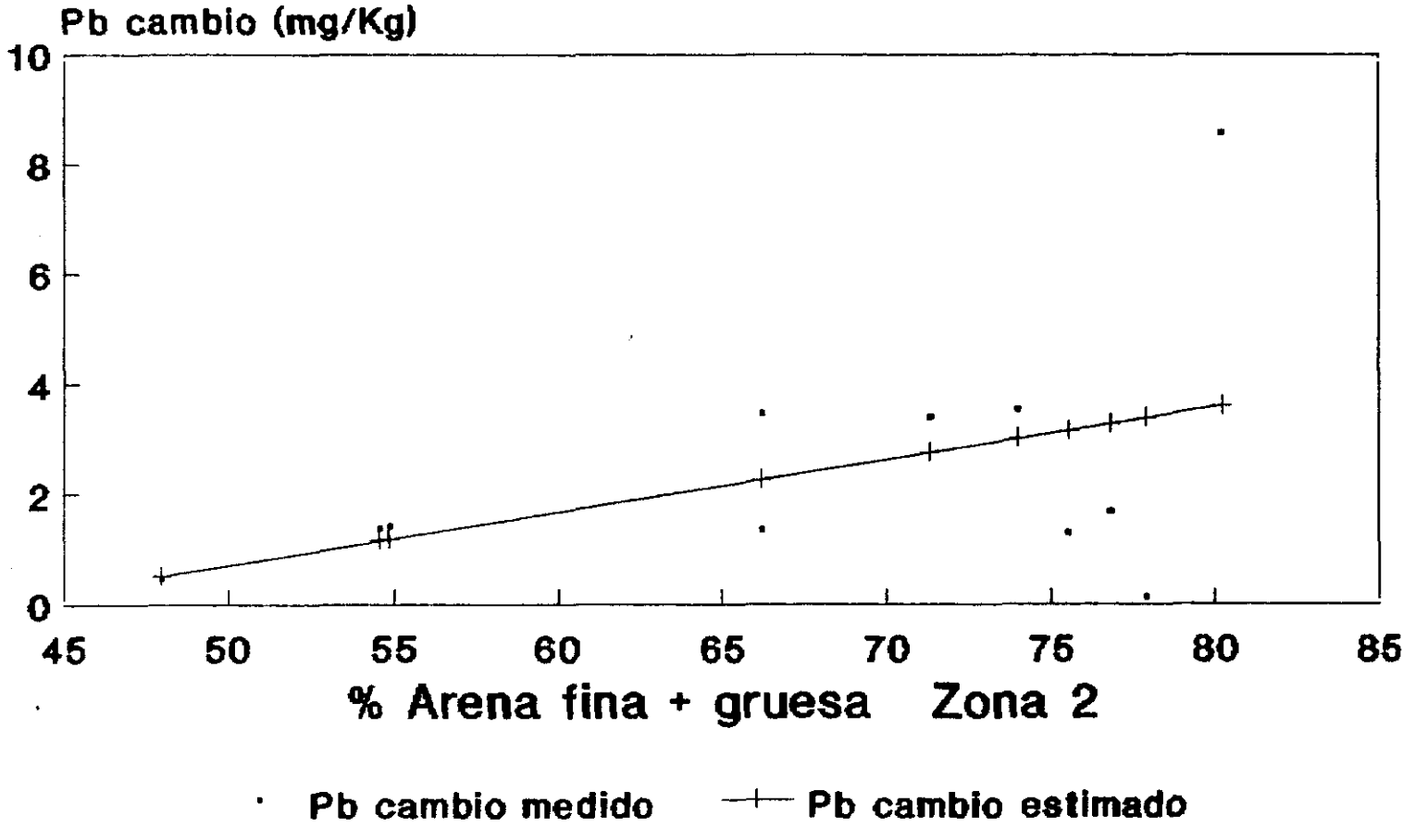
Cd total - Arena fina + arena gruesa



Cd = 4,25 - 0,05Are. r = - 0,69

Recta de Regresión

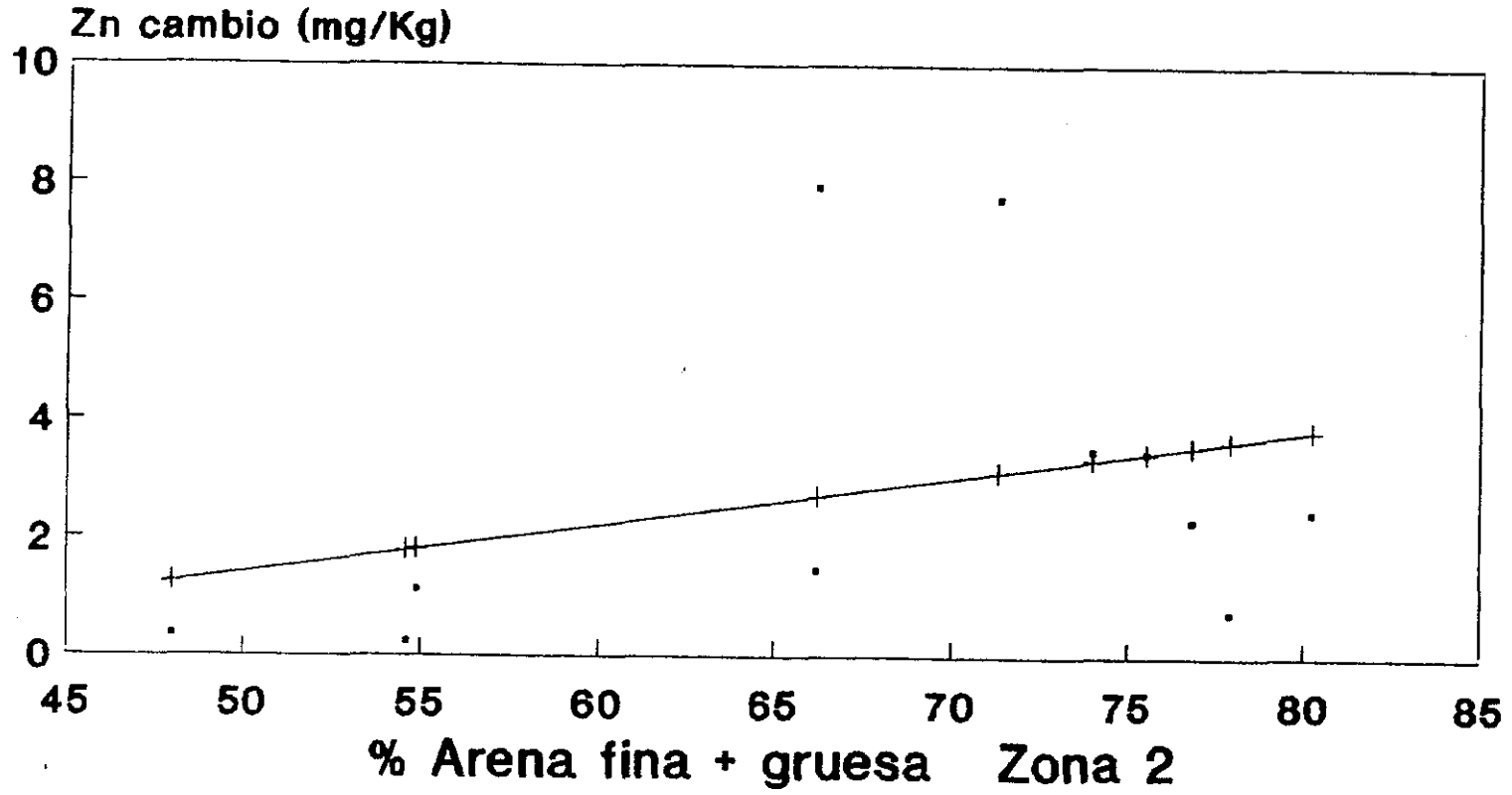
Pb cambio - Arena fina + gruesa



Pb = - 4,05 + 0,095Are. r = 0,44

Recta de Regresión

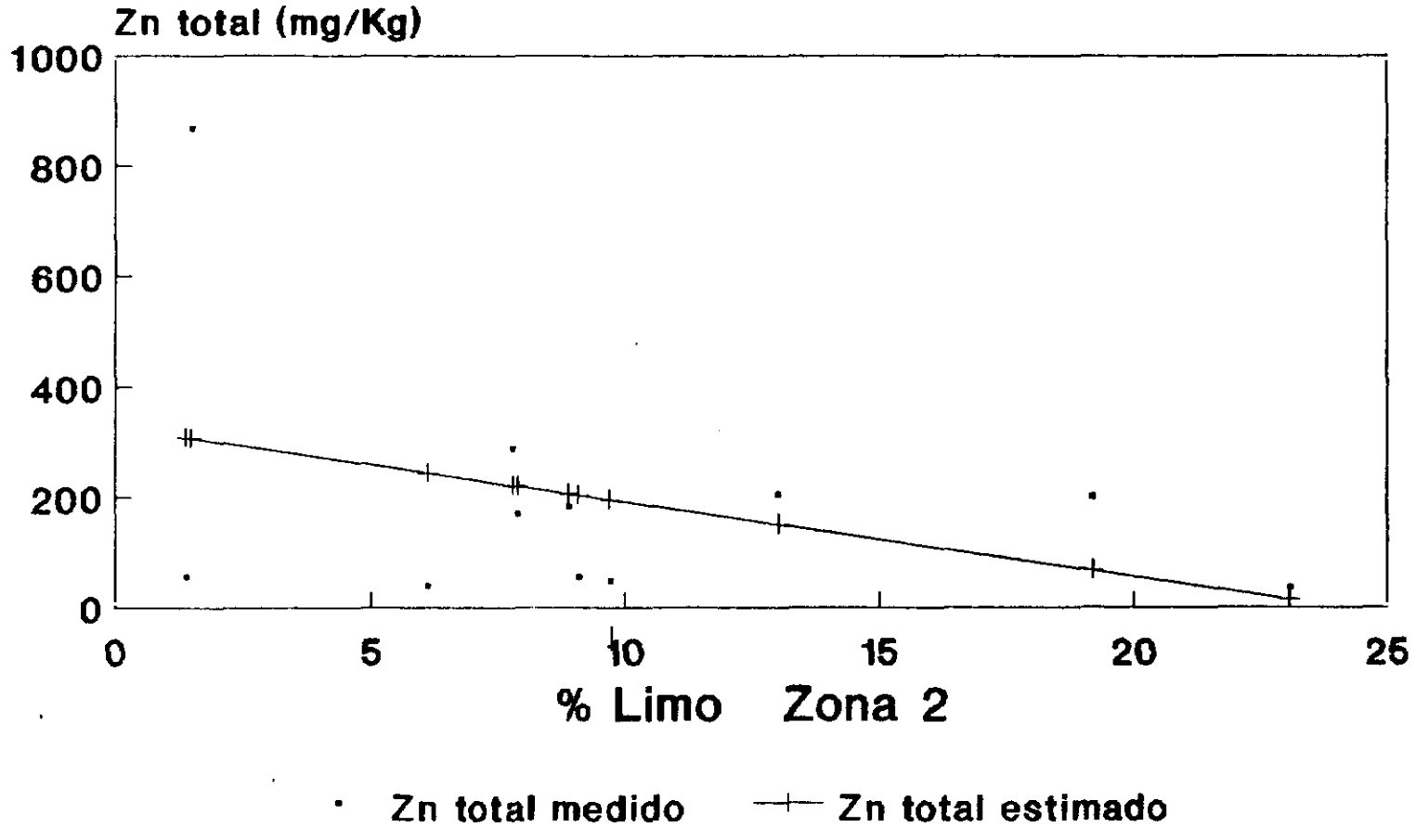
Zn cambio - Arena fina + gruesa



Zn = - 2,61 + 0,080Are. r = 0,32

Recta de Regresión

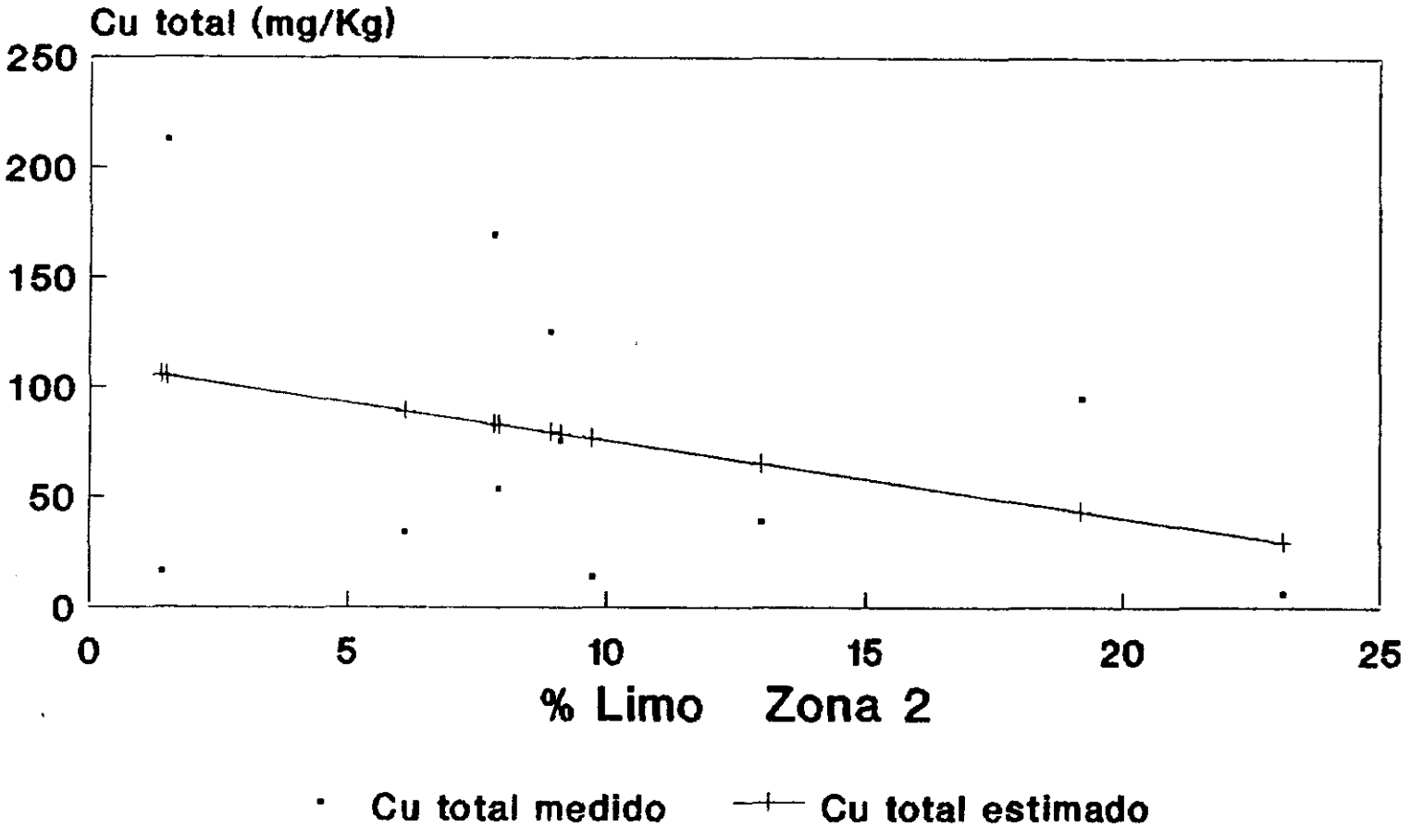
Zn total - Limo



Zn = 327 - 13,48Limo r = -0,37

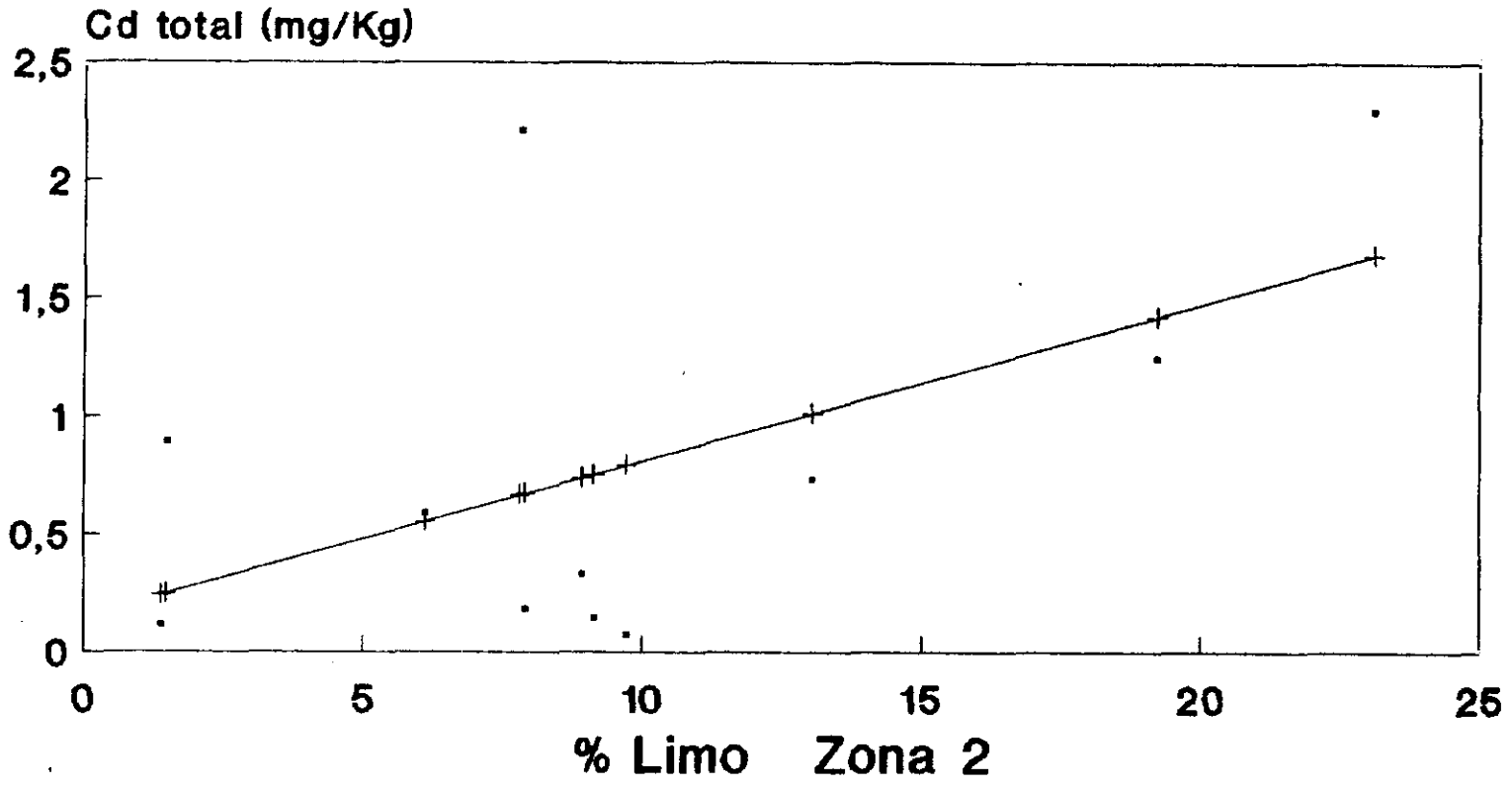
Recta de Regresión

Cu total - Limo



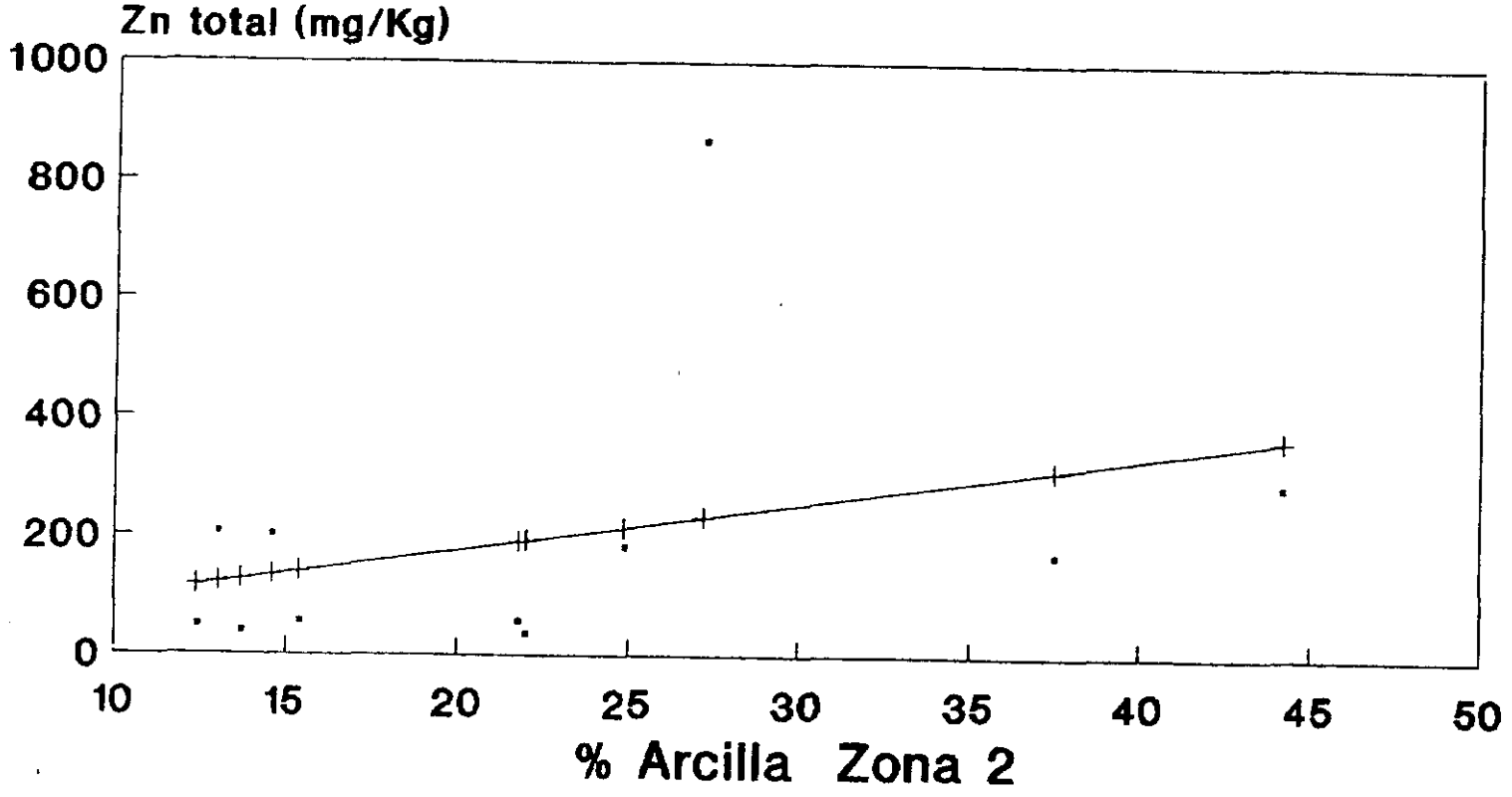
Cu = 110,4 - 3,48Limo r = -0,34

Recta de Regresión
Cd total - Limo



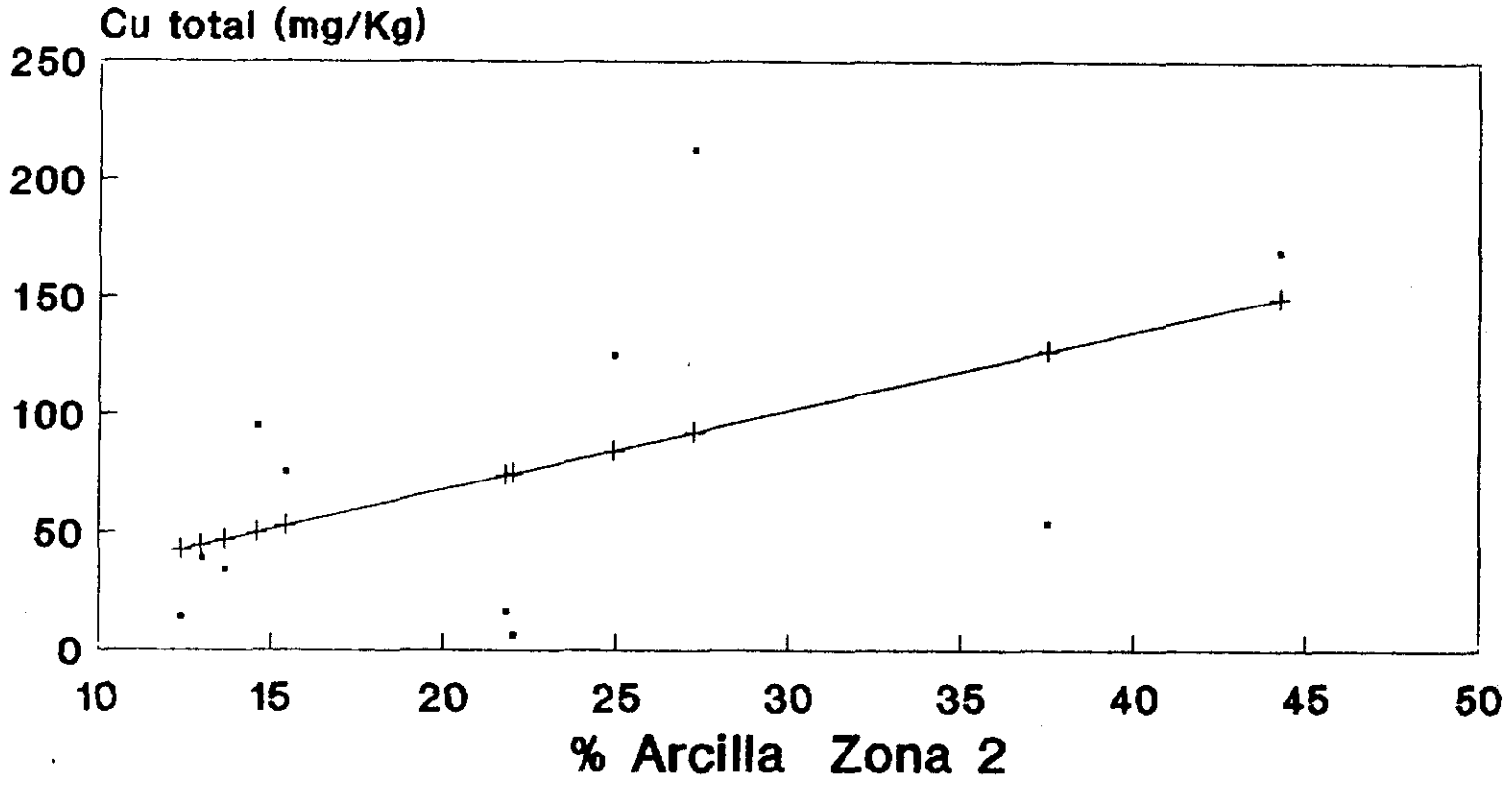
Cd = 0,152 + 0,066Limo r = 0,54

Recta de Regresión
Zn total - Arcilla



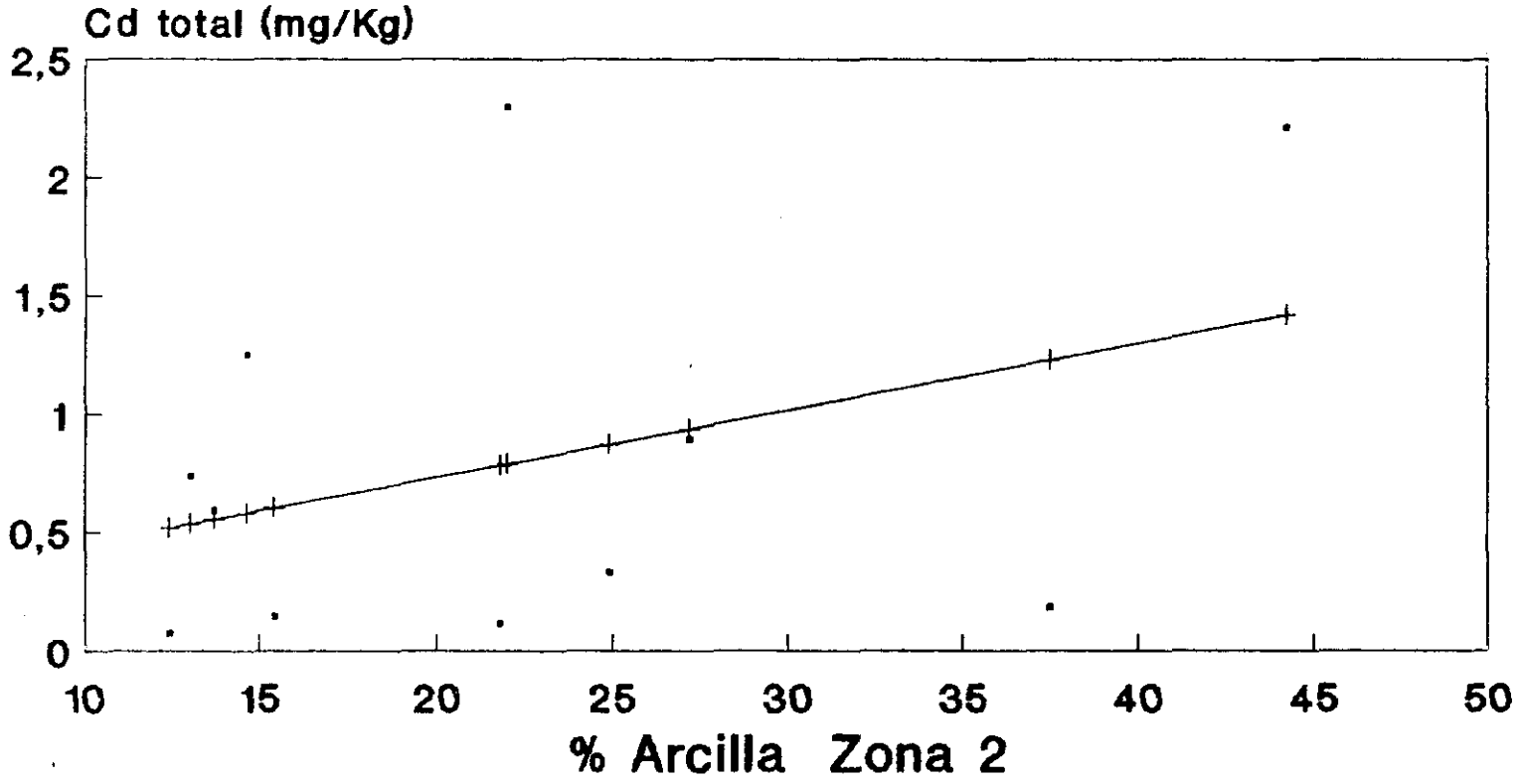
Zn = 19,37 + 7,83Arc. r = 0,34

Recta de Regresión
Cu total - Arcilla



Cu = 0,70 + 3,37Arc. r = 0,52

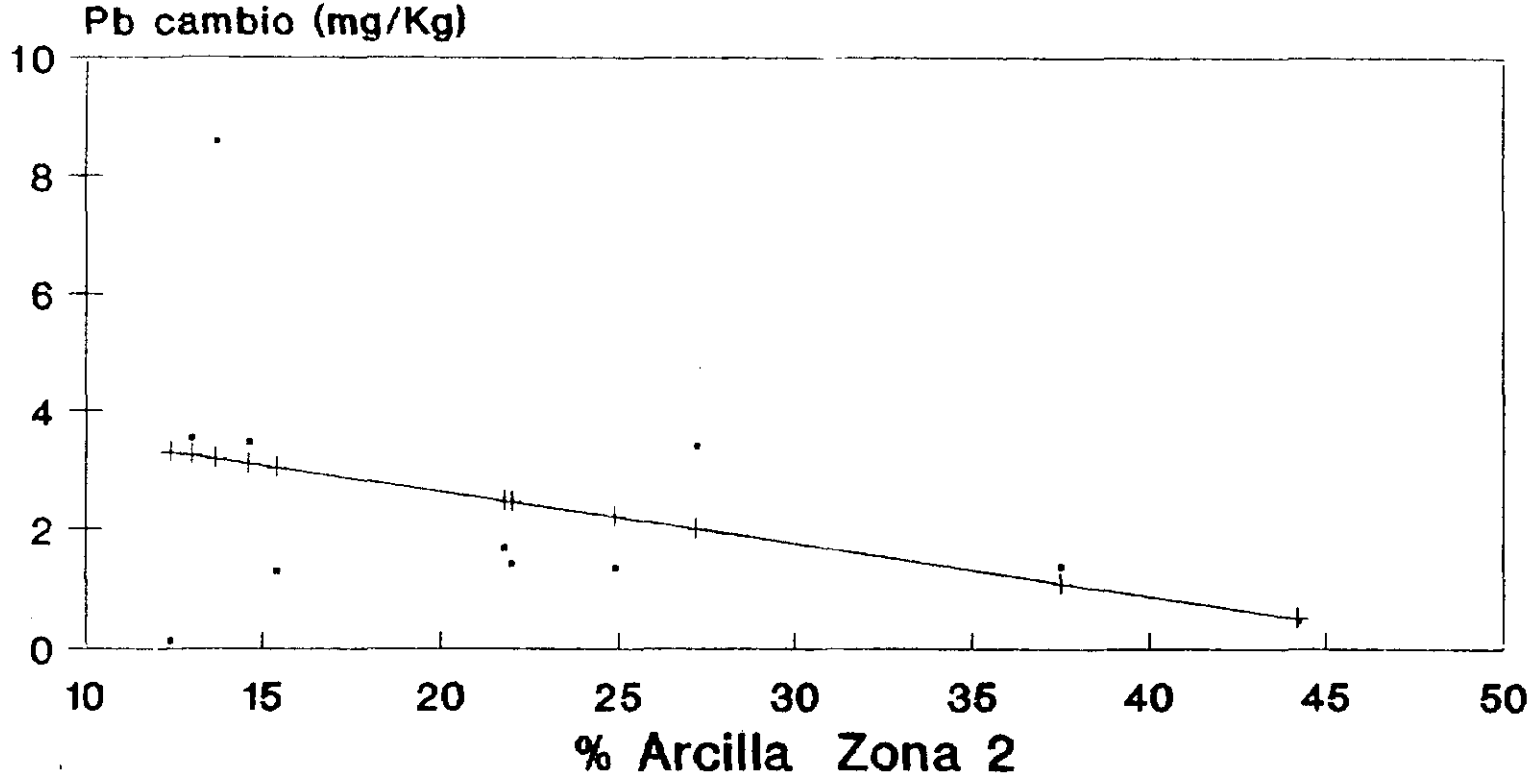
Recta de Regresión
Cd total - Arcilla



Cd = 0,17 + 0,028Arc. r = 0,37

Recta de regresión

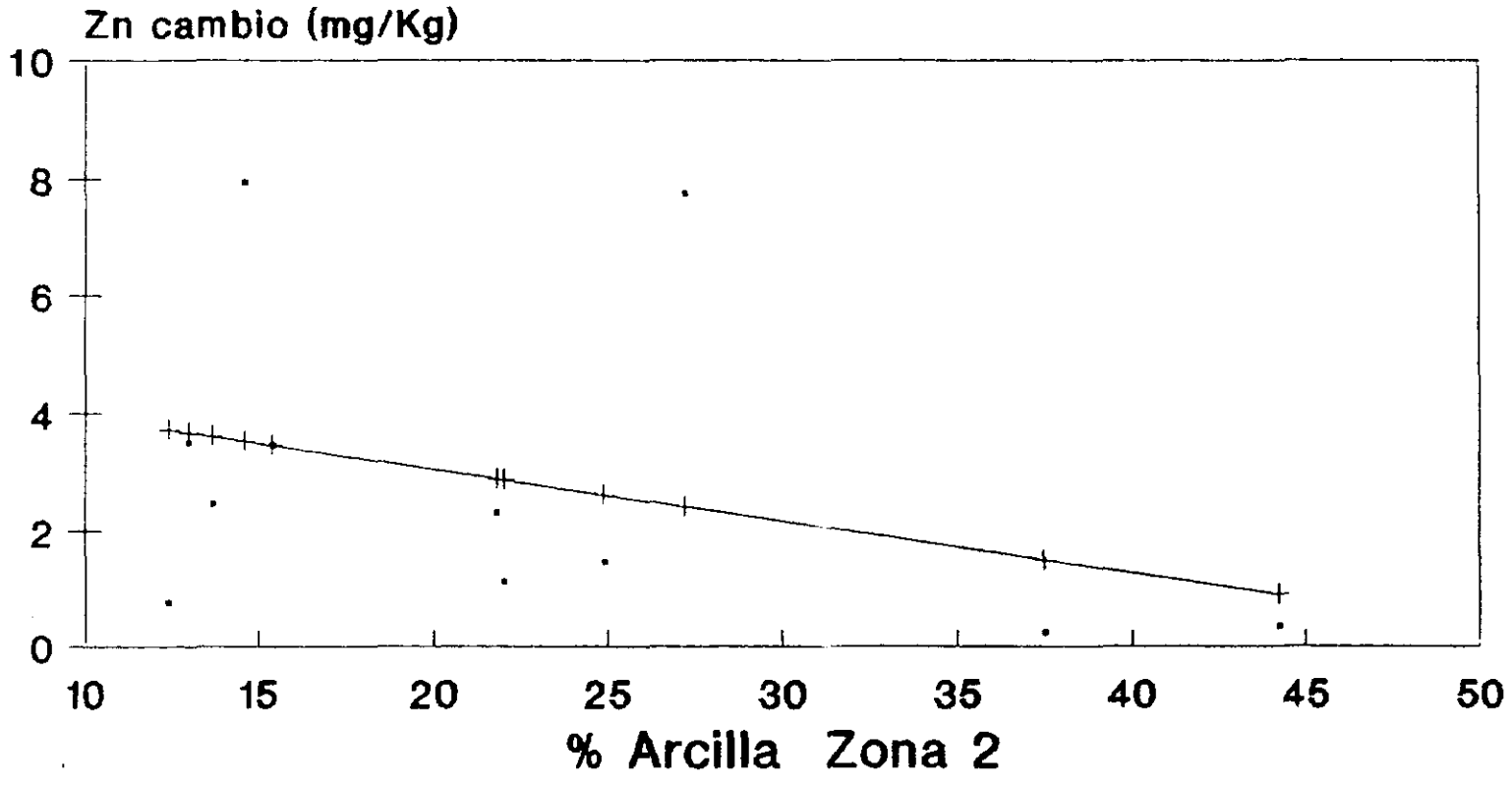
Pb cambio - Arcilla



Pb = 4,38 - 0,087Arc. r = 0,39

Recta de regresión

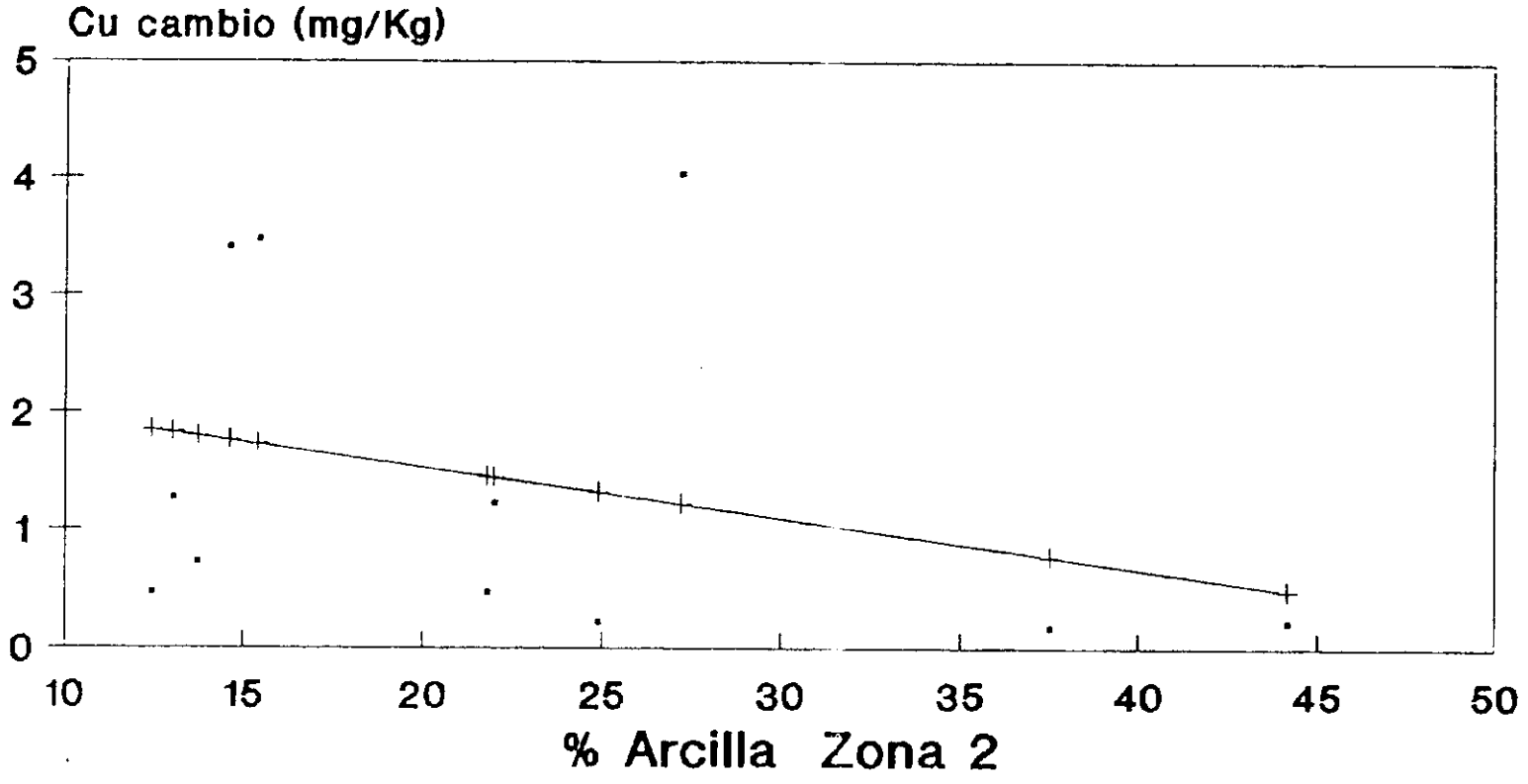
Zn cambio - Arcilla



Zn = 4,85 - 0,089Arc. r = 0,34

Recta de regresión

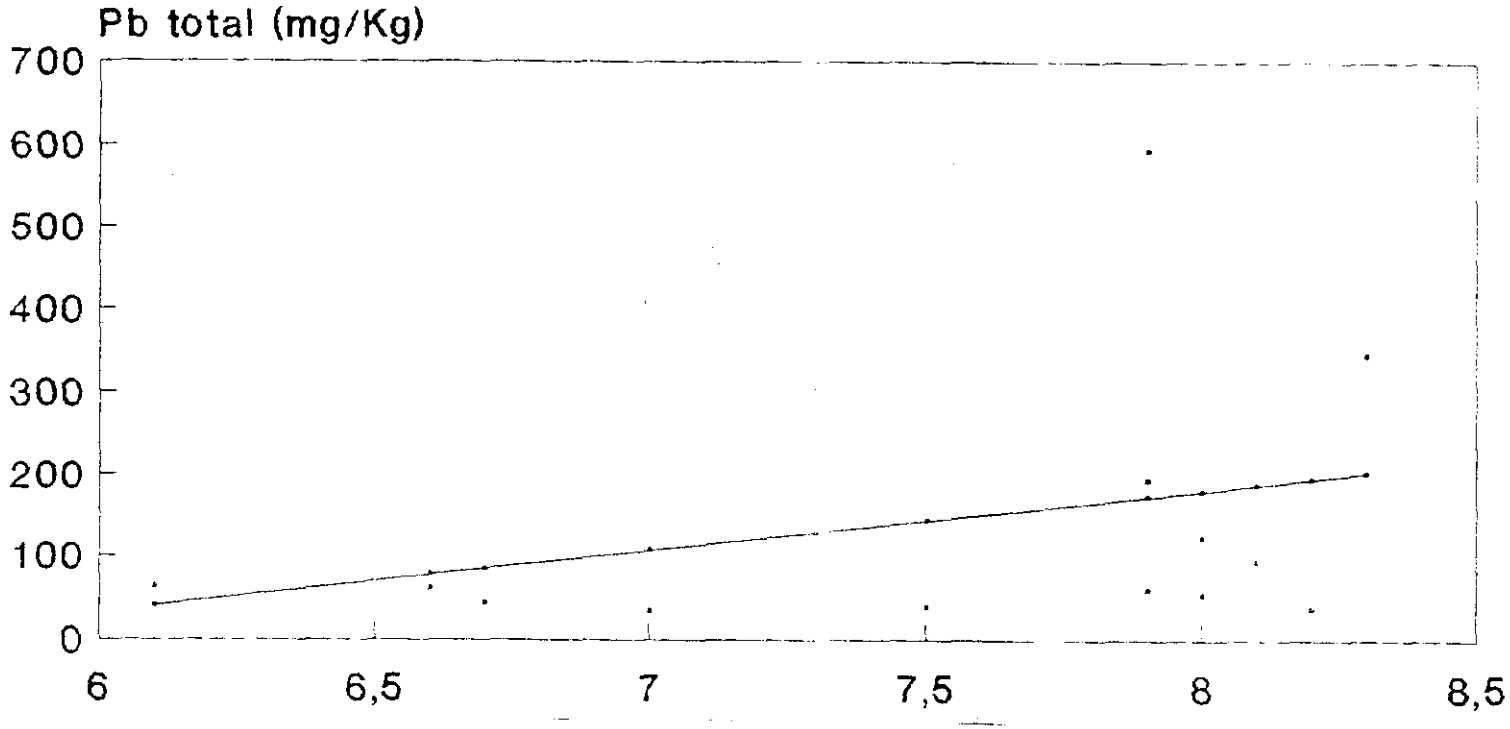
Cu cambio - Arcilla



Cu = 2,38 - 0,043Arc. r = - 0,31

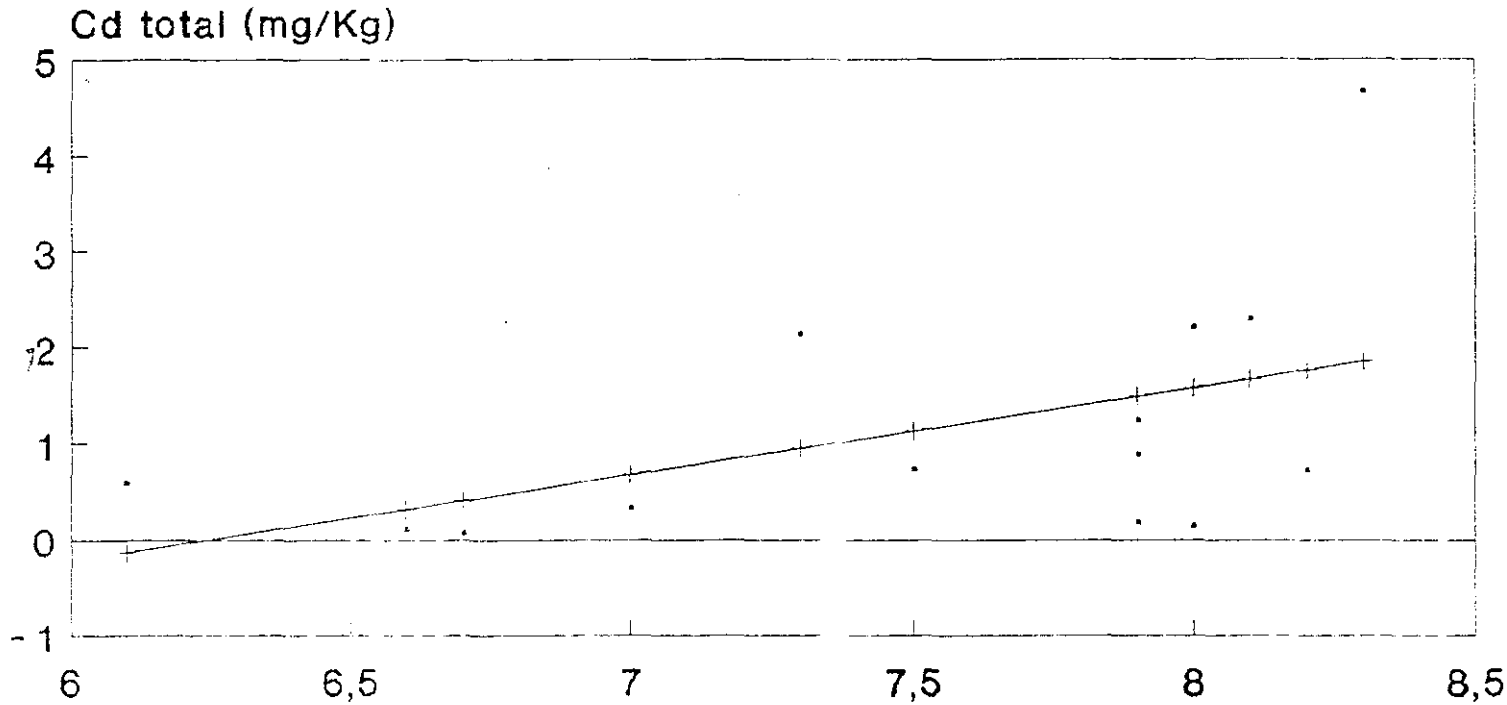
Recta de regresión

Pb total - pH en agua



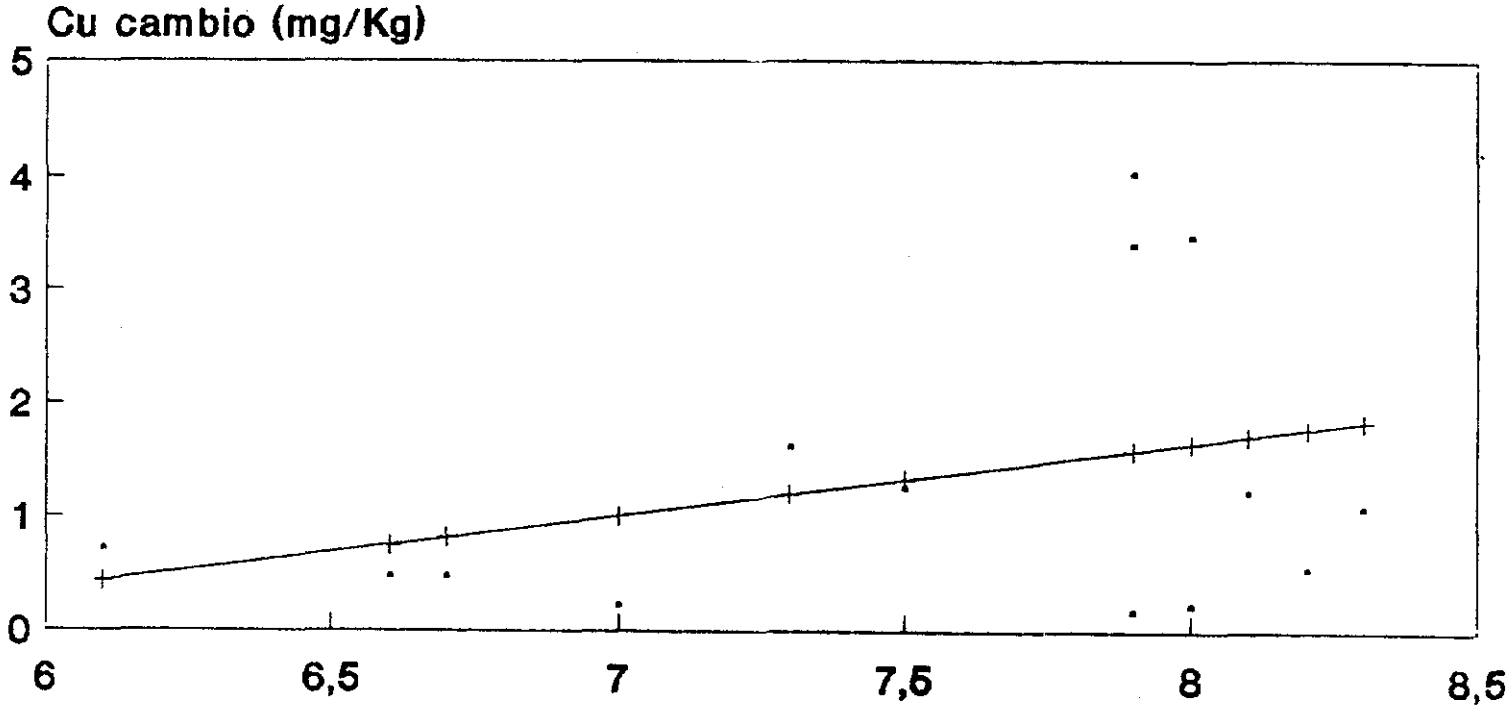
Pb = -412,20 + 74,06pH r = 0,31

Recta de regresión
Cd total - pH en agua



Cd = -5,64 + 0,90pH r = 0,48

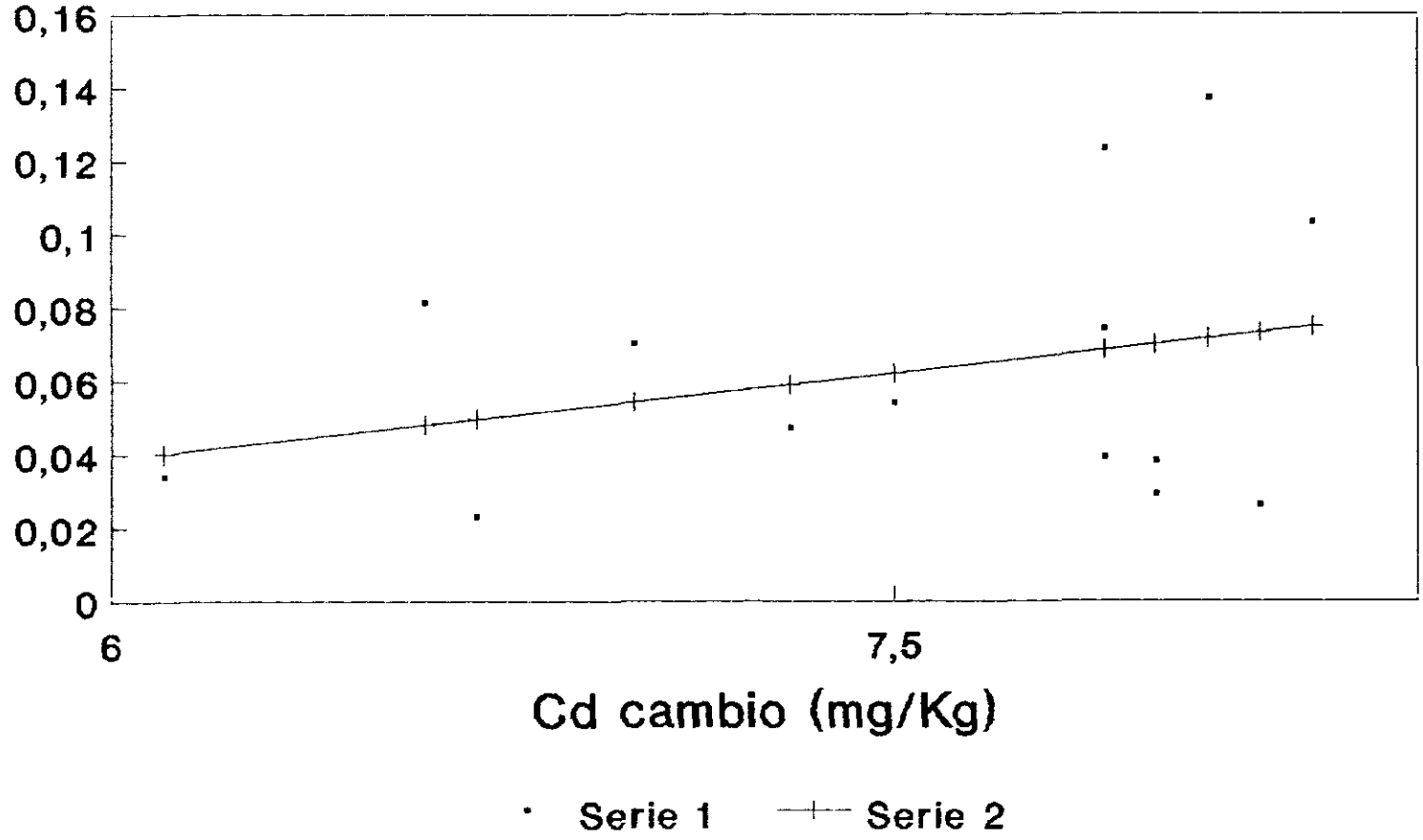
Recta de regresión
Cu cambio - pH en agua



Cu = -3,48 + 0,64pH r = 0,33

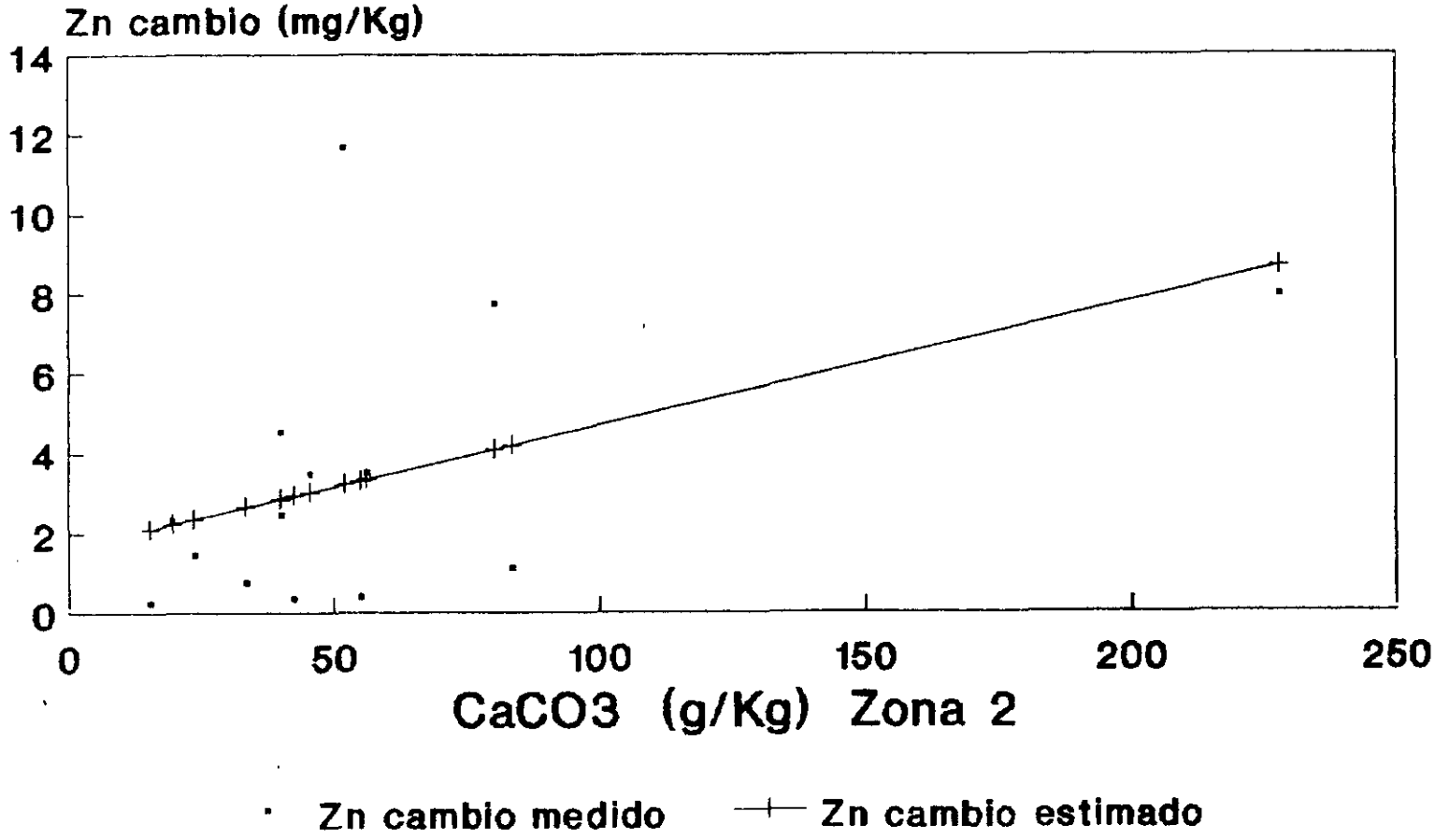
Recta de regresión

Cd cambio - pH en agua



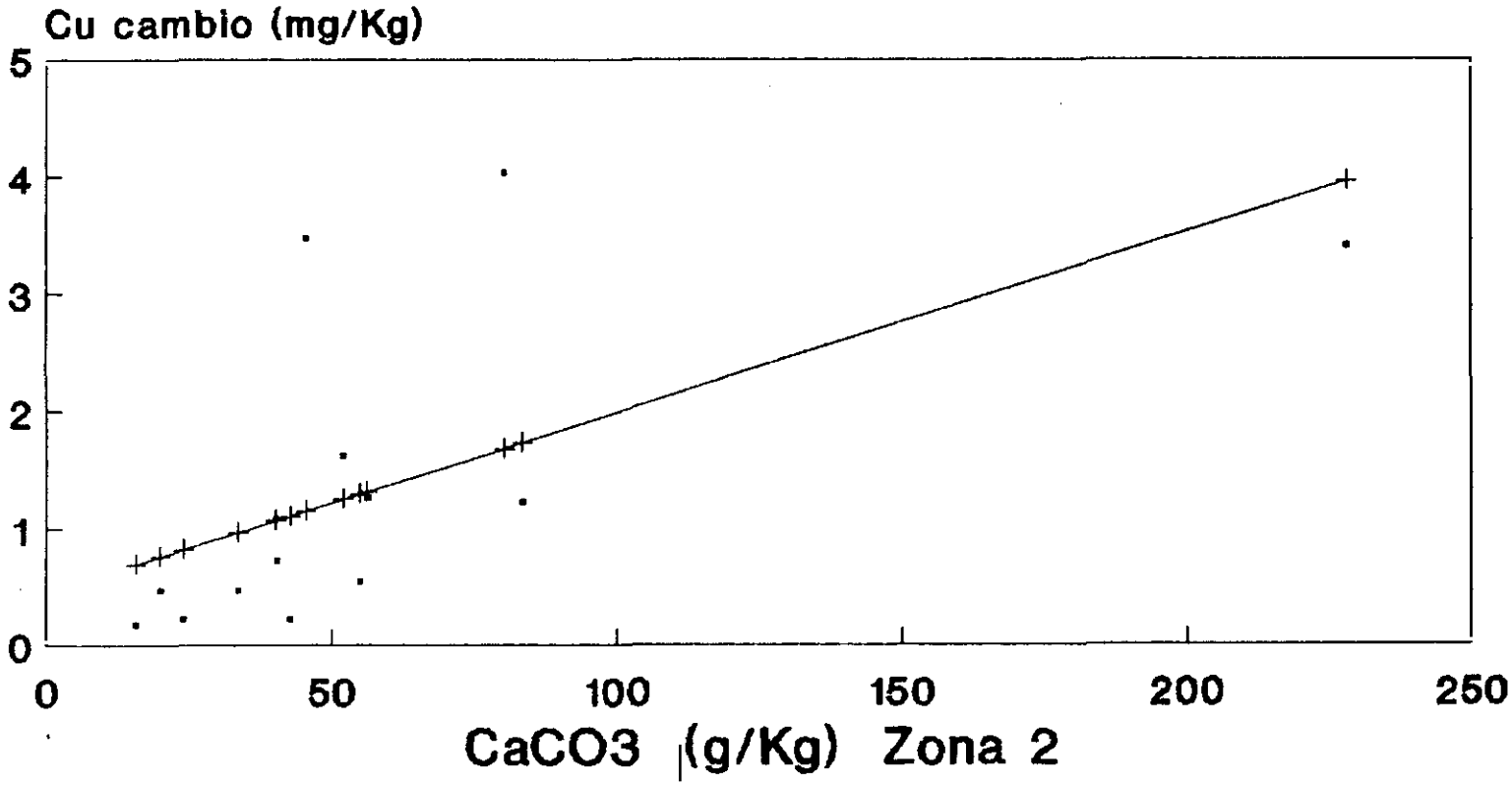
Cd = - 0,055 + 0,016 pH r = 0,30

Recta de regresión
Zn cambio - CaCO3



Zn = 1,61 + 0,031CaCO3 r = 0,47

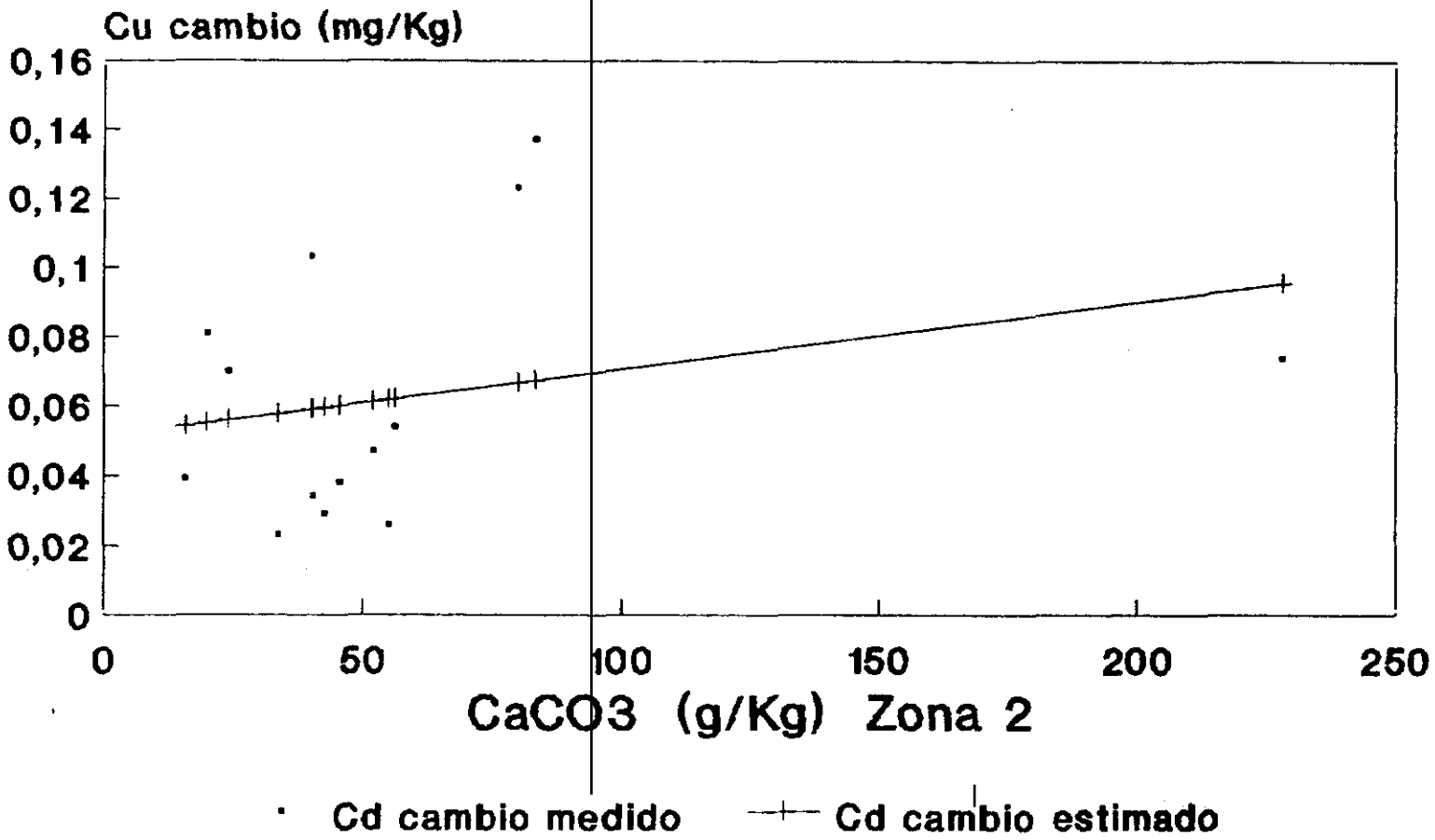
Recta de regresión
Cu cambio - CaCO3



Cu = 0,45 + 0,015CaCO3 r = 0,61

Recta de regresión

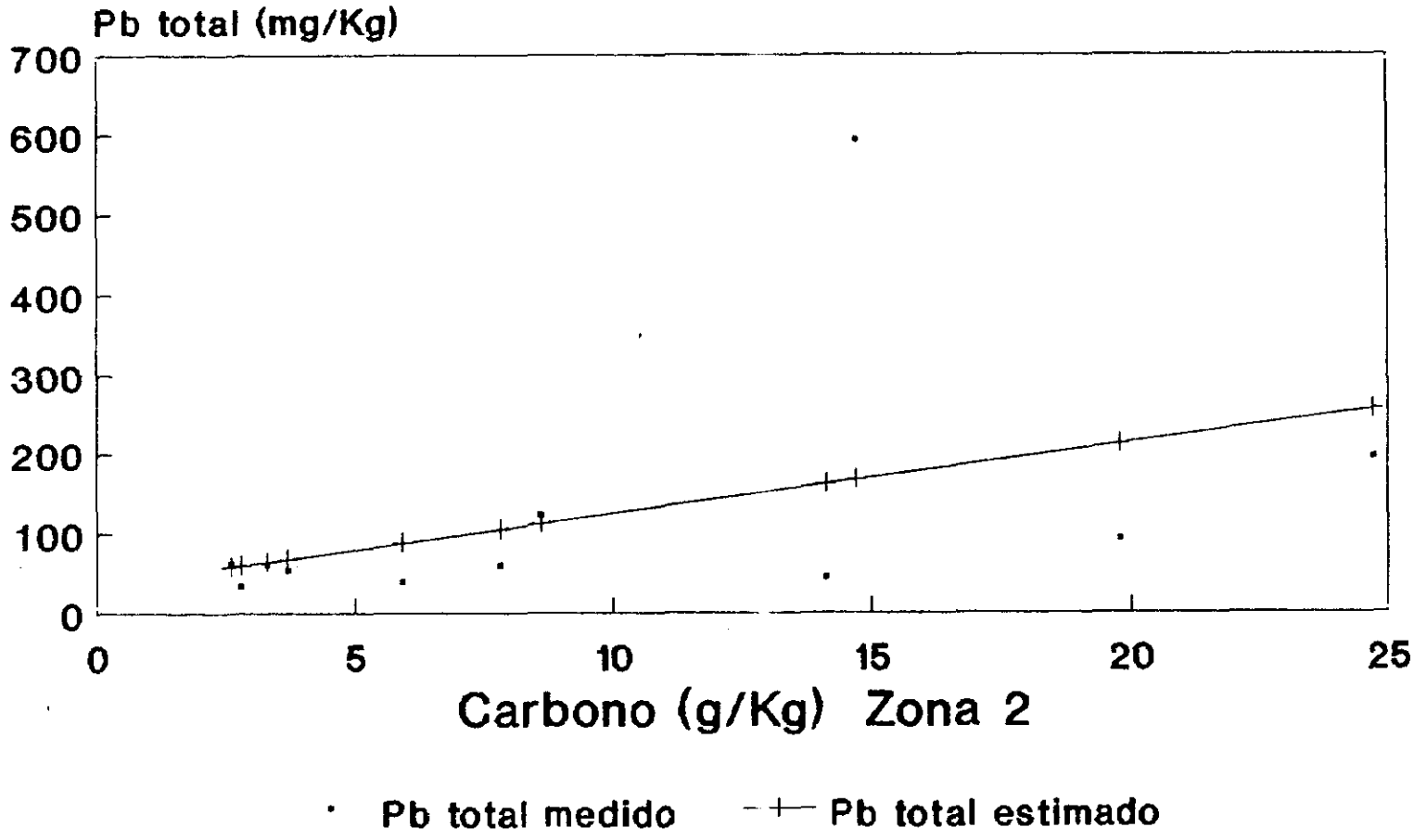
Cd cambio - CaCO3



Cu = 0,051 + 0,0002CaCO3 r = 0,30

Recta de regresión

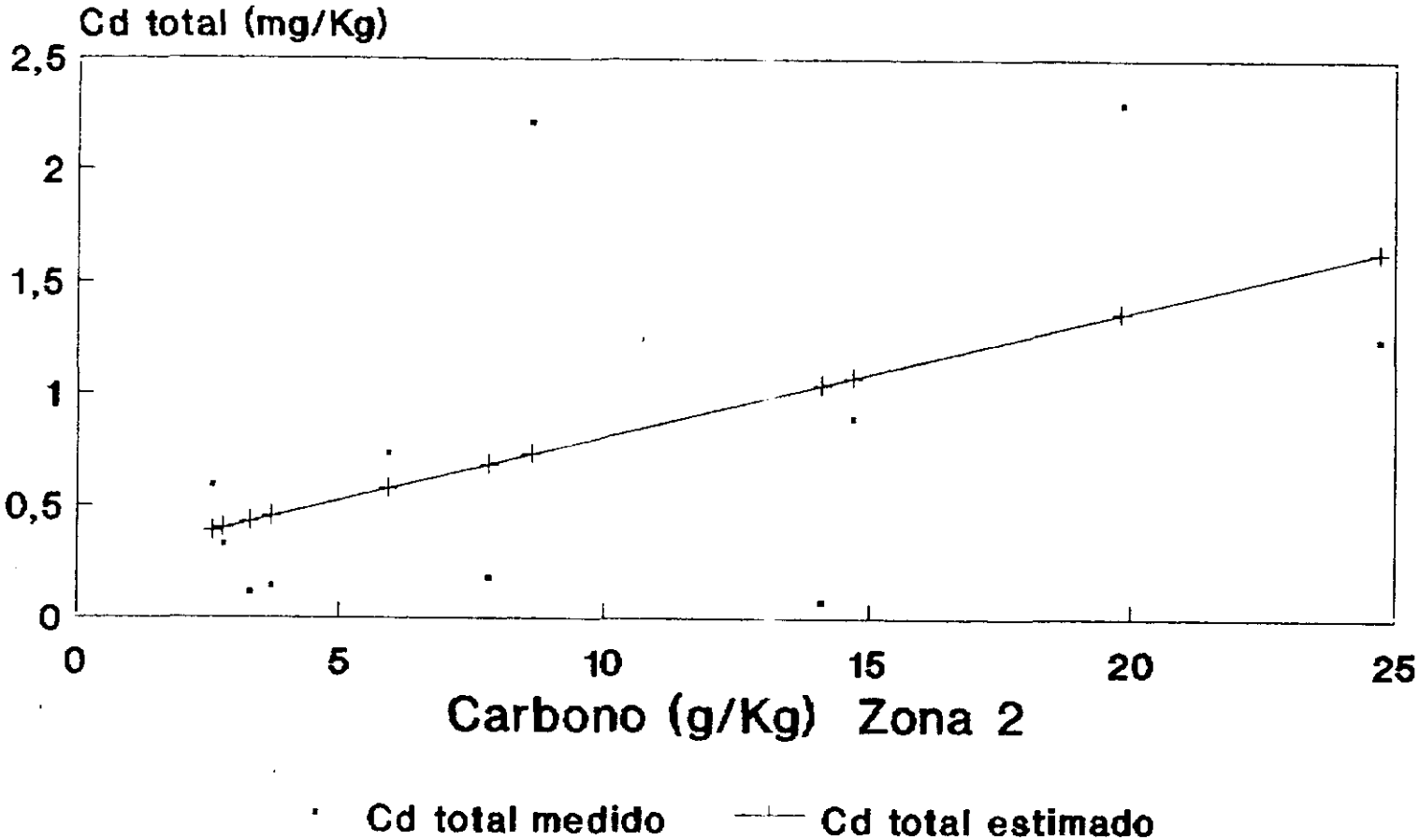
Pb total - Carbono



Pb = 35,36 + 8,9C r = 0,41

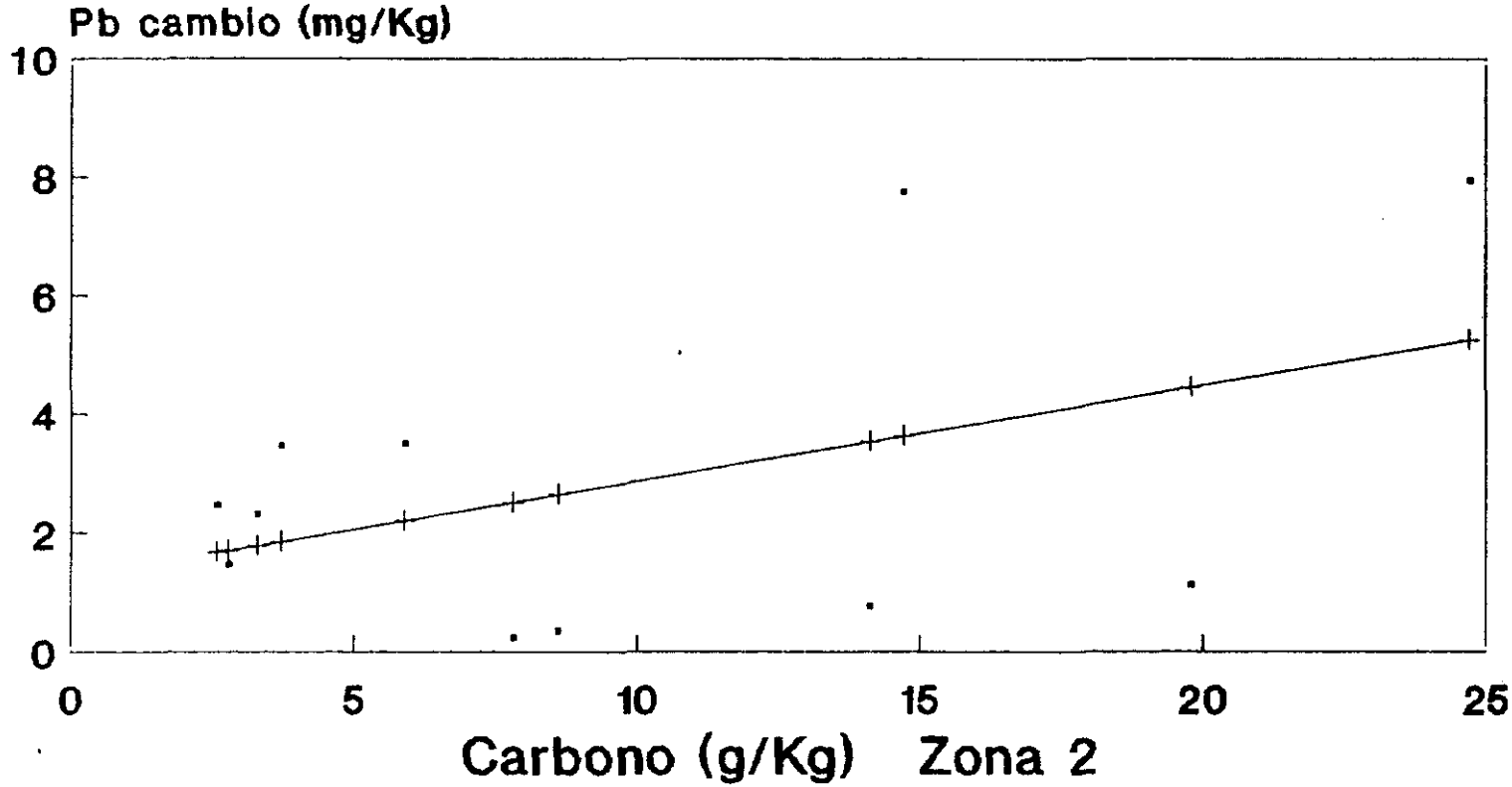
Recta de regresión

Cu total - Carbono



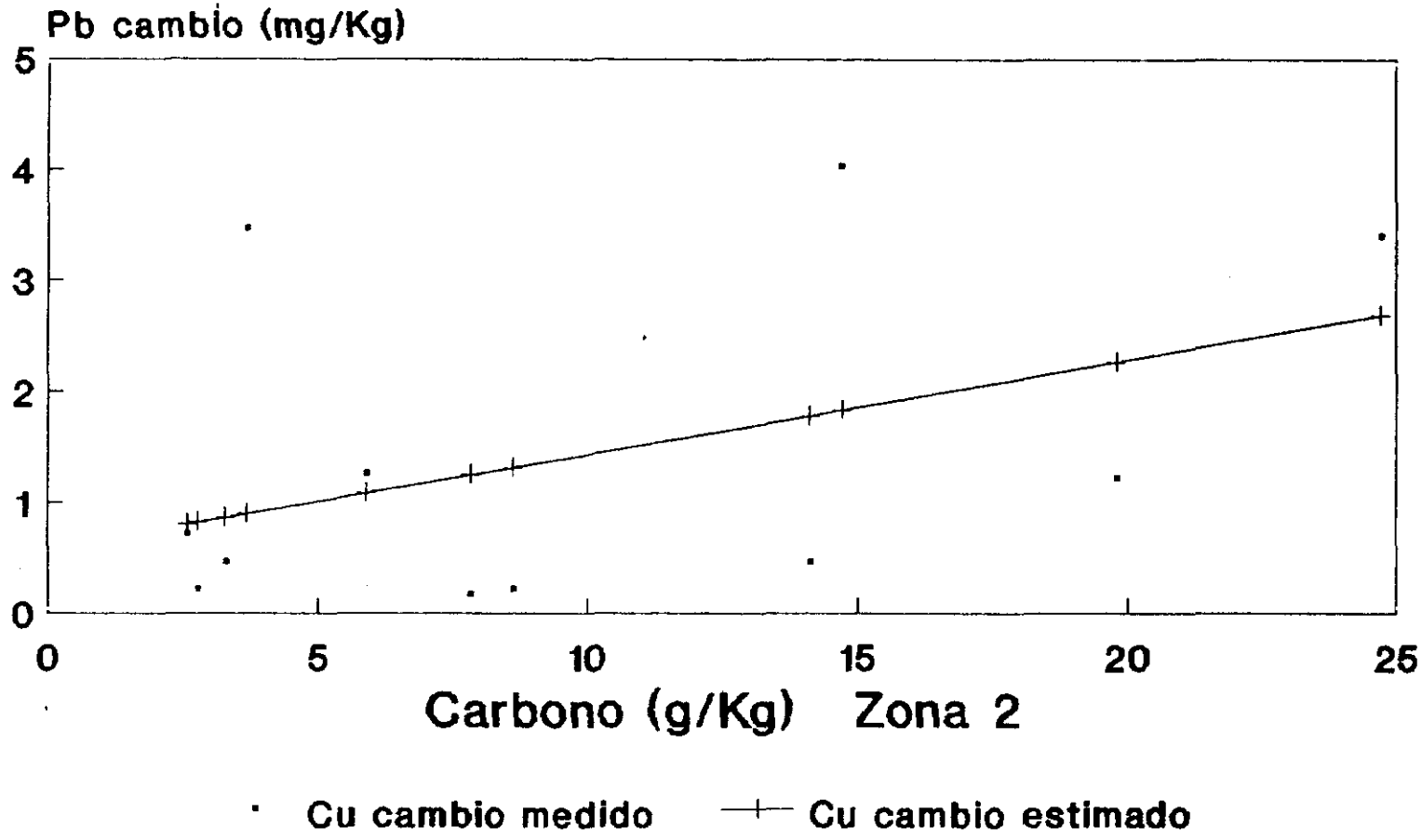
Cd = 0,24 + 0,056C r = 0,53

Recta de Regresión
Zn Cambio - Carbono



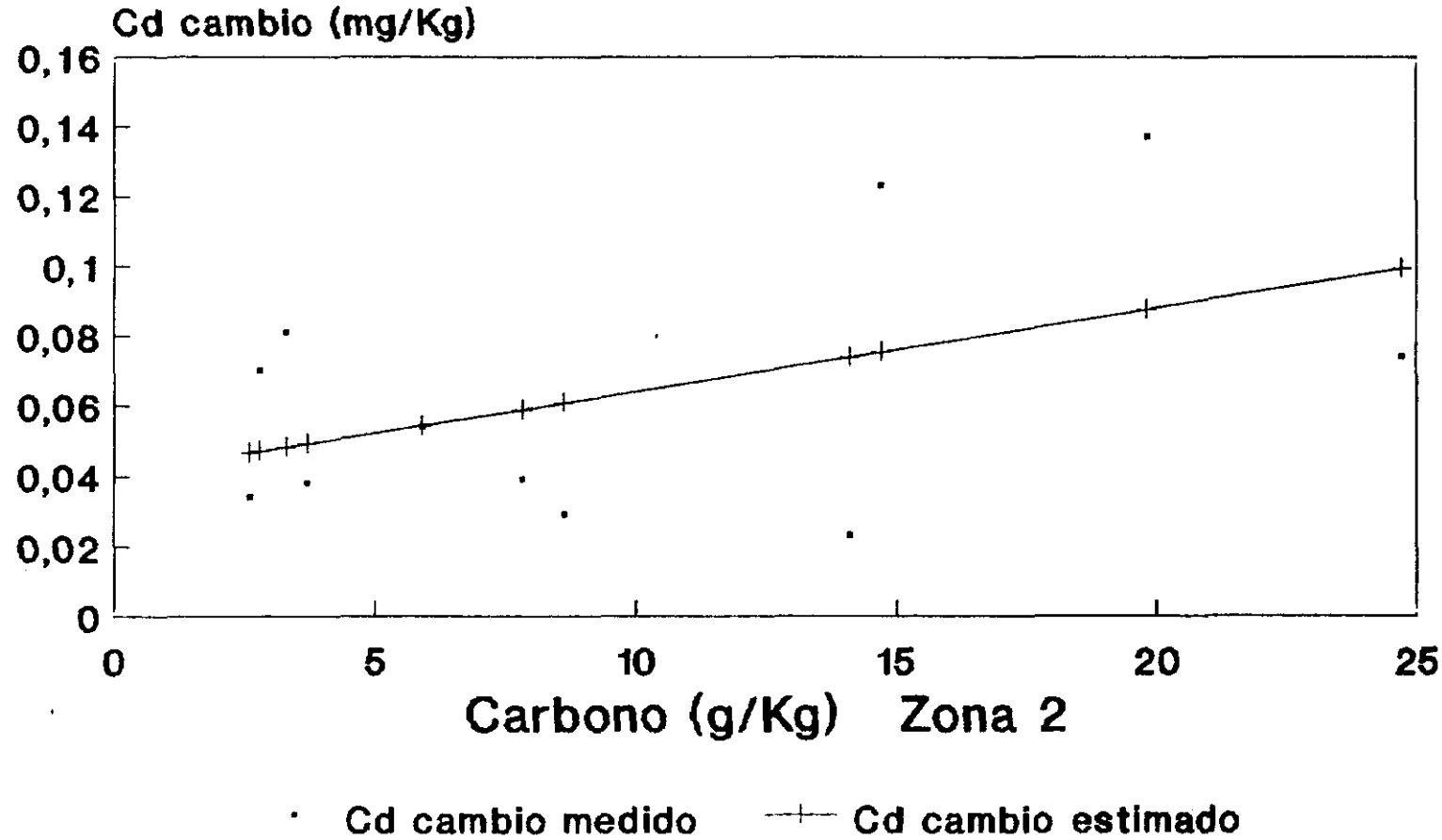
Zn = 1,25 + 0,16Zn r = 0,45

Recta de Regresión
Cu Cambio - Carbono



Cu = 0,59 + 0,085C r = 0,43

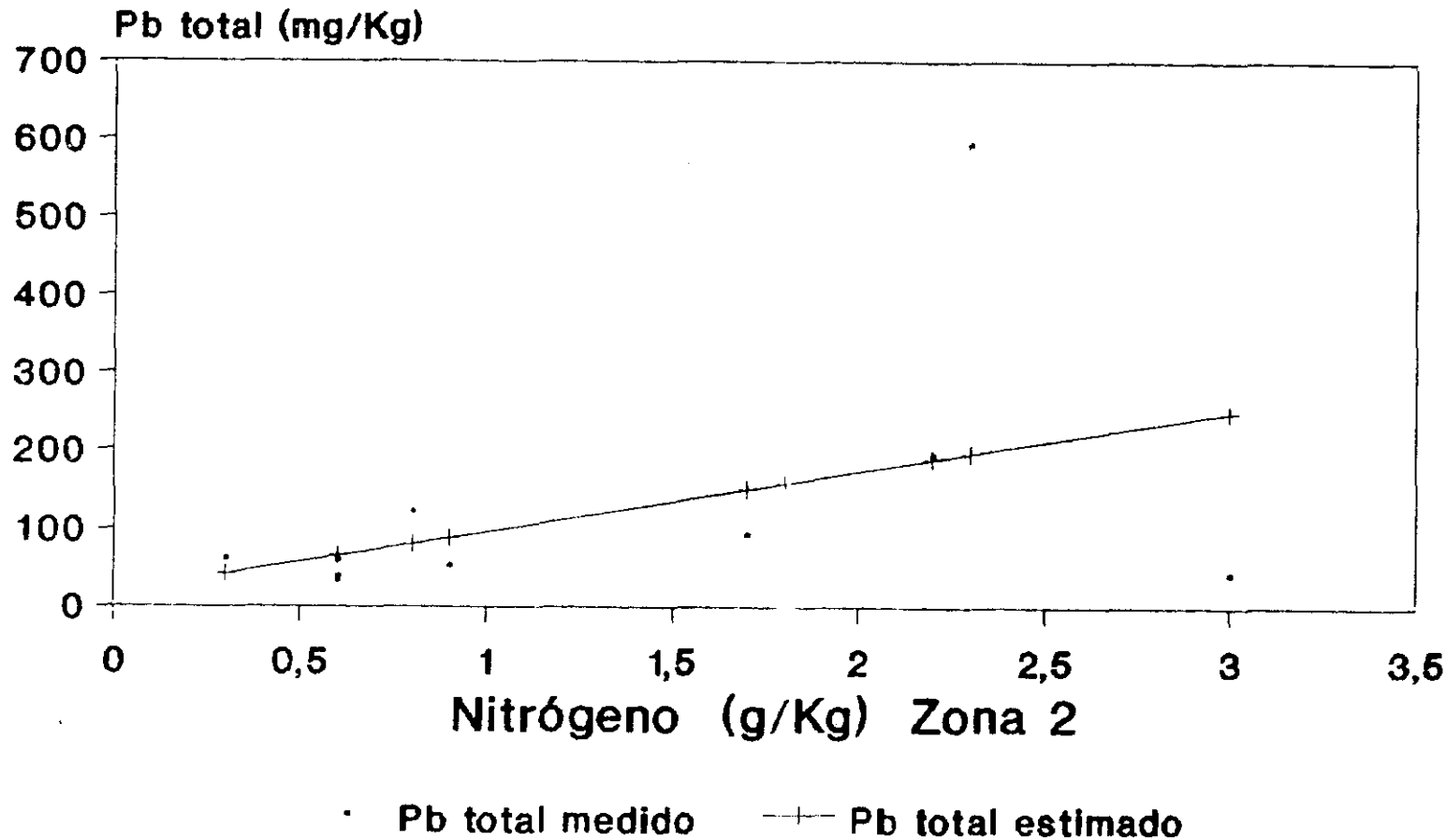
Recta de Regresión
Cd Cambio - Carbono



Cd = 0,04 + 0,0023C r = 0,47

Recta de regresión

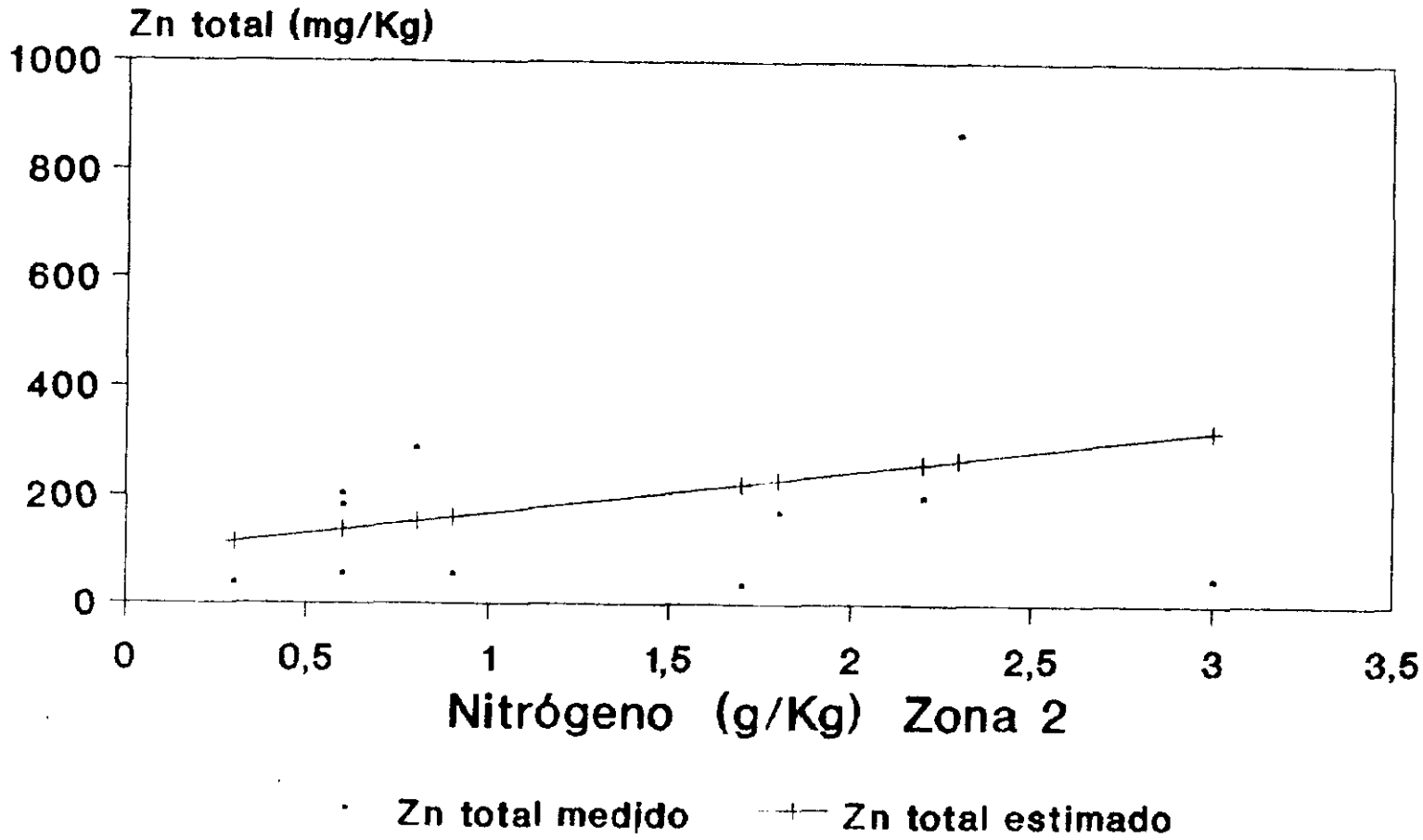
Pb total - Nitrógeno



Pb = 20,21 + 76,5N r = 0,42

Recta de regresión

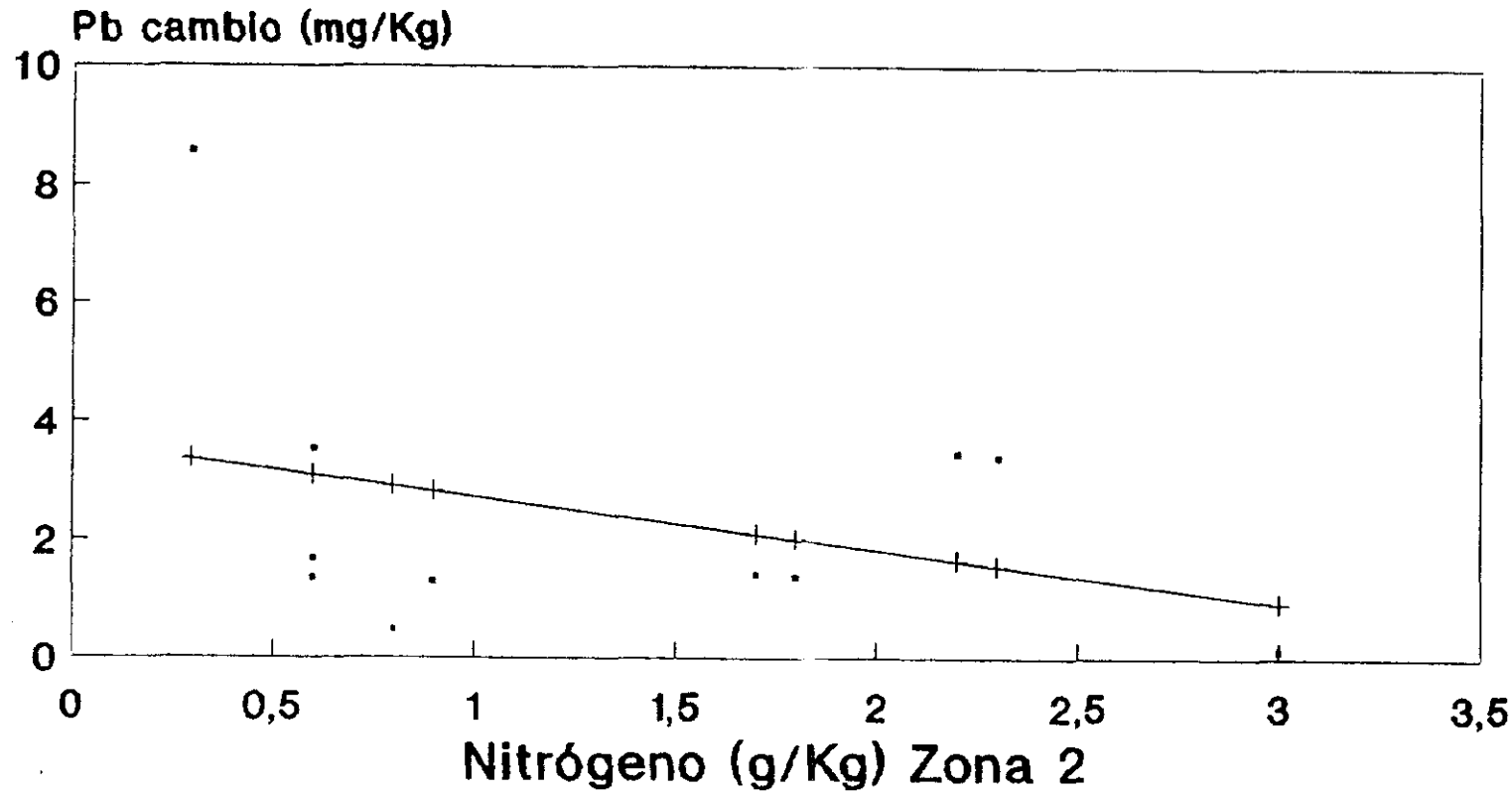
Zn total - Nitrógeno



Zn = 91,34 + 77N r = 0,30

Recta de regresión

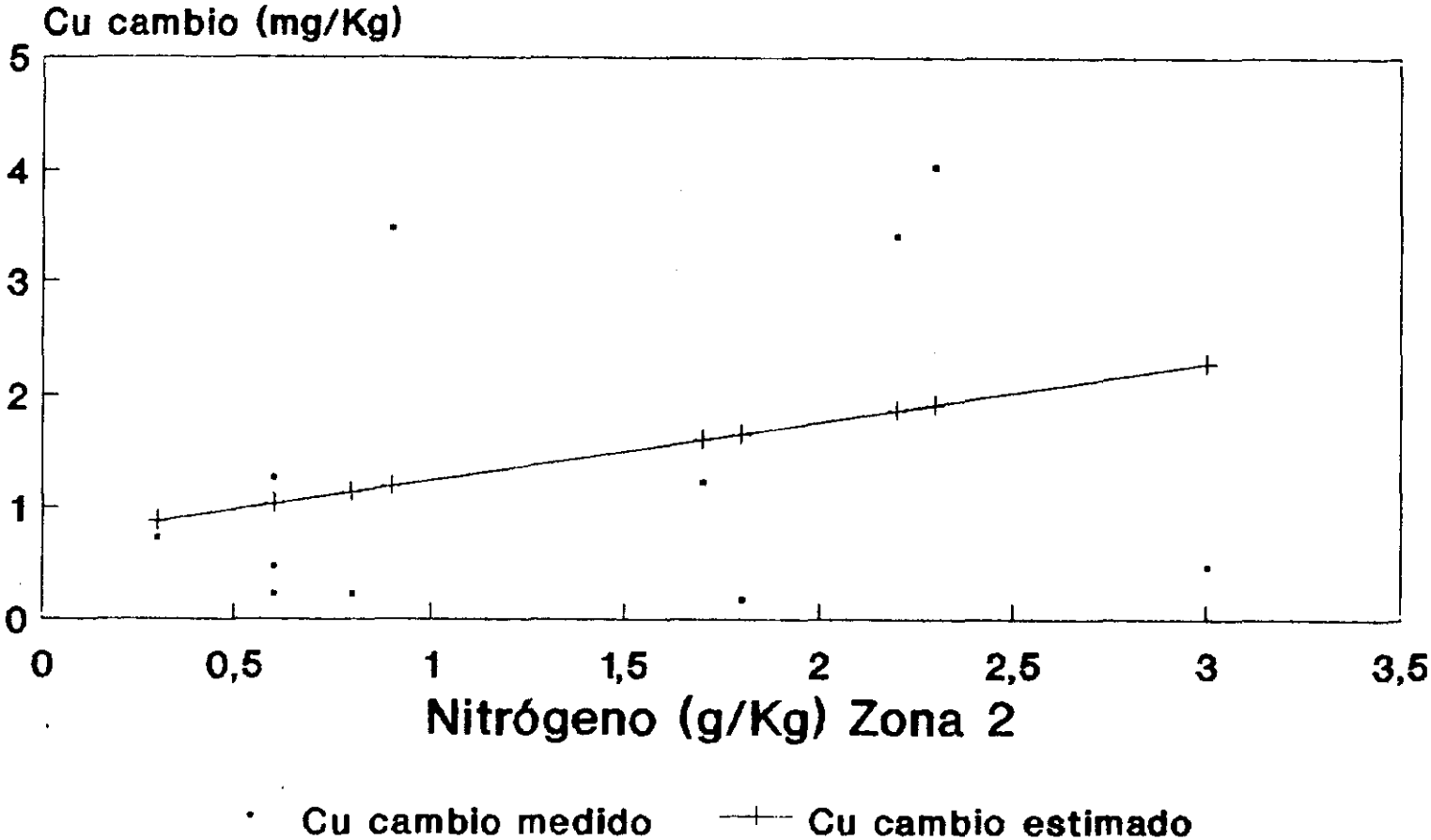
Pb cambio - Nitrógeno



Pb = 3,62 - 0,89 r = 0,34

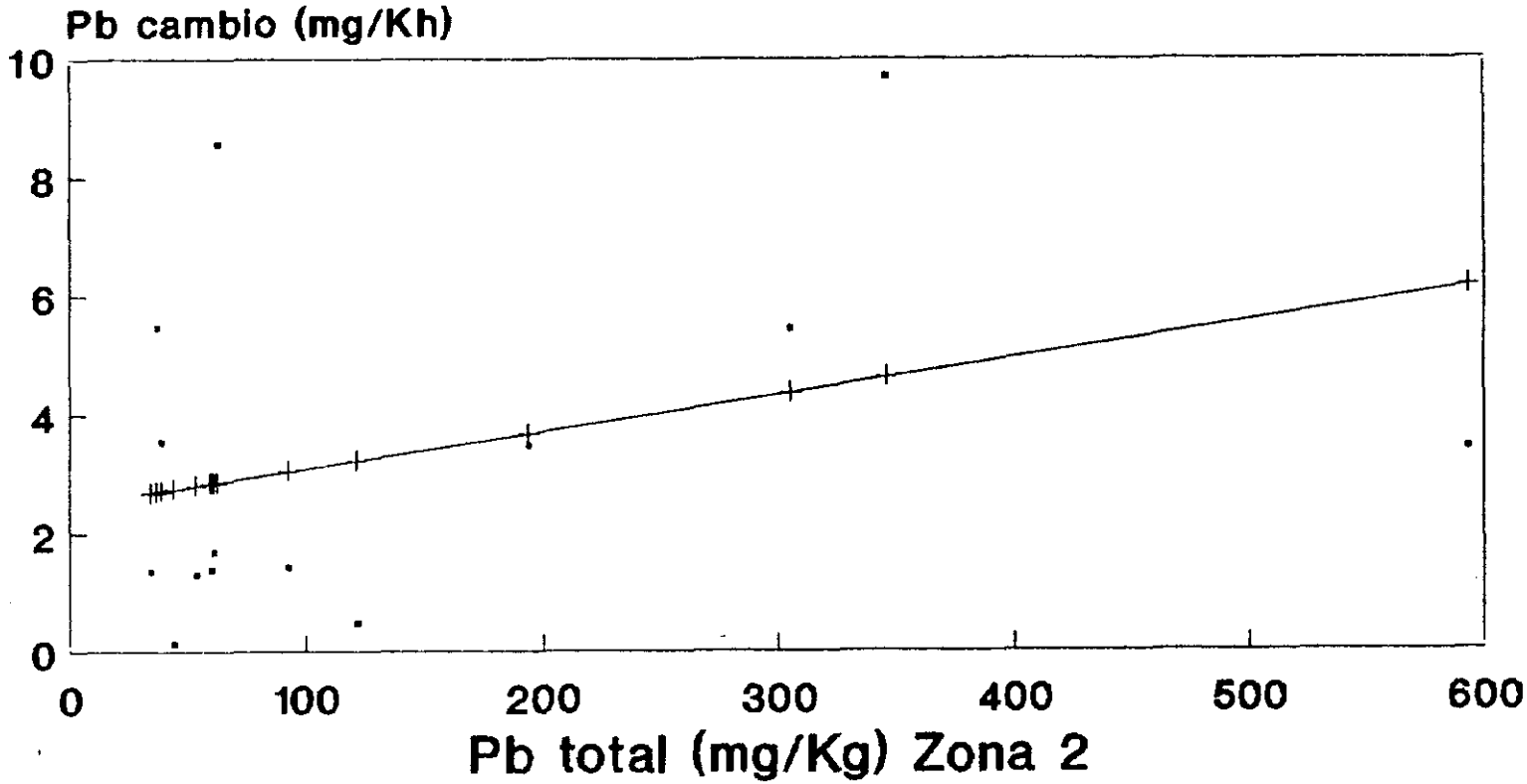
Recta de regresión

Cu cambio - Nitrógeno



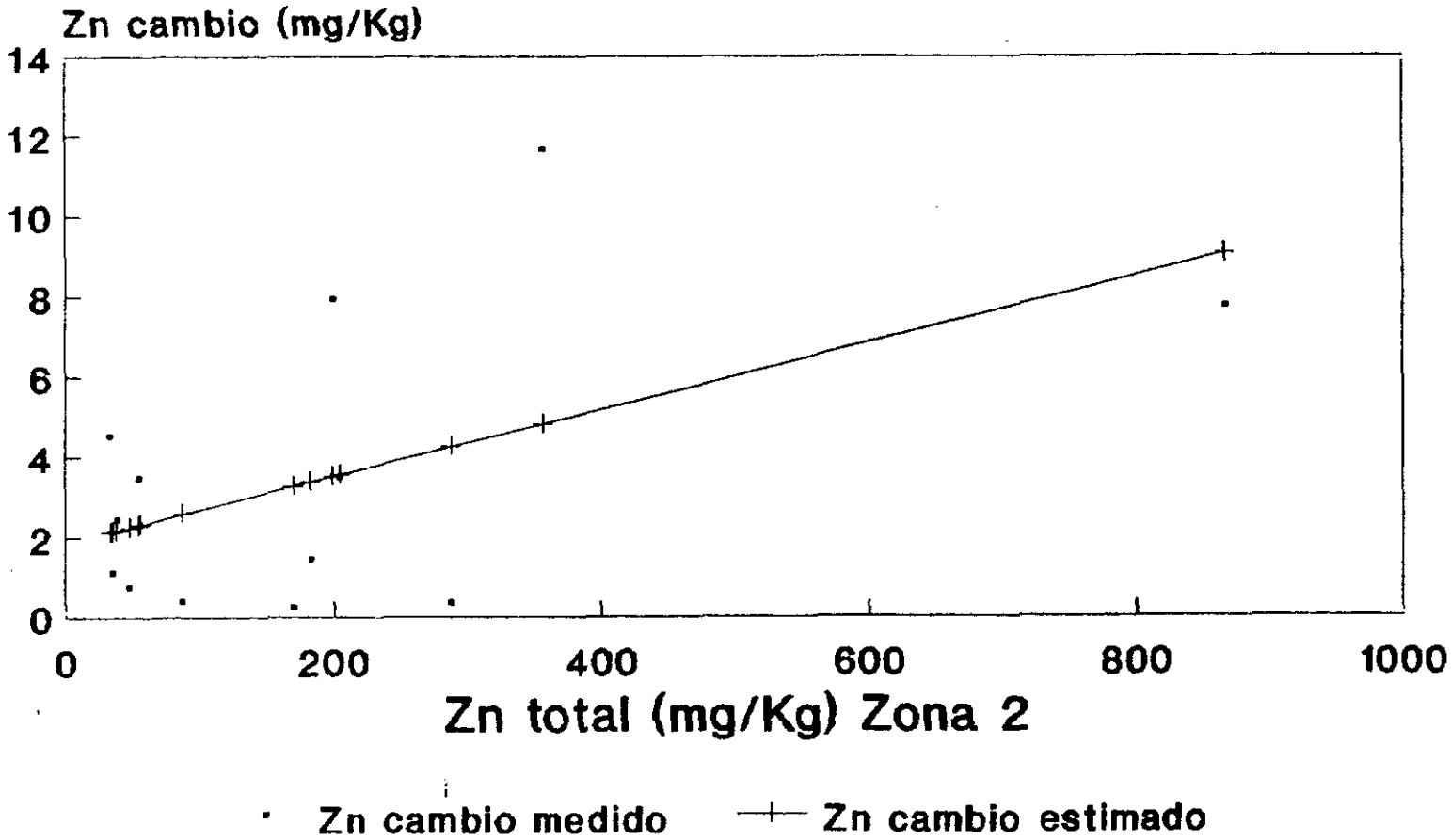
Cu = 0,72 + 0,52N r = 0,32

Recta de regresión
Pb cambio - Pb total



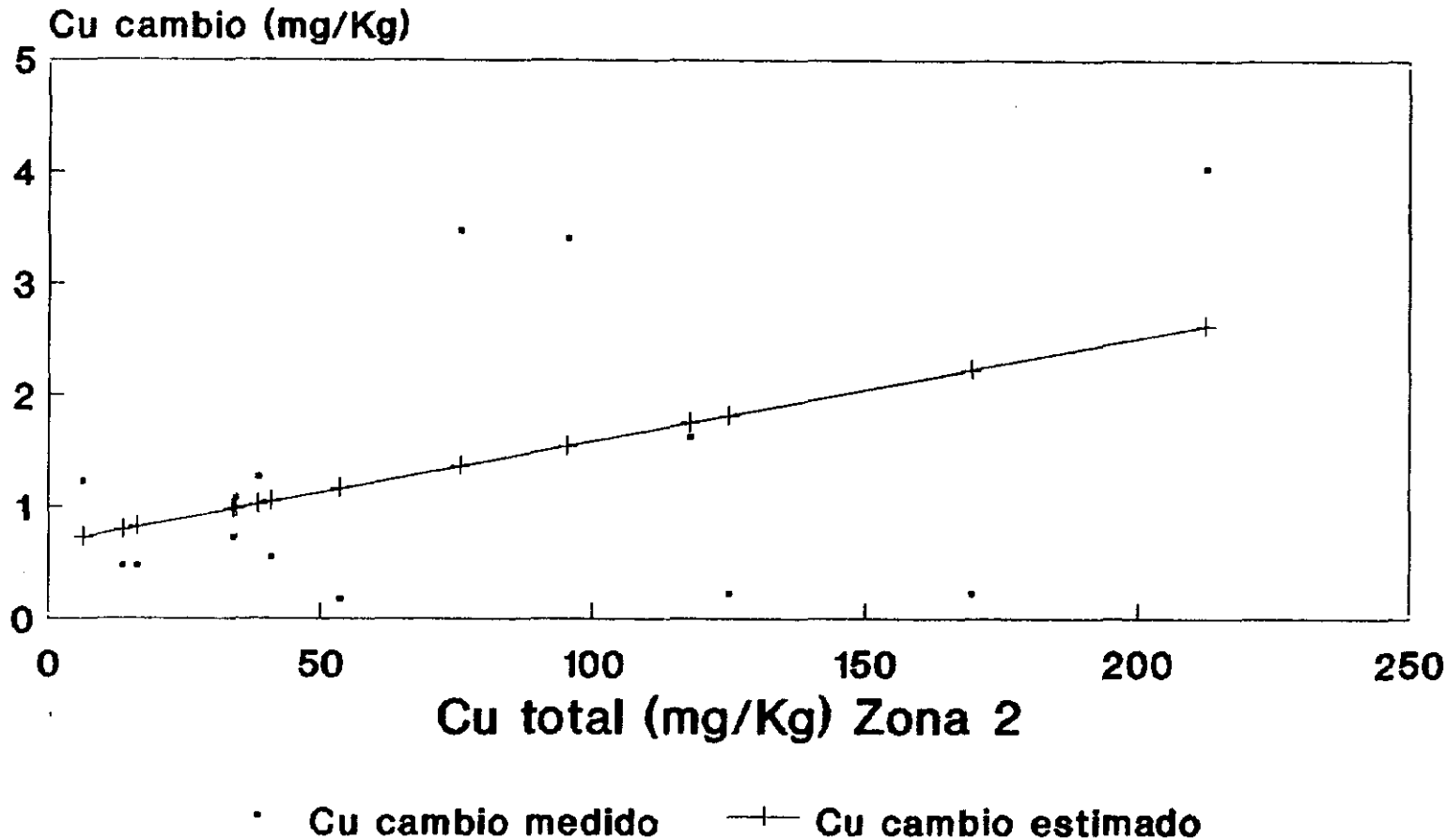
Pb cambio = 2,46 + 0,006Pb t. r = 0,34

Recta de regresión
Zn cambio - Zn total



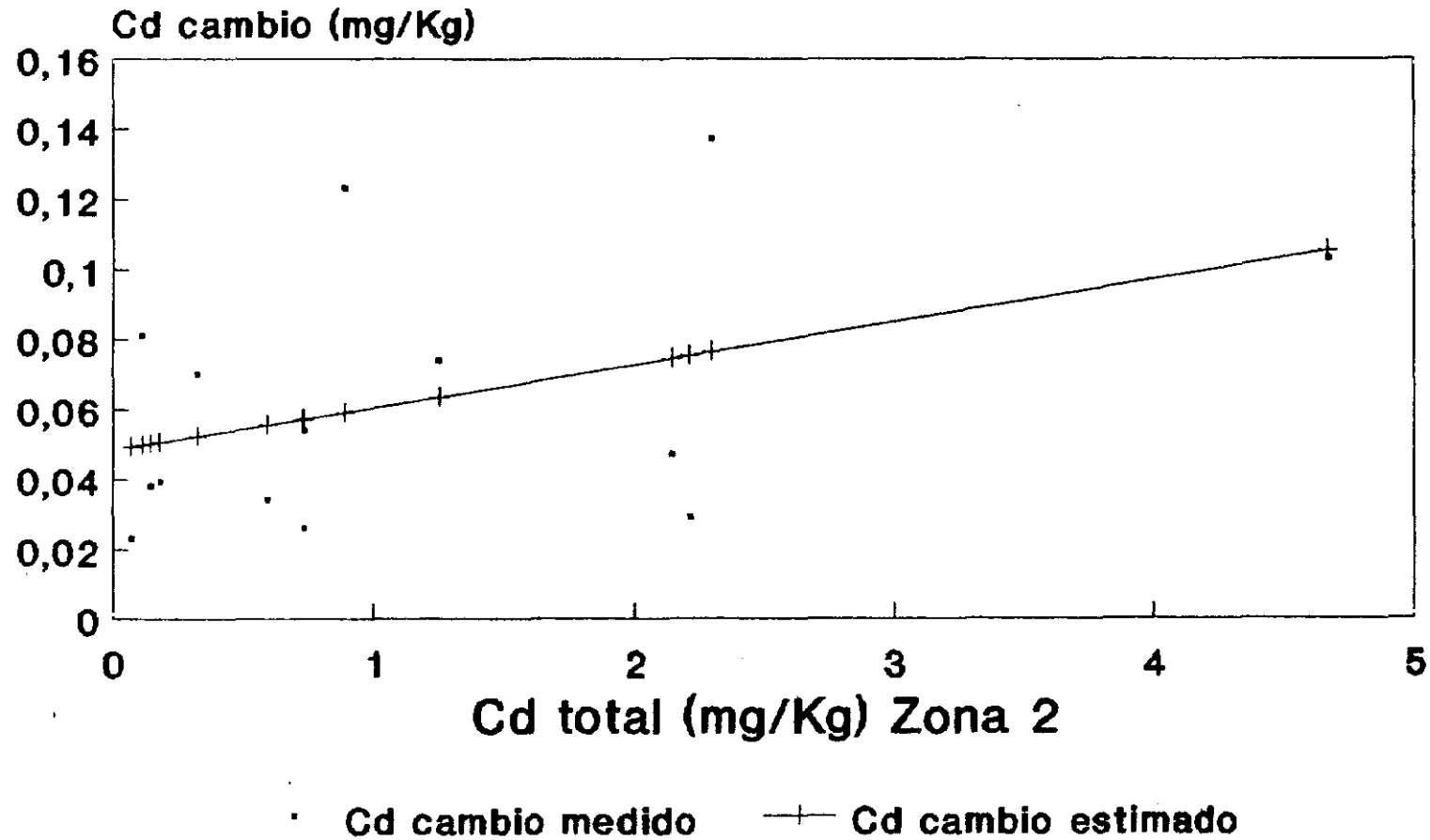
Zn cambio = 1,85 + 0,0083Zn t. r = 0,53

Recta de regresión
Cu cambio - Cu total



Cu cambio = 0,67 + 0,0091Cu t. r = 0,43

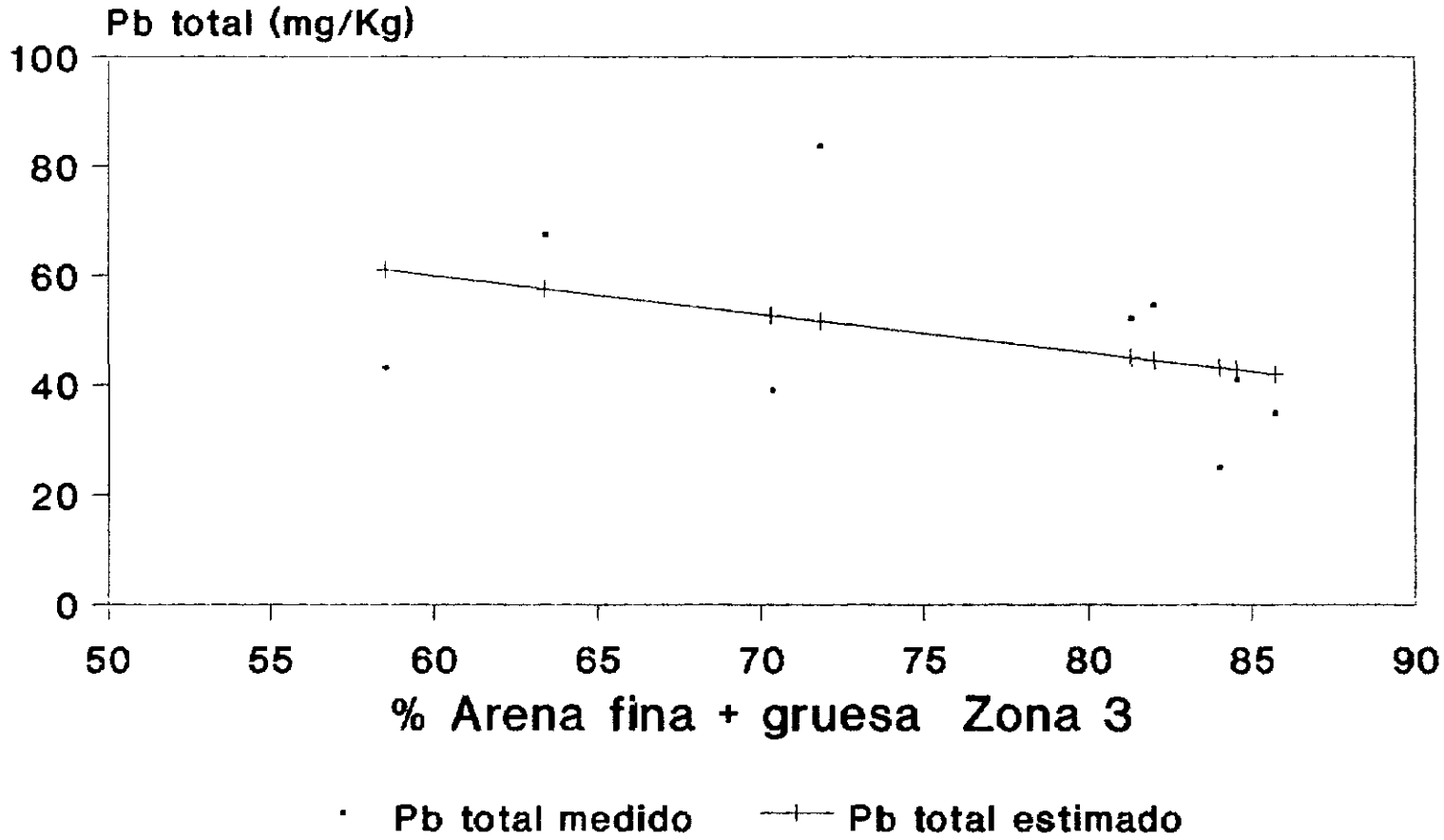
Recta de regresión
Cd cambio - Cd total



Cd cambio = 0,048 + 0,012Cd t. r = 0,42

Recta de regresión

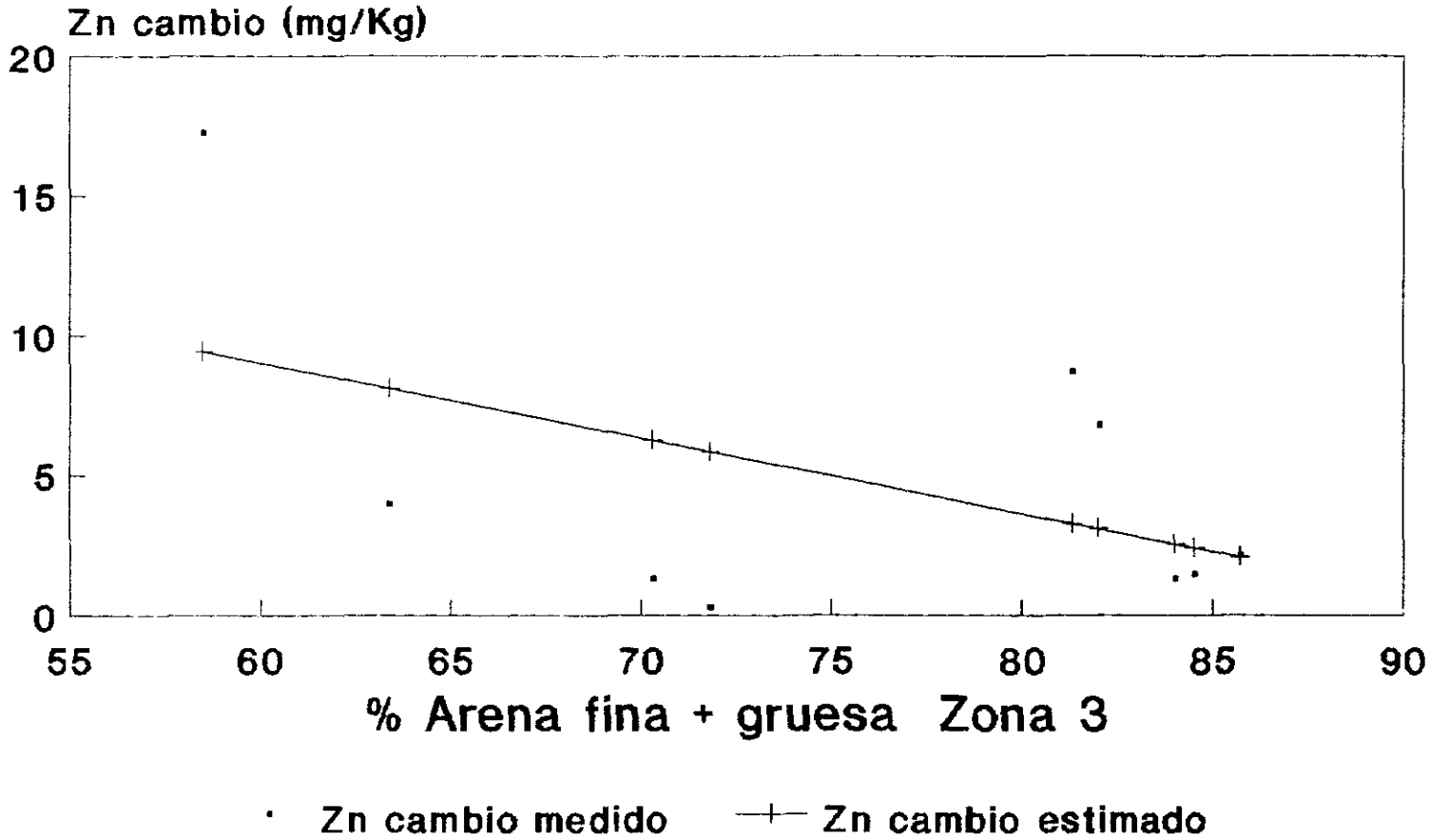
Pb total - Arena fina + gruesa



Pb = 101,86 - 0,70Are. r = - 0,39

Recta de regresión

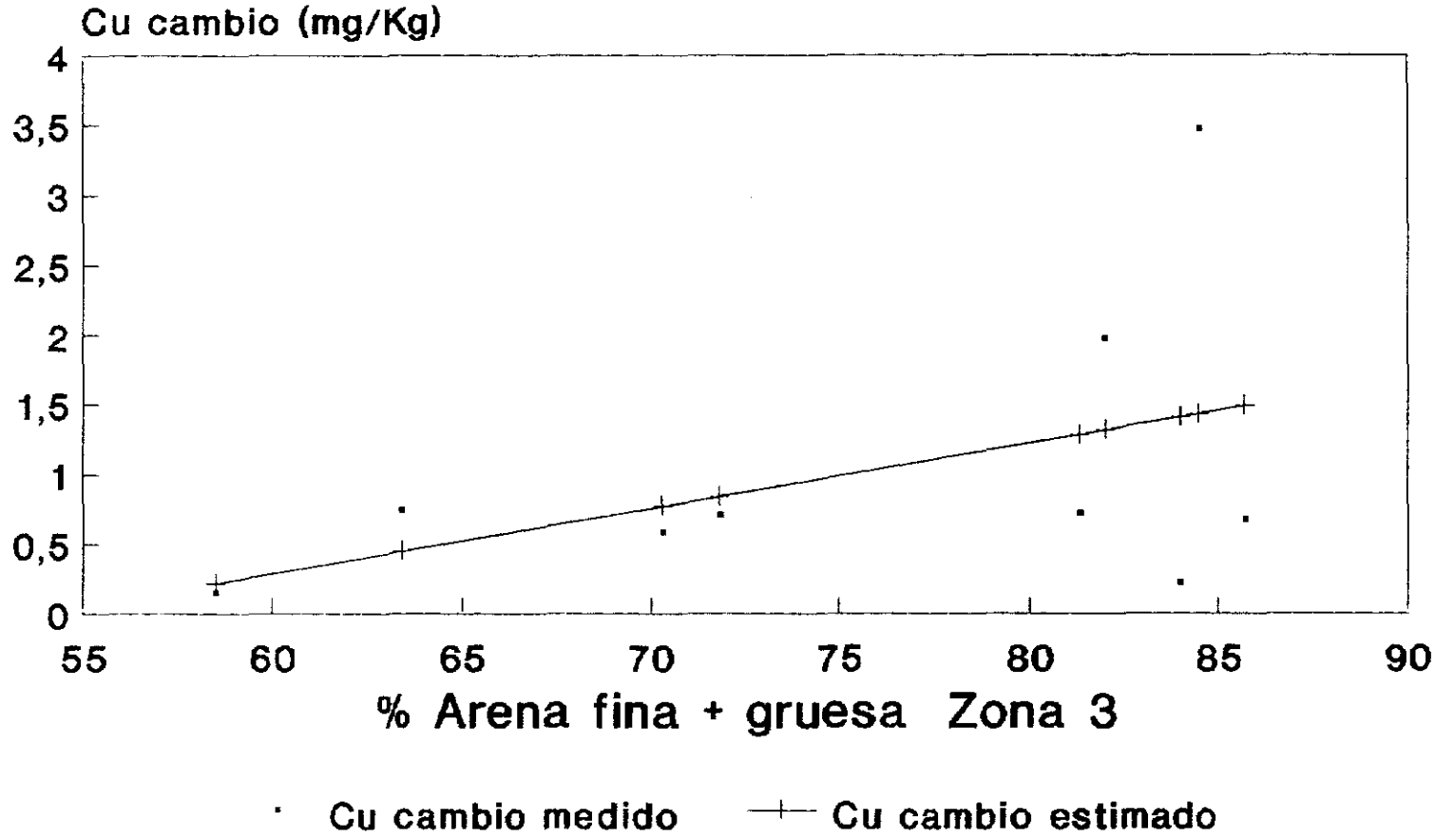
Zn cambio - Arena fina + gruesa



Zn = 25,24 - 0,27Are. r = - 0,5

Recta de regresión

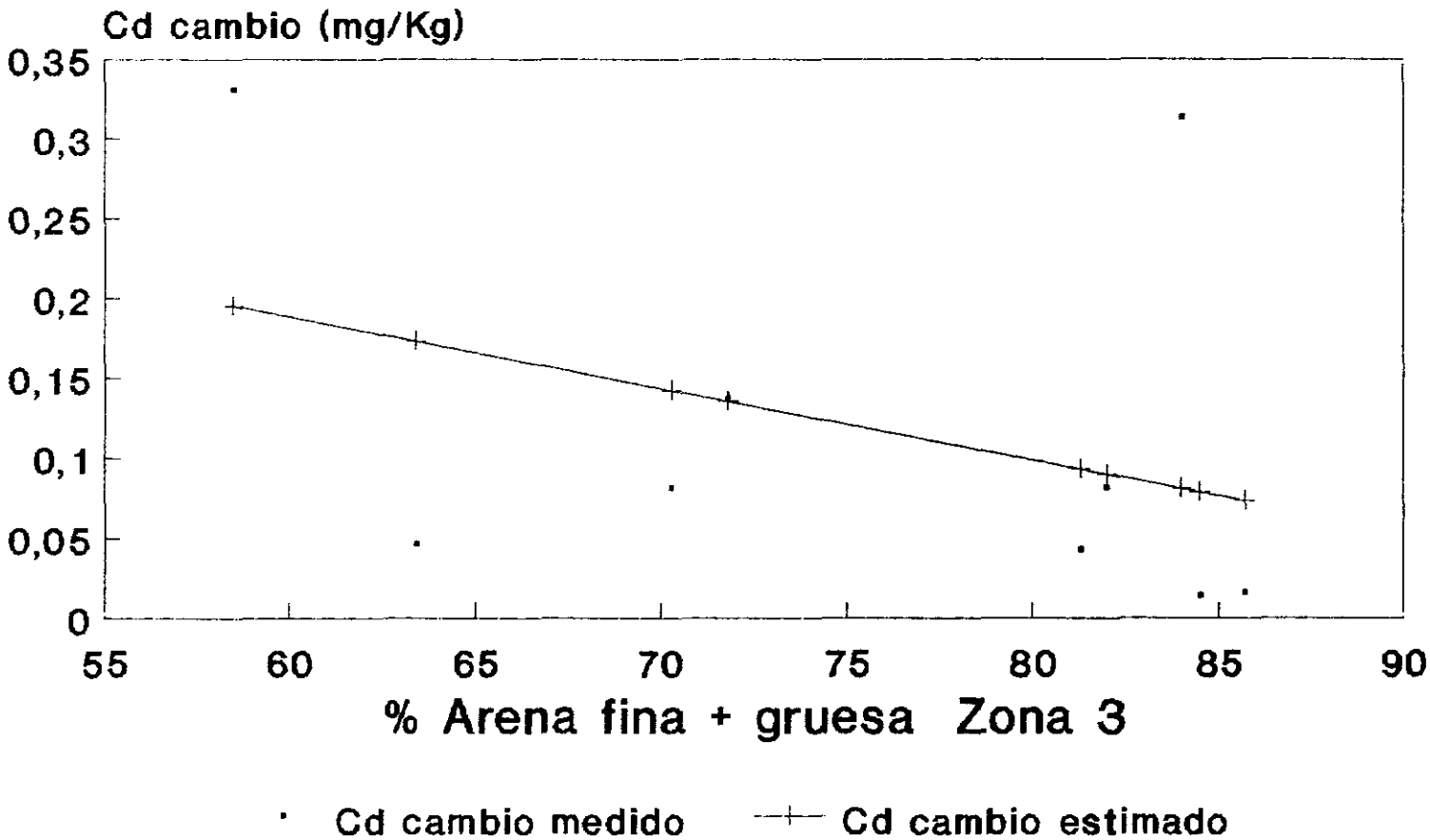
Cu cambio - Arena fina + gruesa



Cu = - 2,51 + 0,047Are. r = 0,44

Recta de regresión

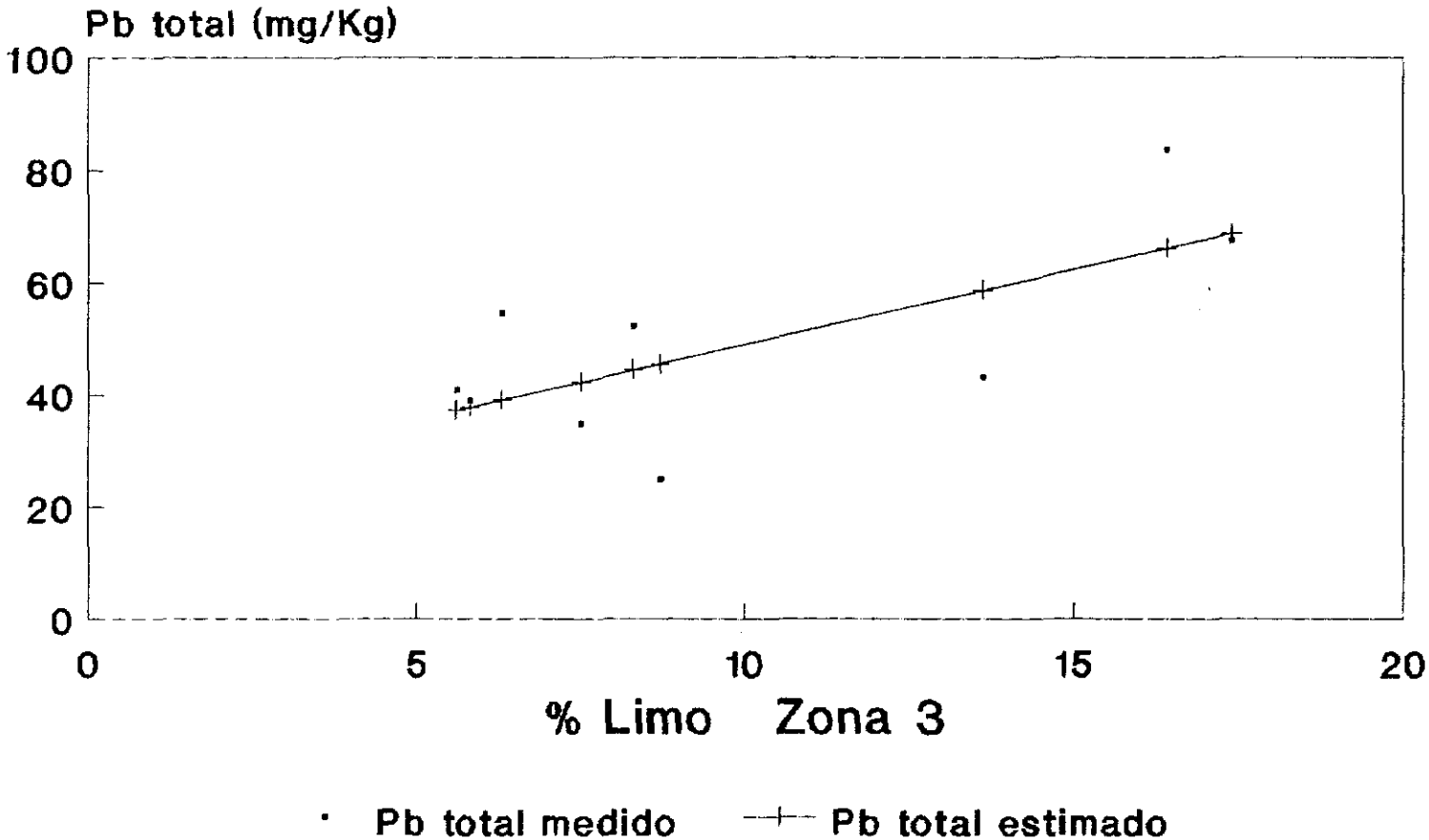
Cd cambio - Arena fina + gruesa



Cd = 0,46 - 0,0045Are. r = - 0,37

Recta de regresión

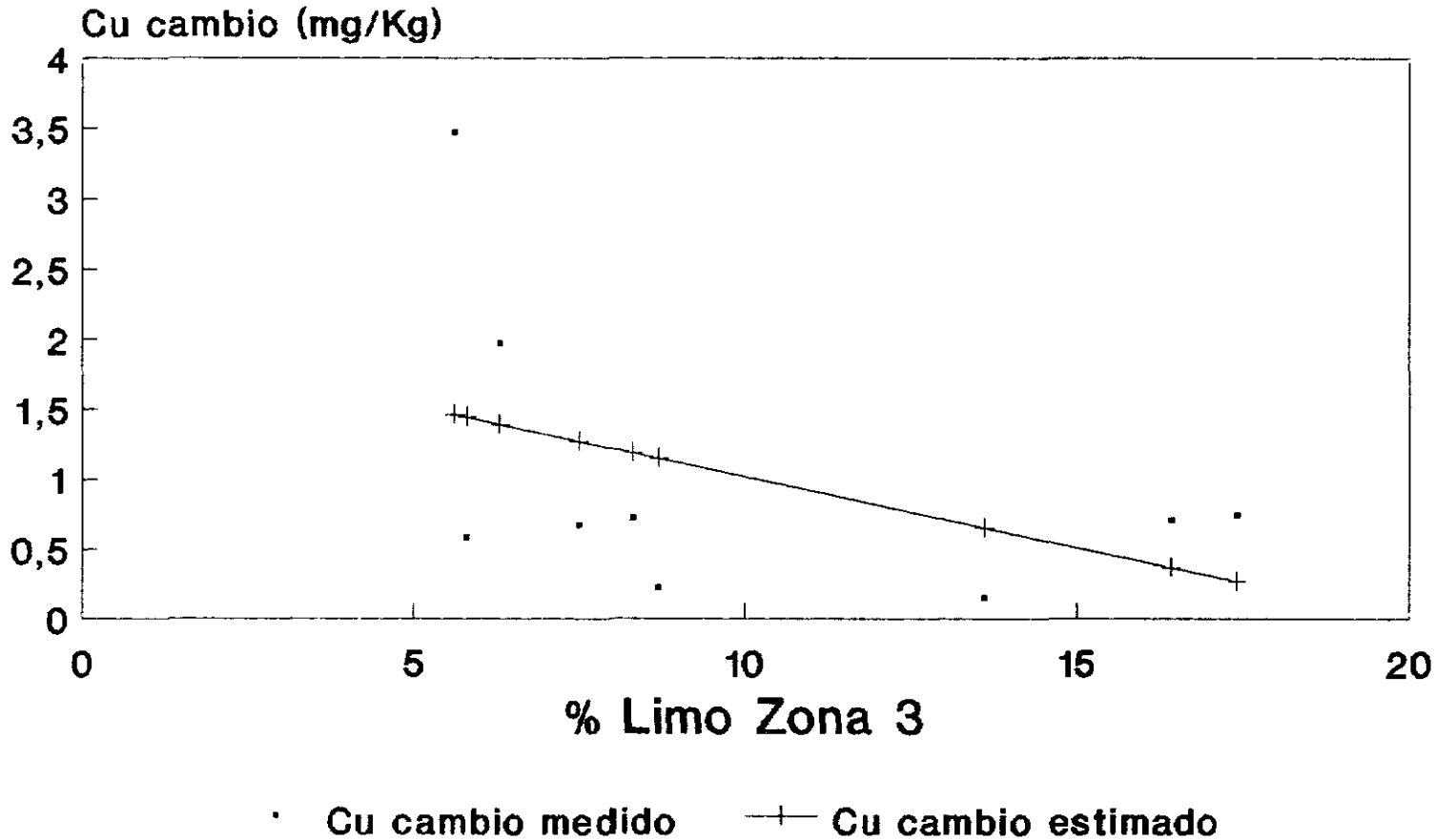
Pb total - Limo



Pb = 22,31 + 2,67Limo r = 0,69

Recta de regresión

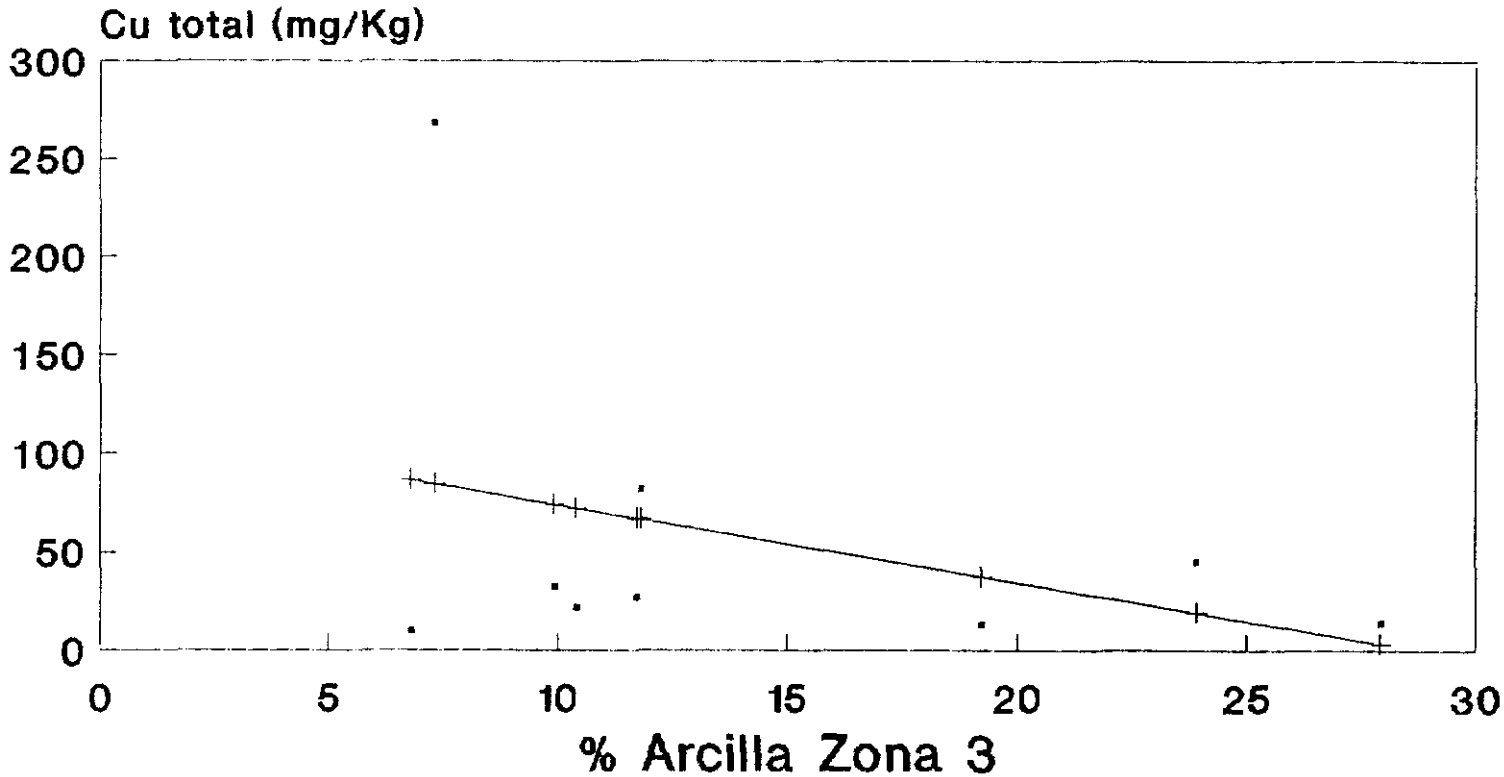
Cu cambio - Limo



Cu = 2,034 - 0,10Limo r = - 0,44

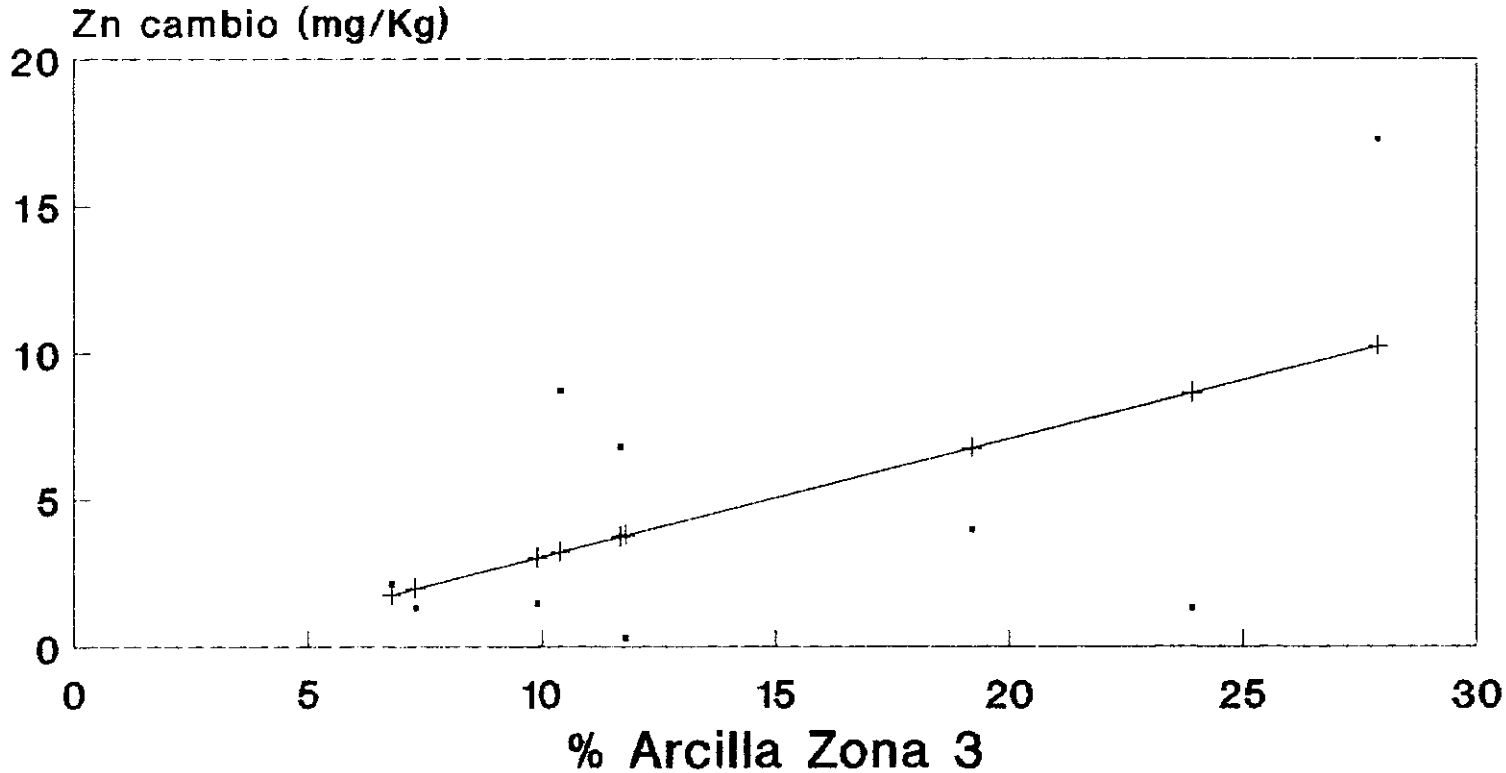
Recta de regresión

Cu total - Arcilla



Cu = 112,8 - 3,92Arc. r = - 0,36

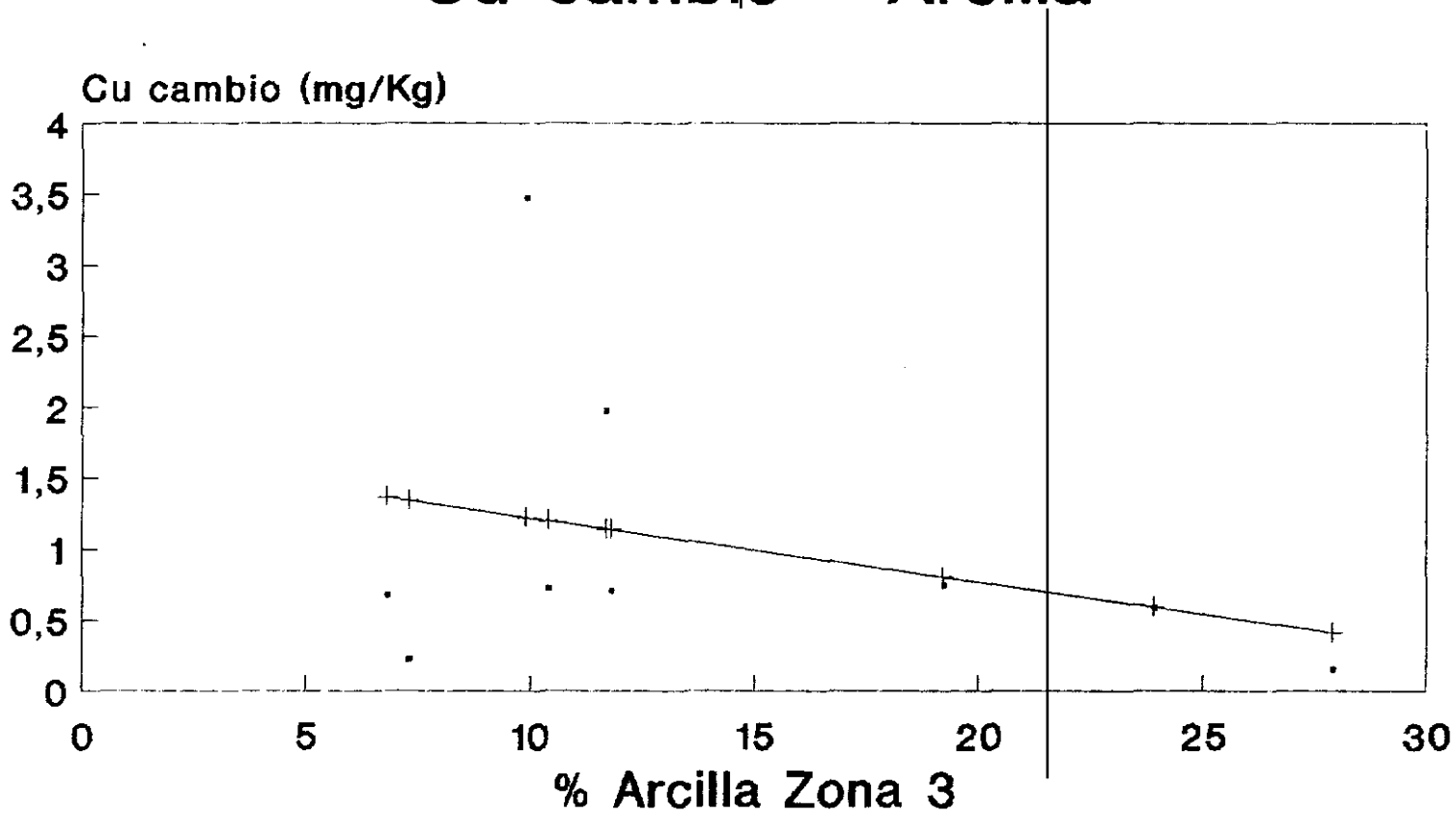
Recta de regresión
Zn cambio - Arcilla



Zn = - 0,96 + 0,40Arc. r = 0,55

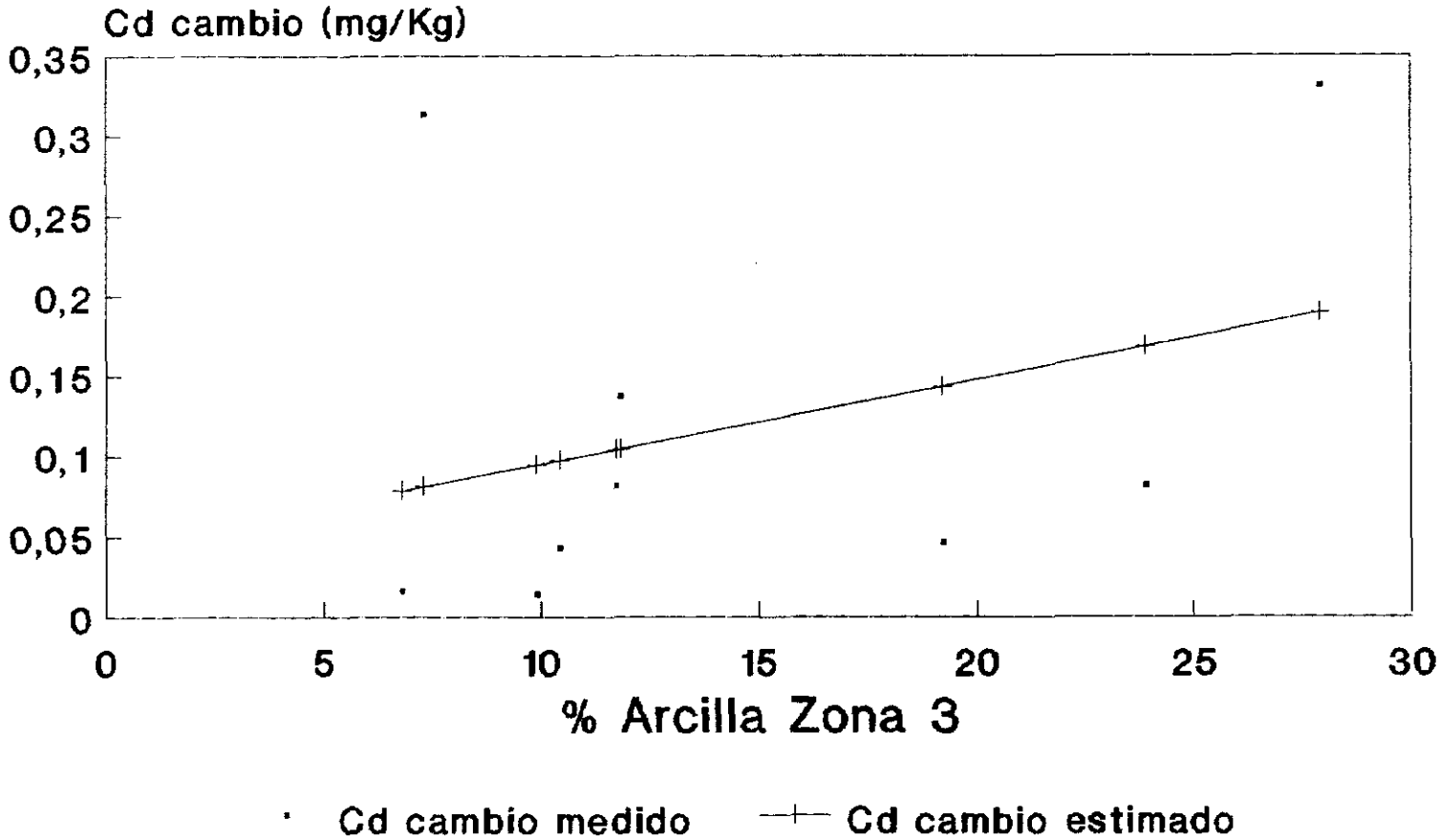
Recta de regresión

Cu cambio - Arcilla



Cu = 1,67 - 0,045Arc. r = - 0,32

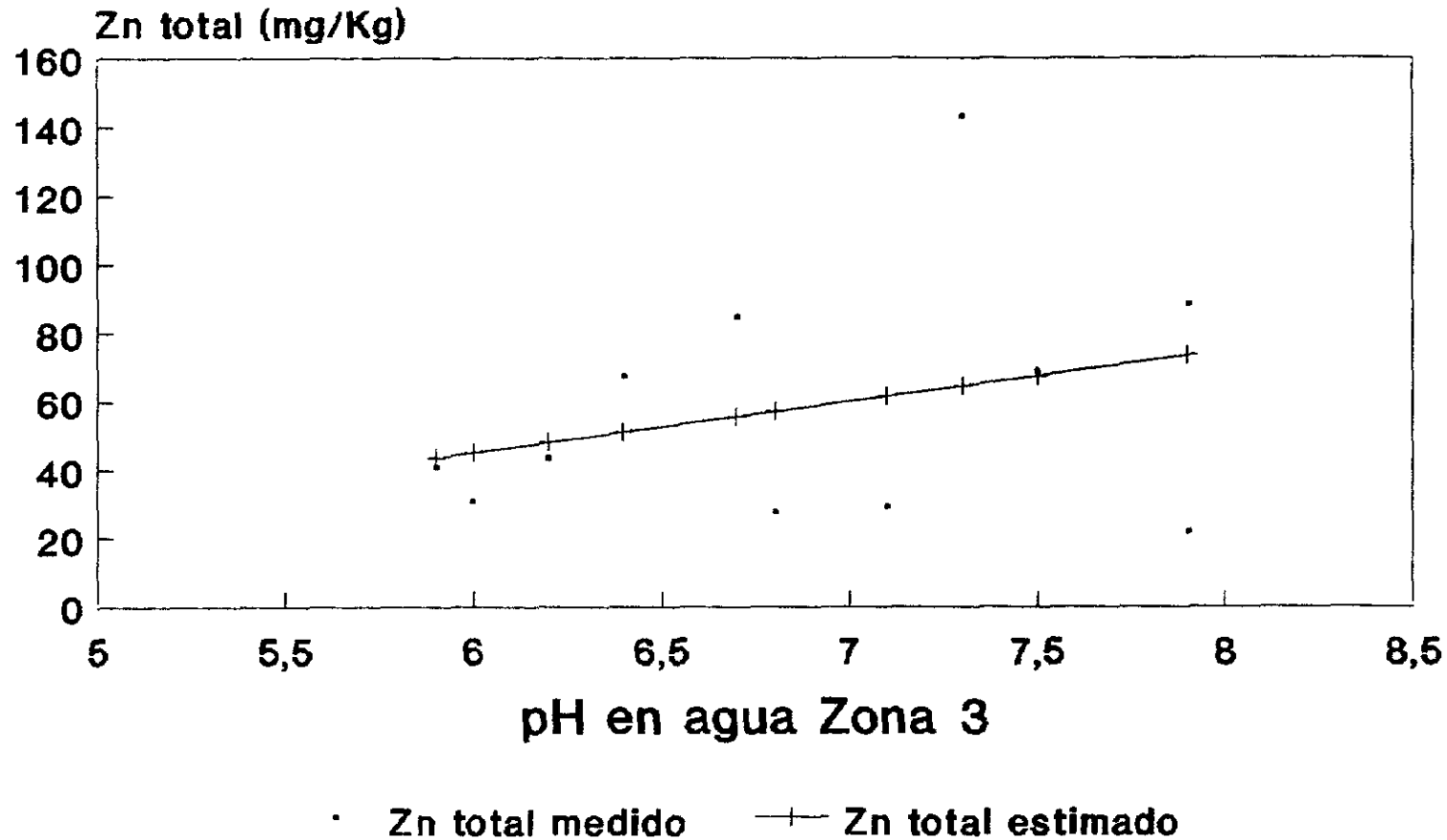
Recta de regresión
Cd cambio - Arcilla



Cd = 0,043 + 0,005Arc. r = 0,32

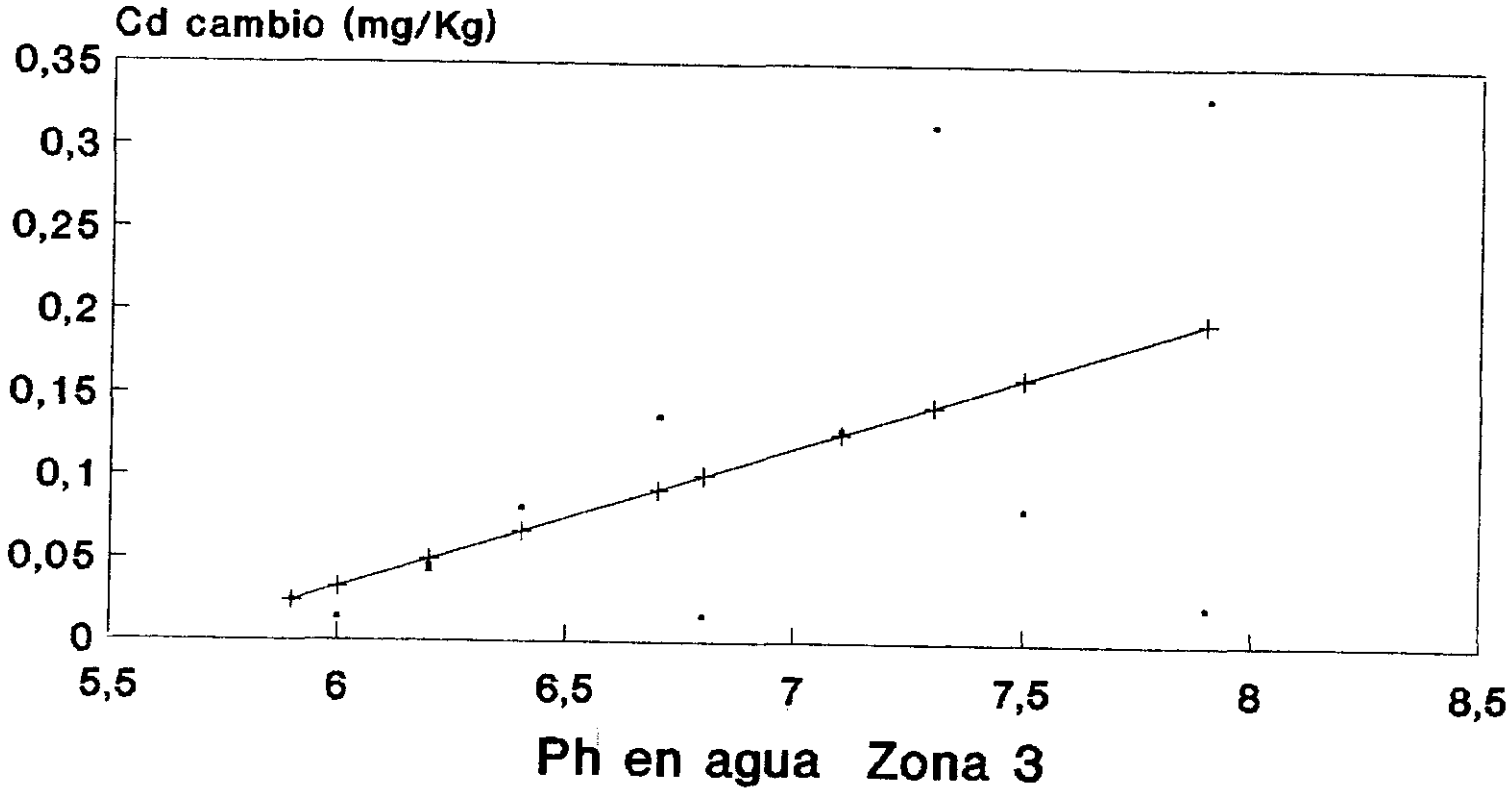
Recta de regresión

Zn total - pH en agua



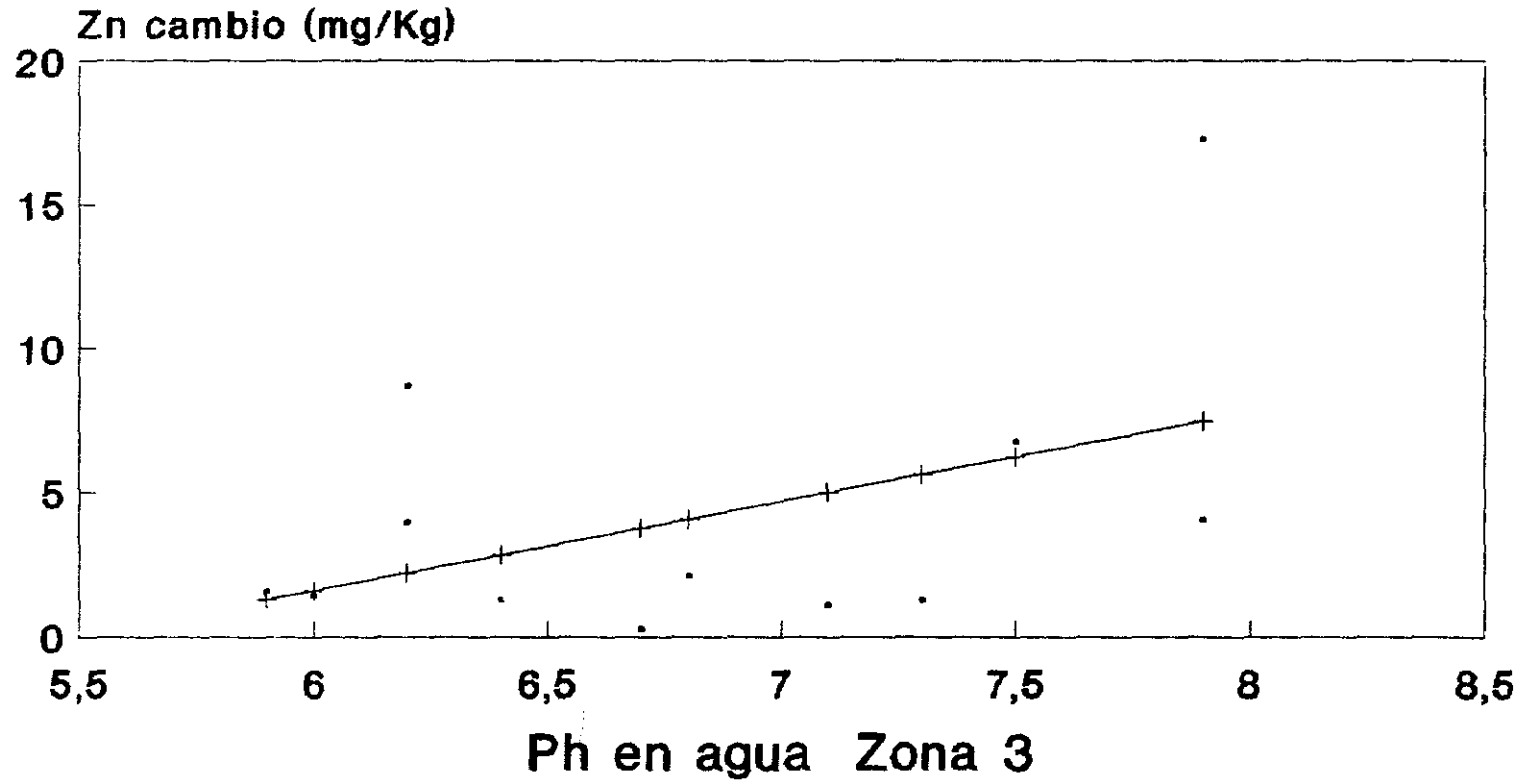
Zn = -44,59 +14,96pH r = 0,30

Recta de regresión
Cd cambio - pH en agua



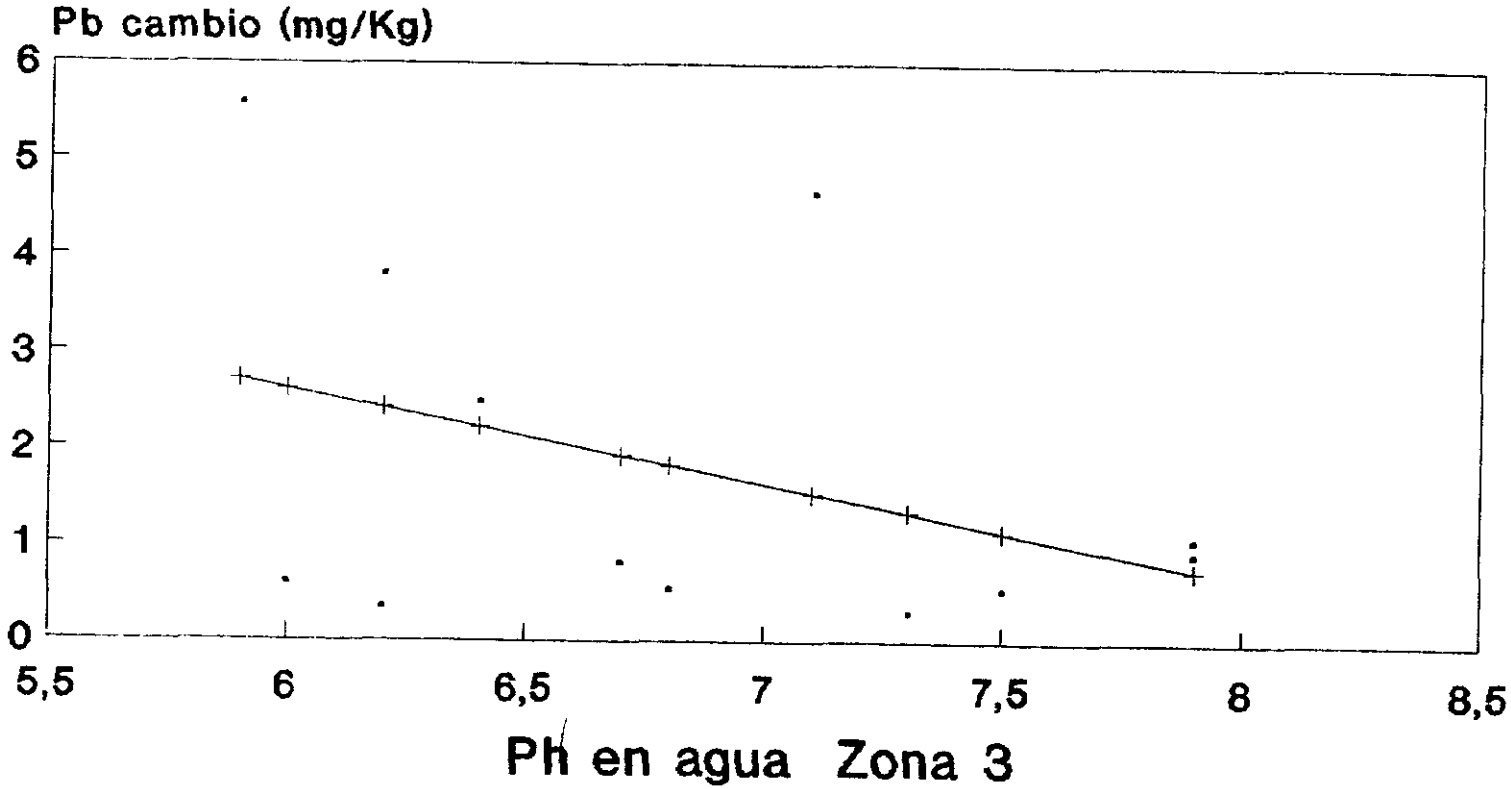
Cd = - 0,48 + 0,085pH r = 0,55

Recta de regresión
Zn cambio - pH en agua



Zn = -16,83 +3,07pH r = 0,45

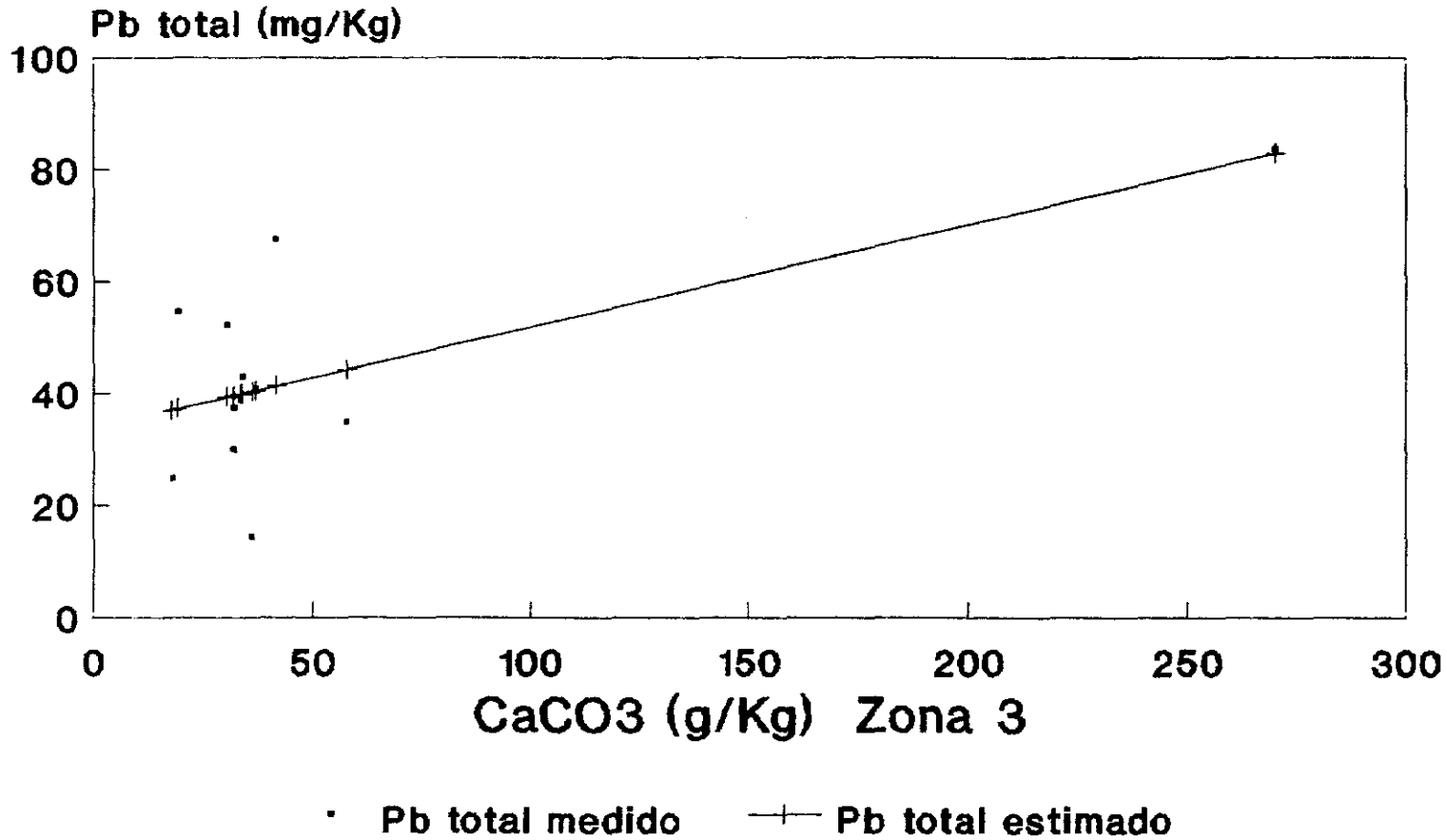
Recta de regresión
Pb cambio - pH en agua



Pb = 8,52 - 0,98pH r = - 0,37

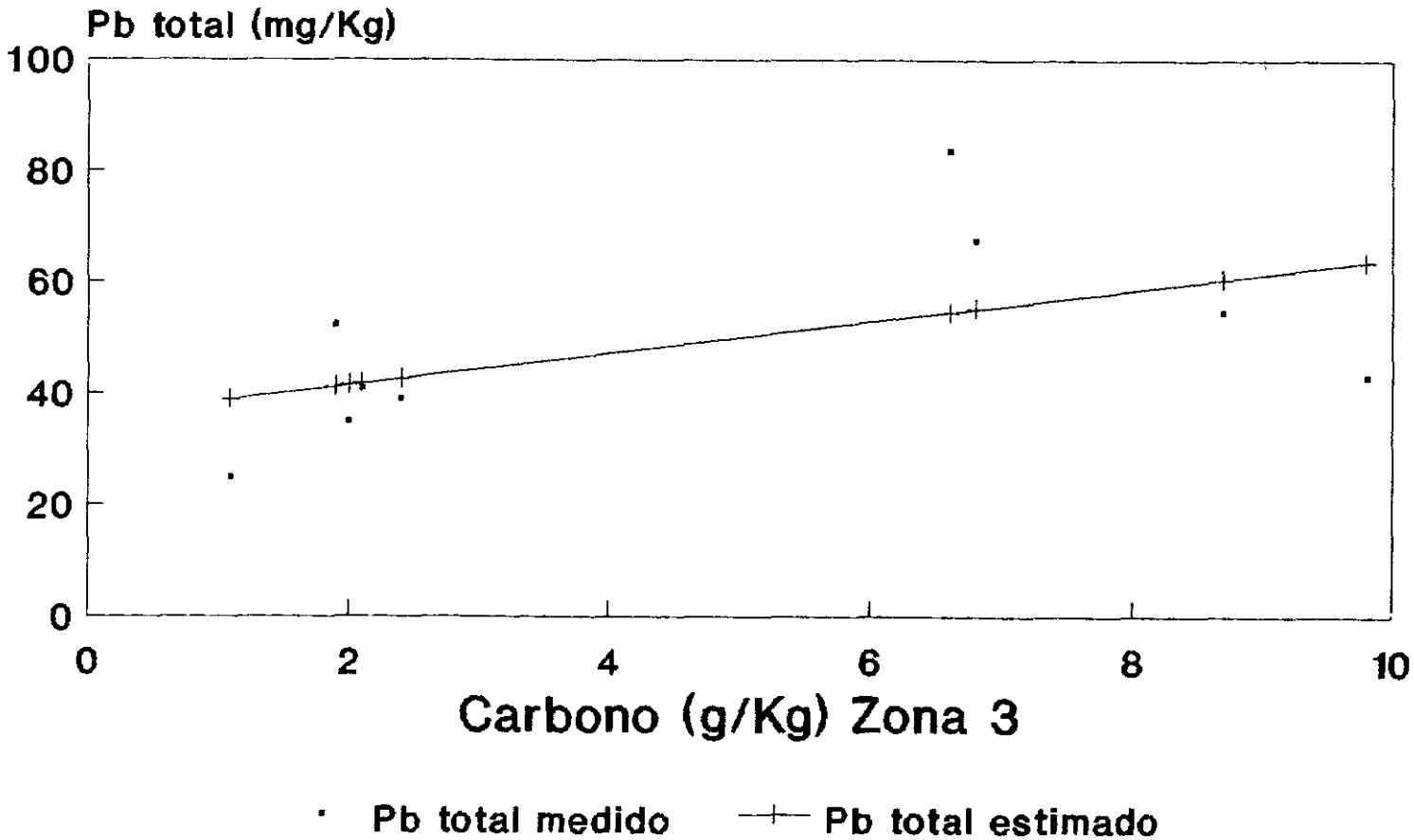
Recta de regresión

Pb total - CaCO3



Pb = 33,76 + 0,18CaCO3 r = 0,67

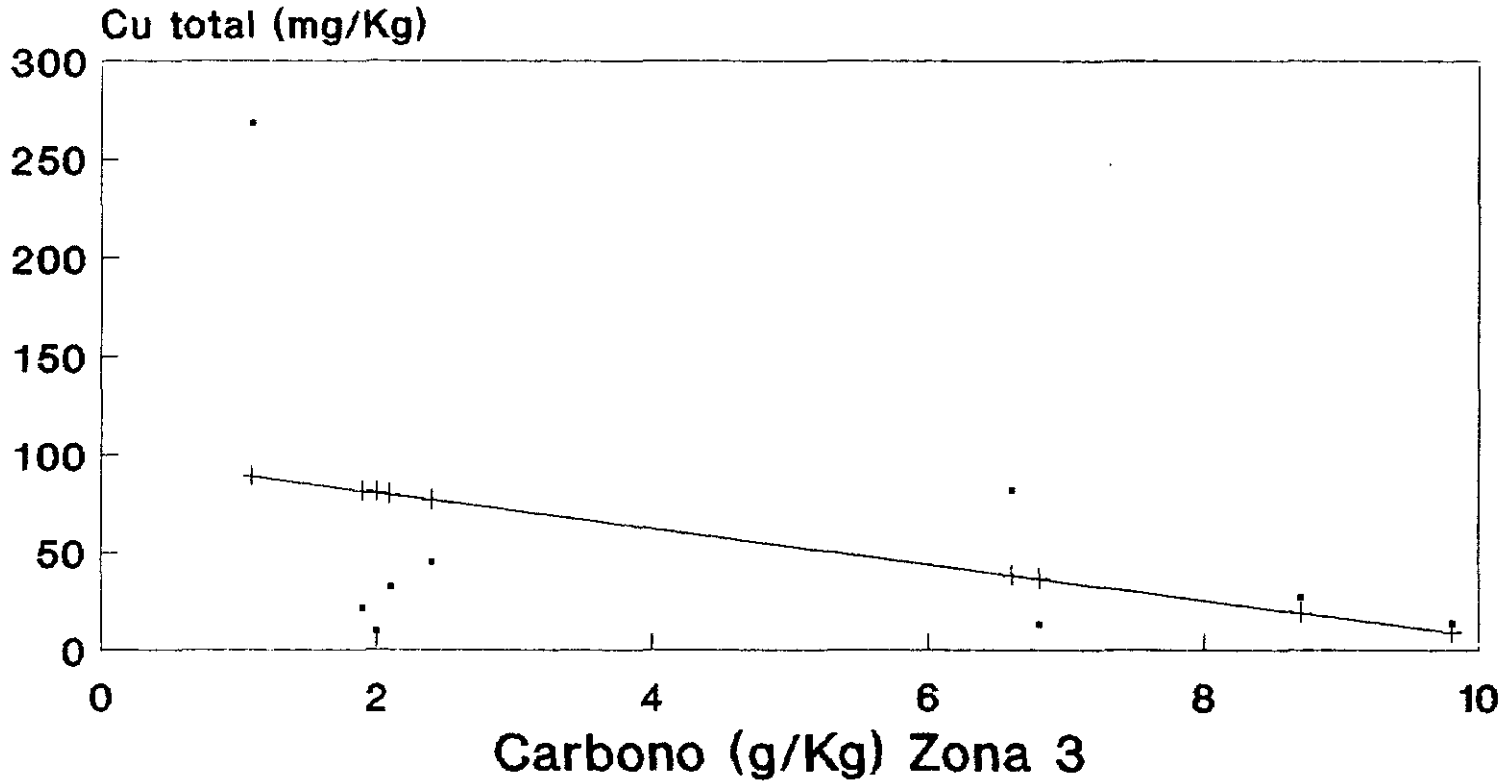
Recta de regresión
Pb total - Carbono



Pb = 35,82 + 2,84C r = 0,53

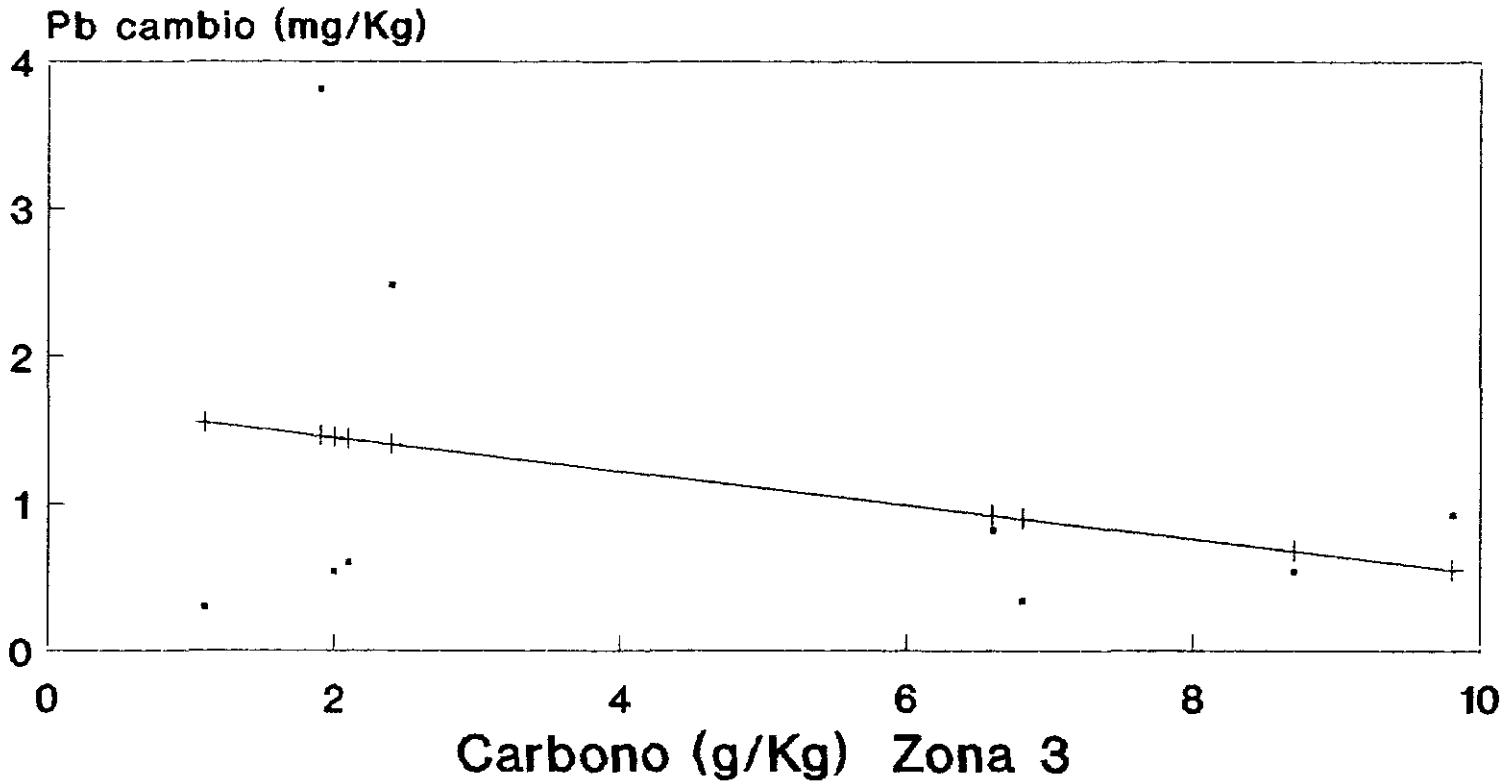
Recta de regresión

Cu total - Carbono



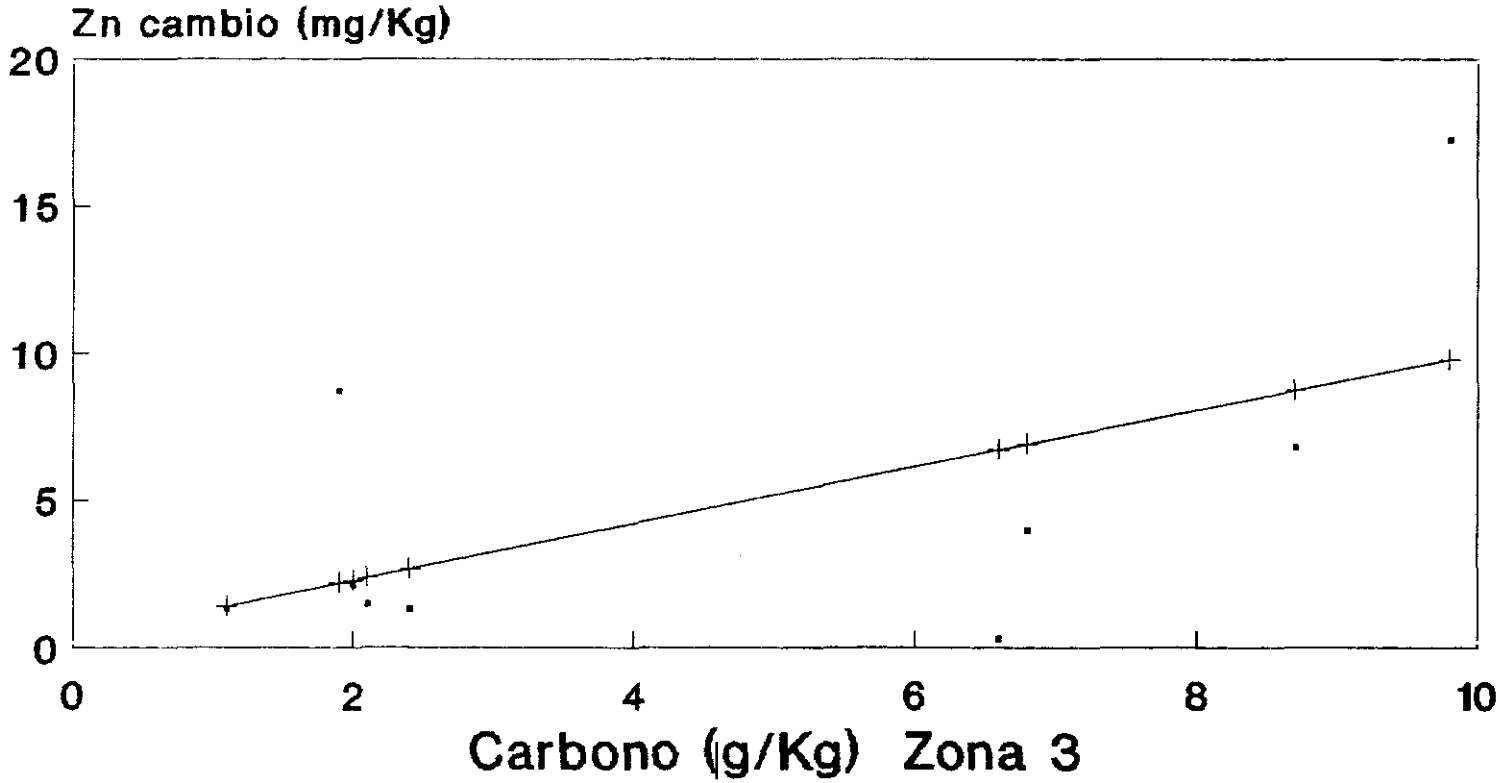
Cu = 99,03 - 9,19C r = - 0,37

Recta de regresión
Pb cambio - Carbono



Pb = 1,676 - 0,114C r = - 0,32

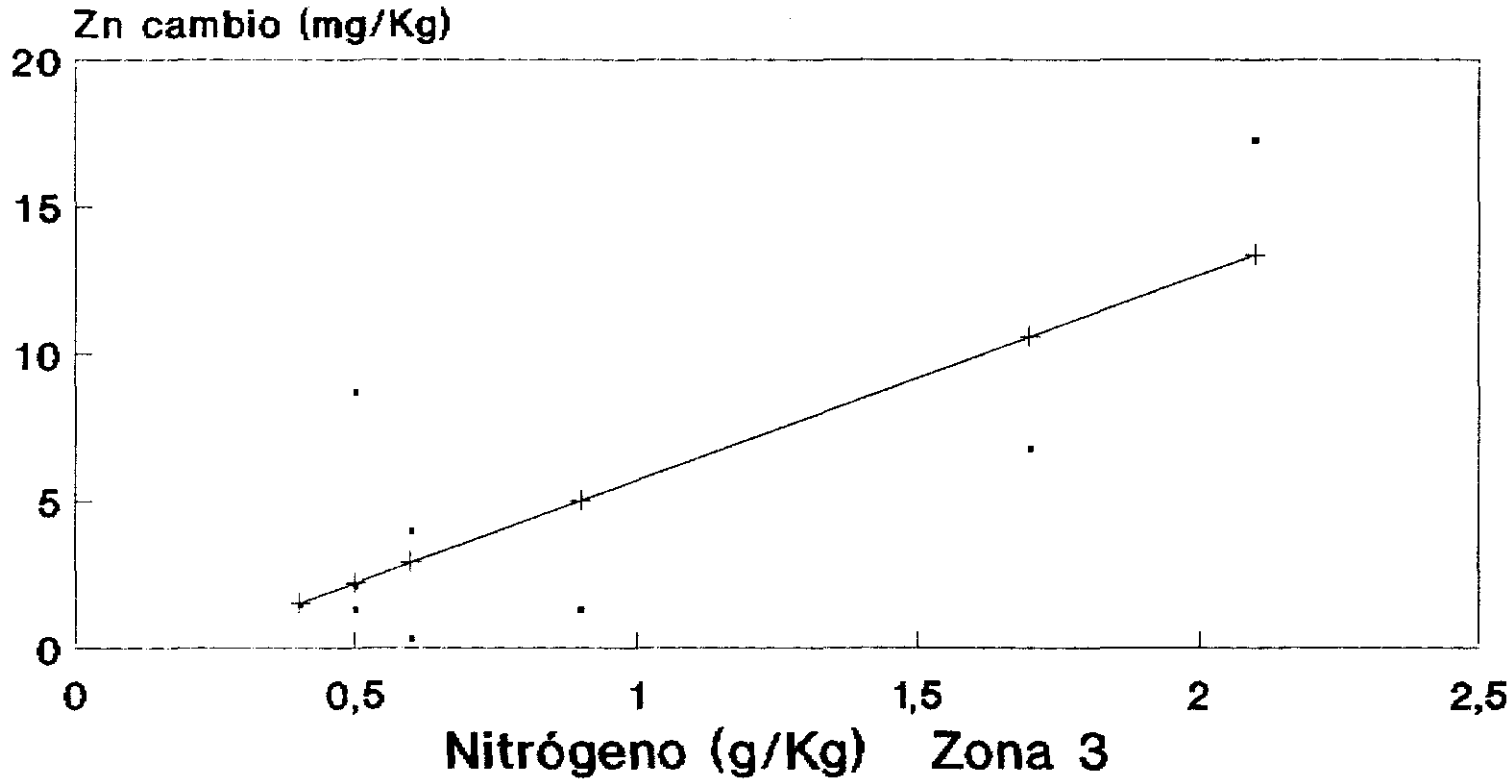
Recta de regresión
Zn cambio - Carbono



Zn = 0,355 + 0,963C r = - 0,59

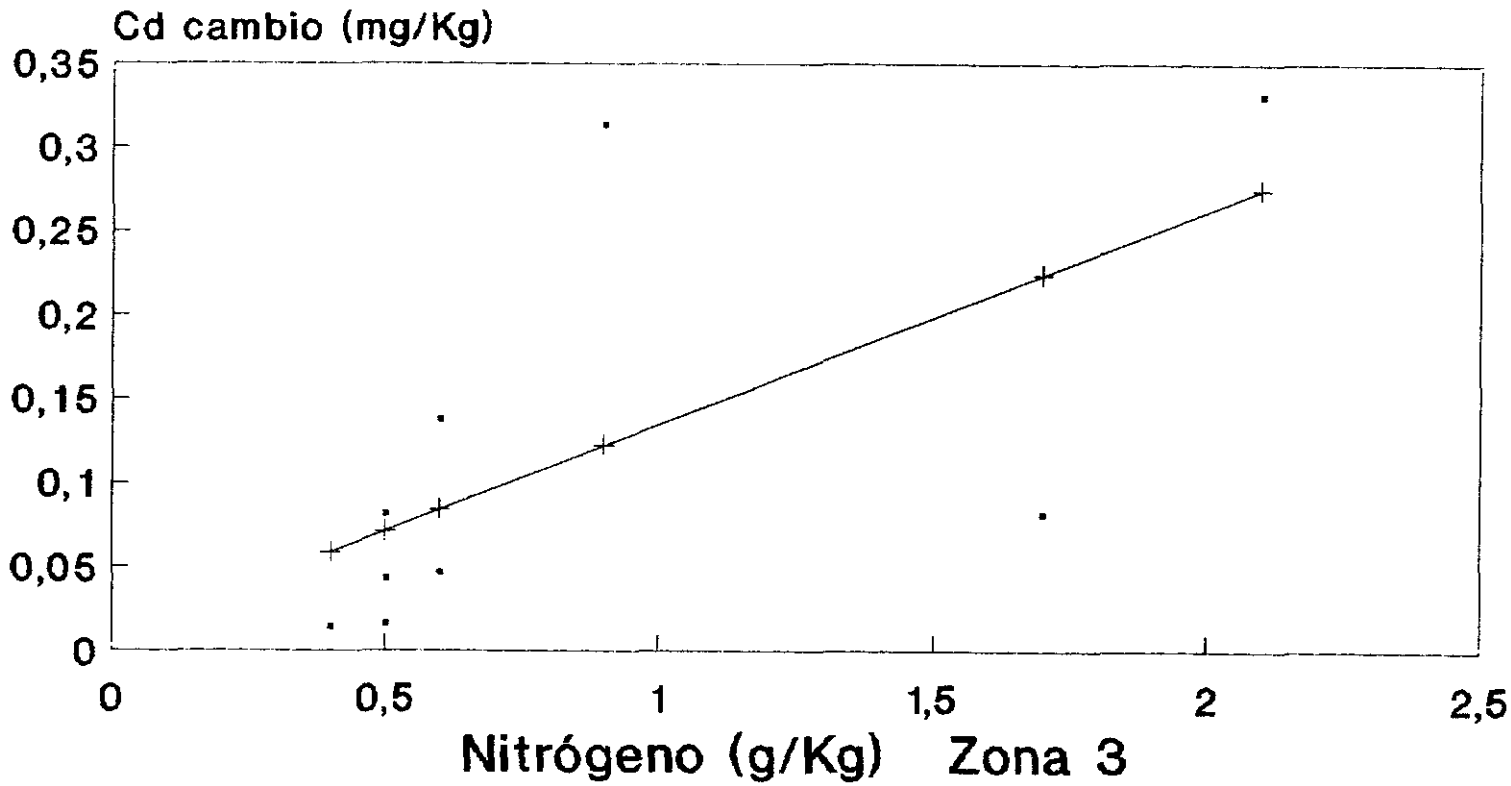
Recta de regresión

Zn cambio - Nitrógeno



Zn = - 1,24 + 6,95N r = 0,77

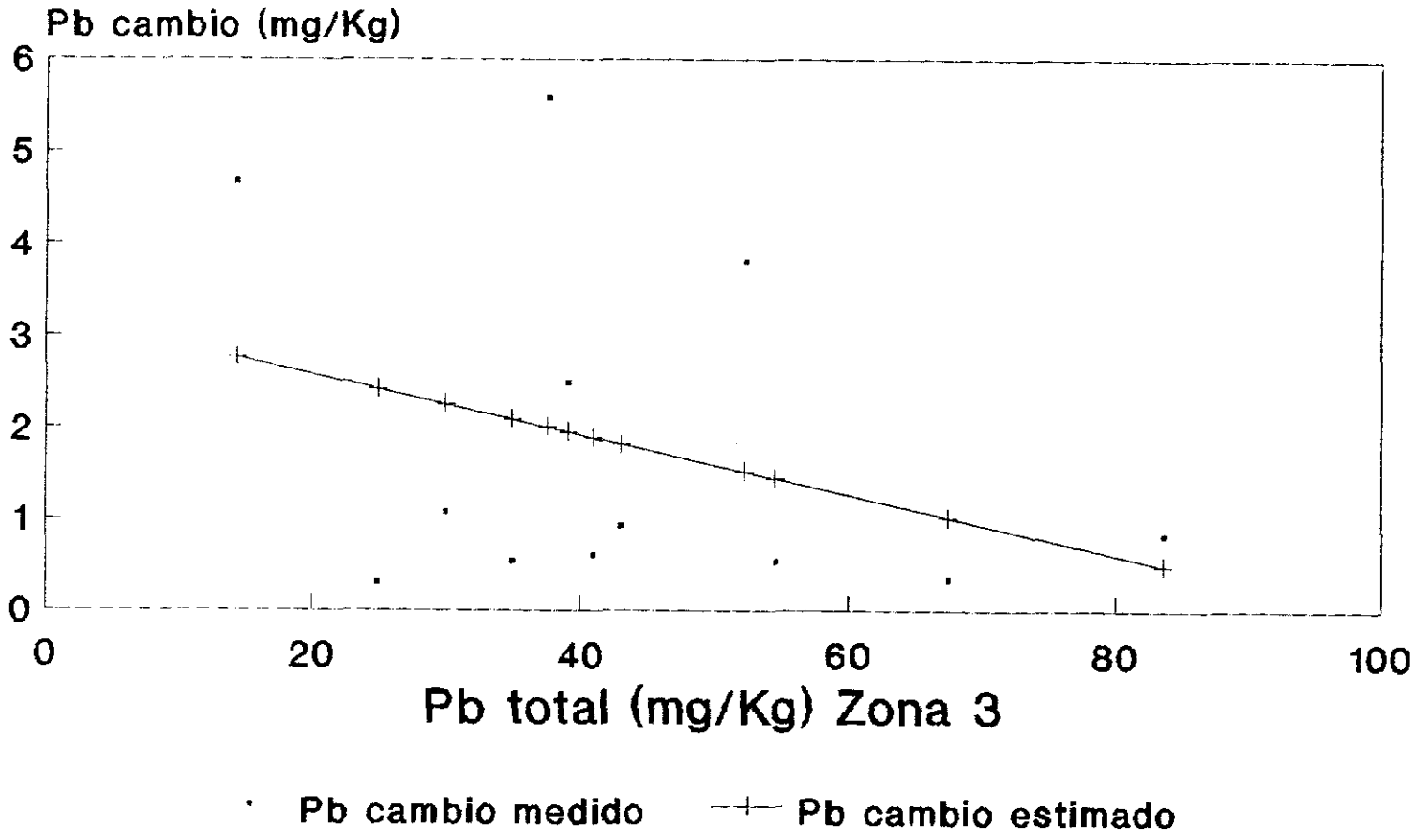
Recta de regresión
Cd cambio - Nitrógeno



Cd = 0,0076 - 0,127N r = 0,64

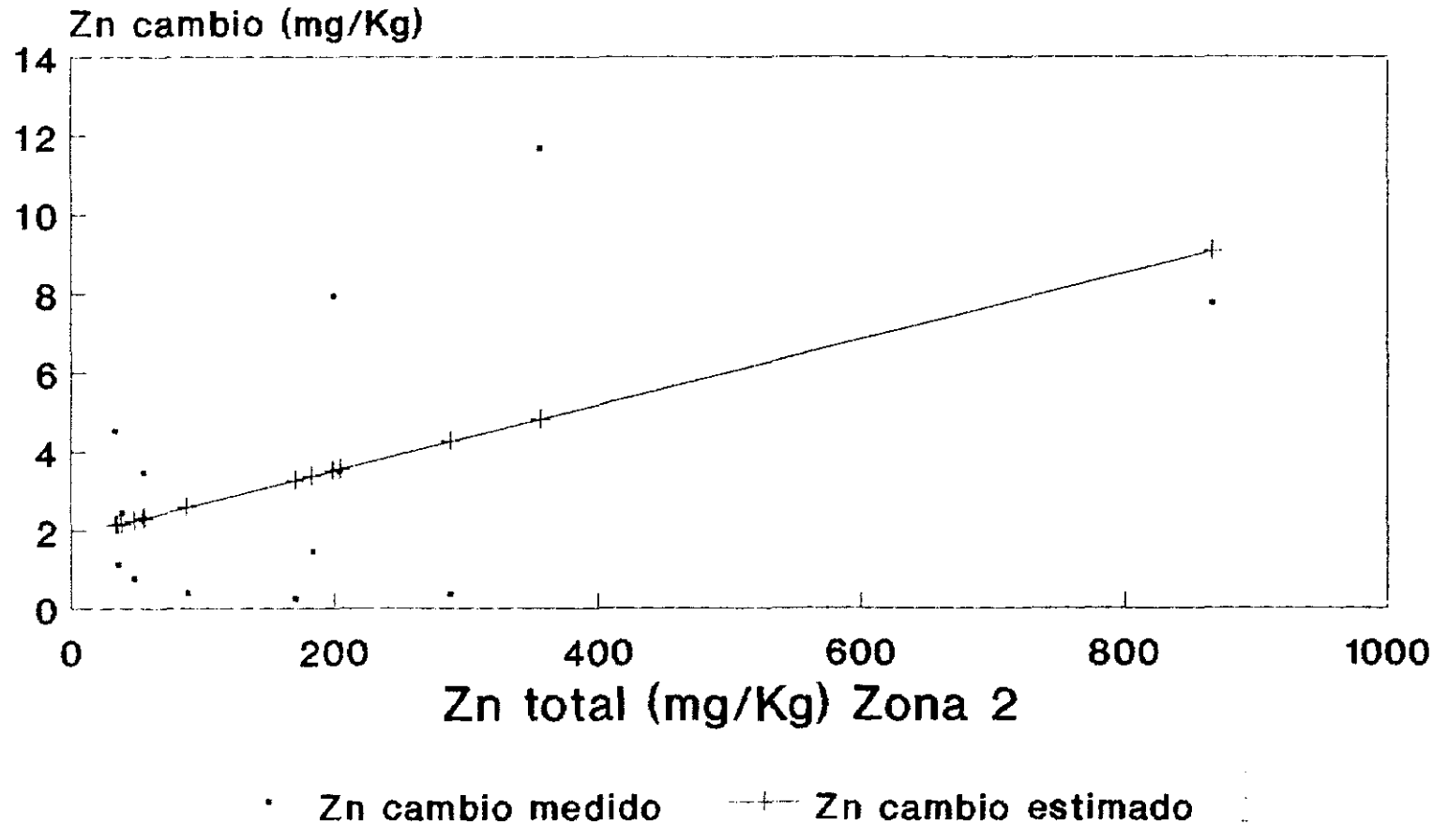
Recta de regresión

Pb cambio - Pb total



Pb cambio = 3,23 - 0,032Pb t. r = - 0,33

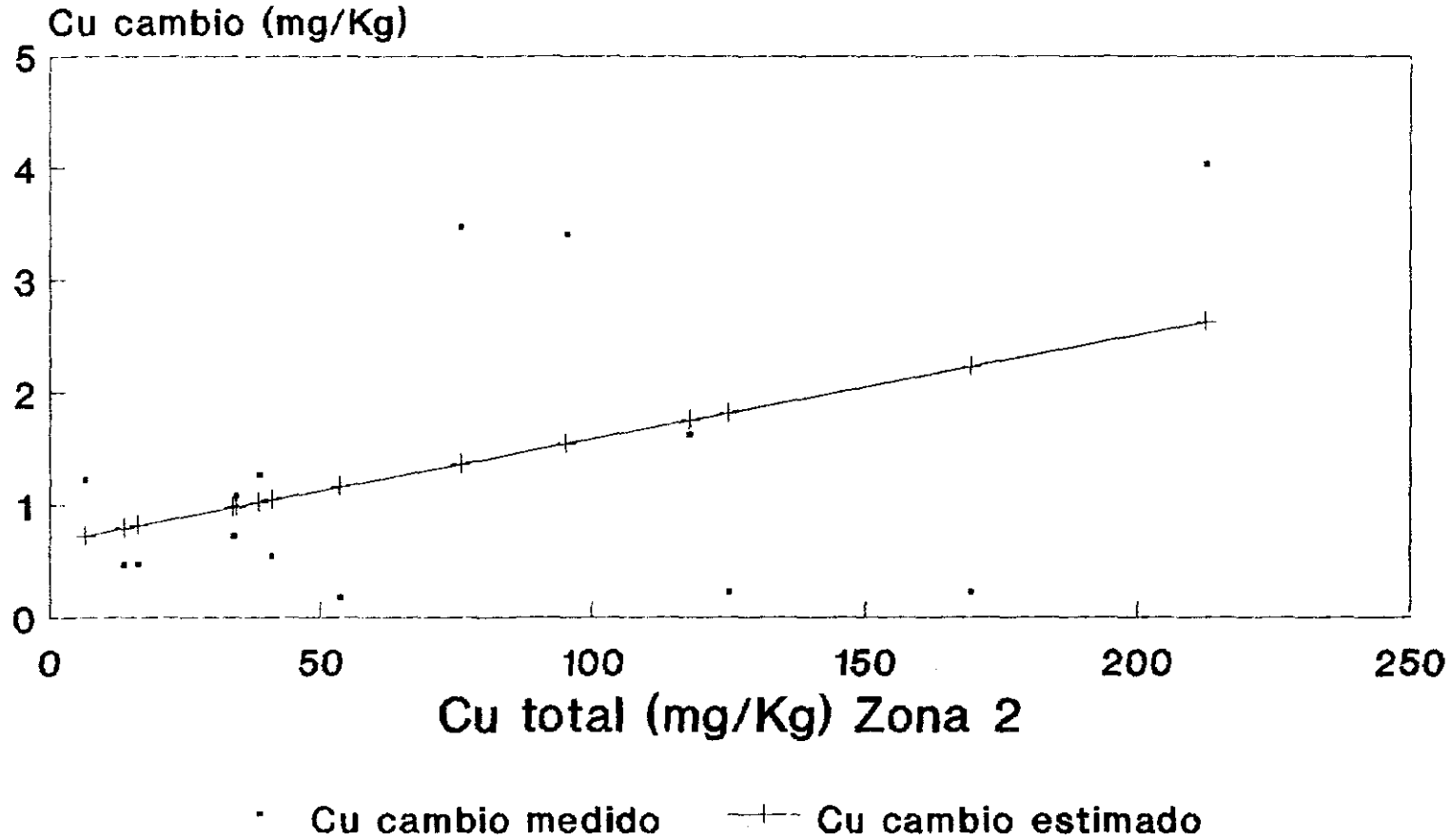
Recta de regresión
Zn cambio - Zn total



Zn cambio = 1,85 + 0,0083Zn t. r = 0,53

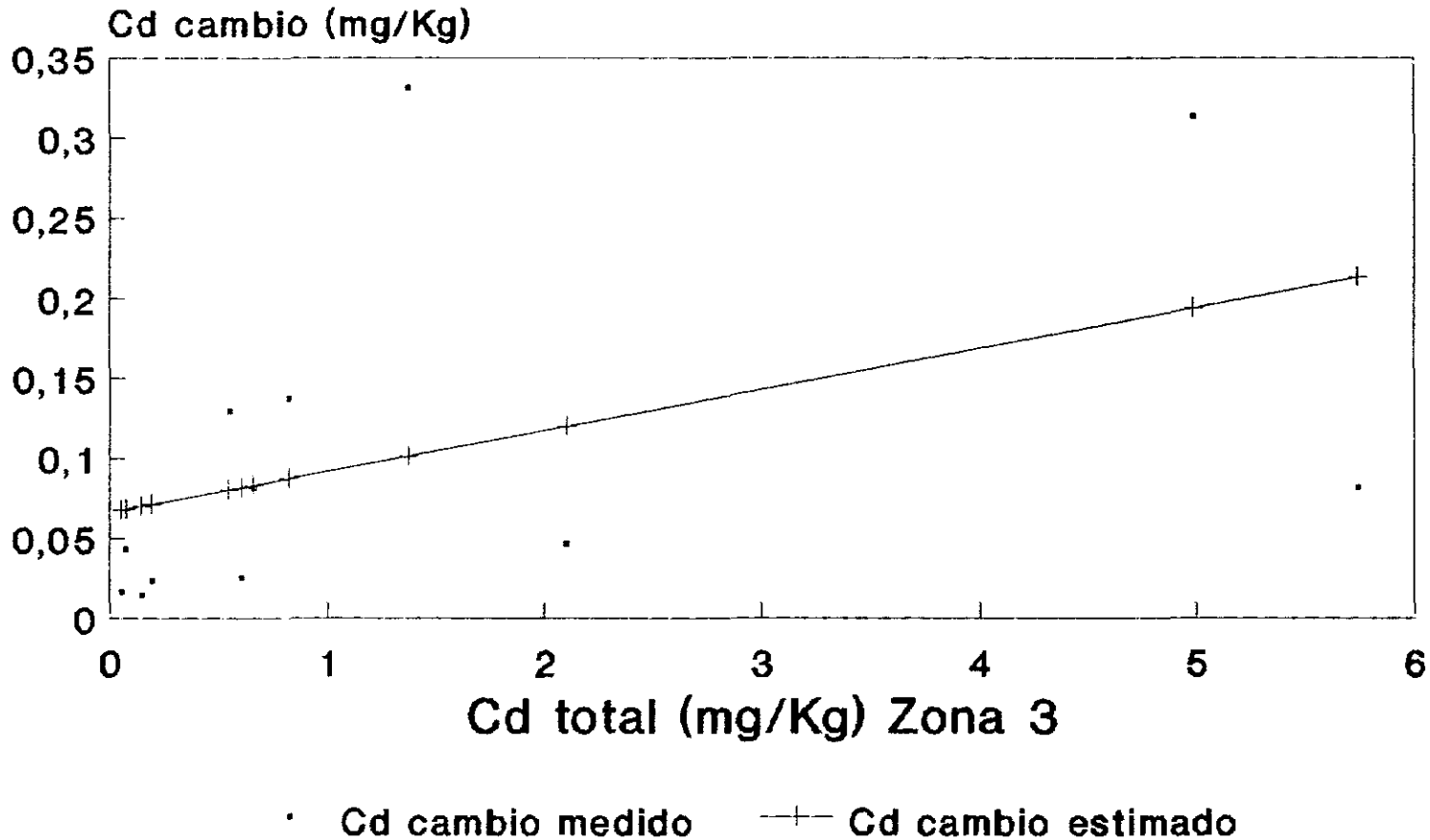
Recta de regresión

Cu cambio - Cu total



Cu cambio = 0,67 + 0,0091Cu t. r = 0,43

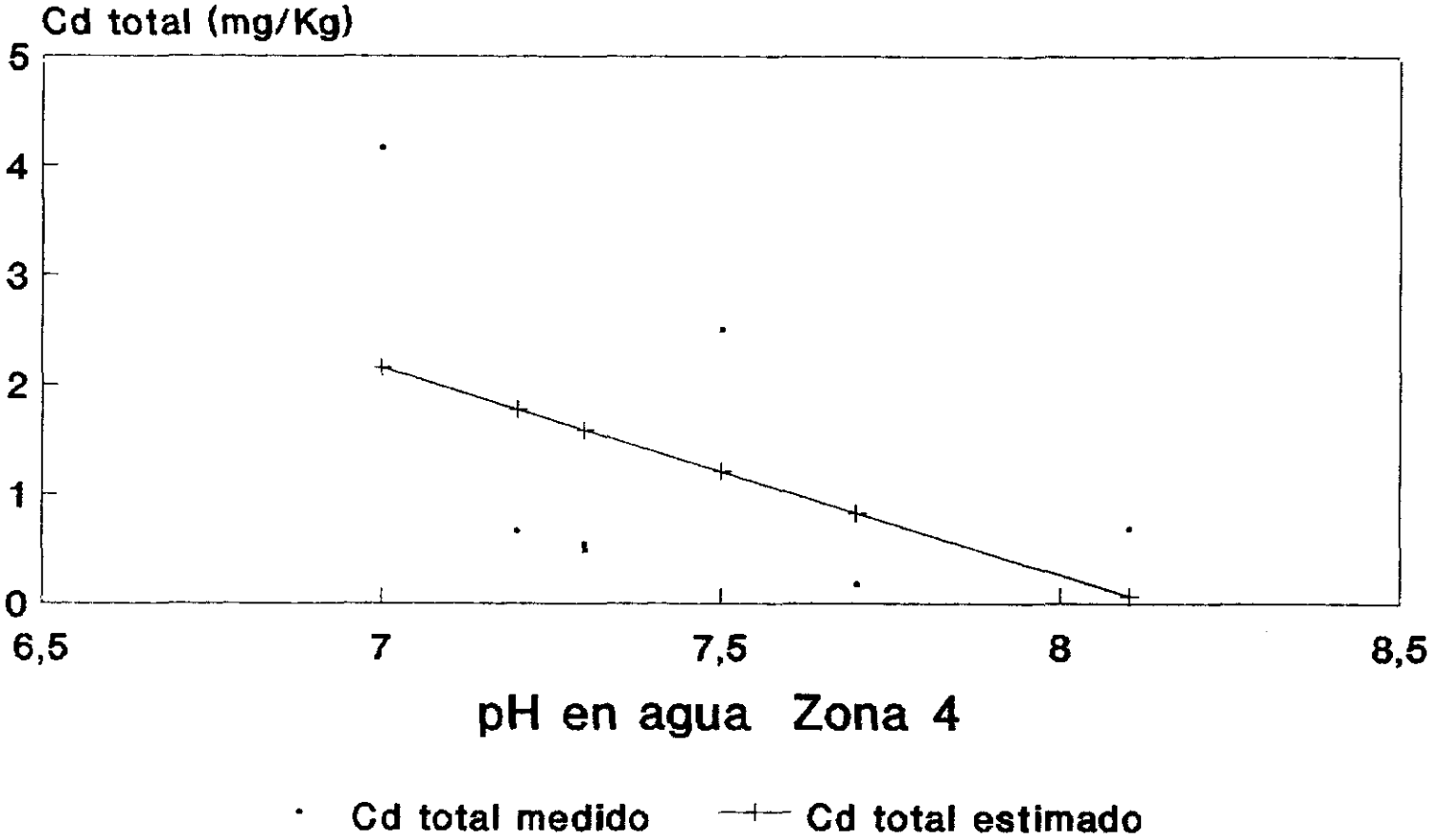
Recta de regresión
Cd cambio - Cd total



Cd cambio = O,O66 + O,O26Cd t. r = O,45

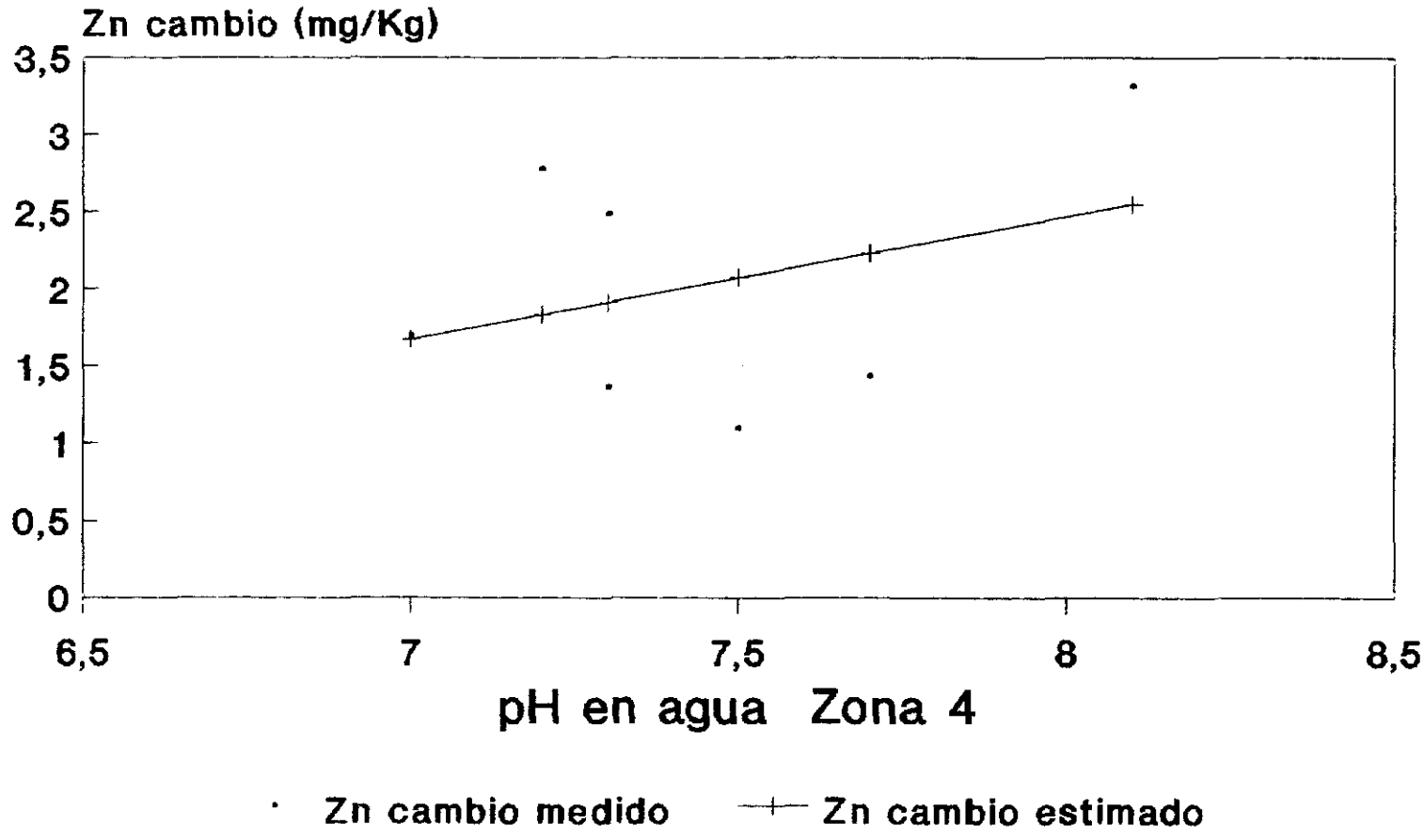
Recta de regresión

Cd total - pH en agua



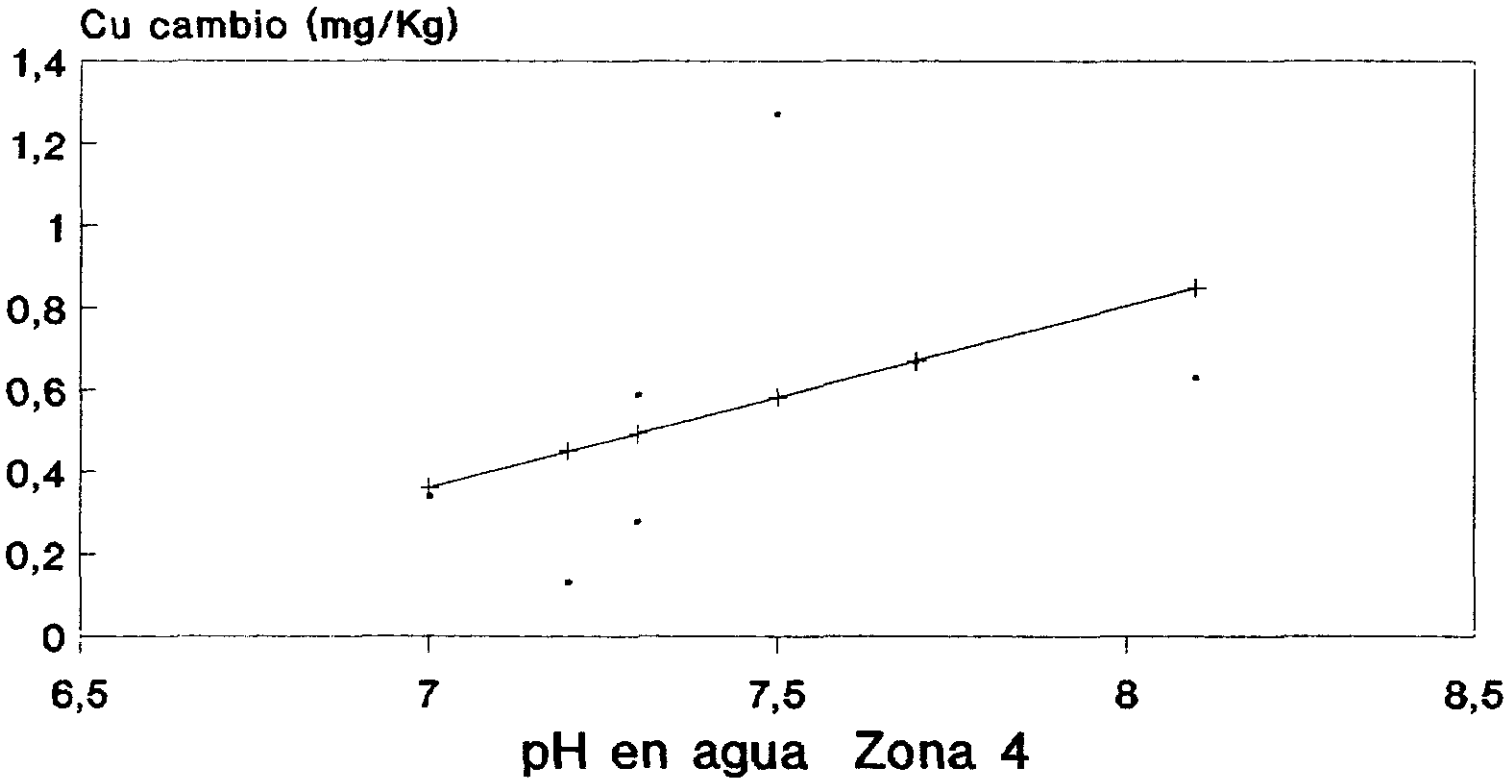
Cd = 15,46 - 1,9 pH r = - 0,47

Recta de regresión
Zn cambio - pH en agua



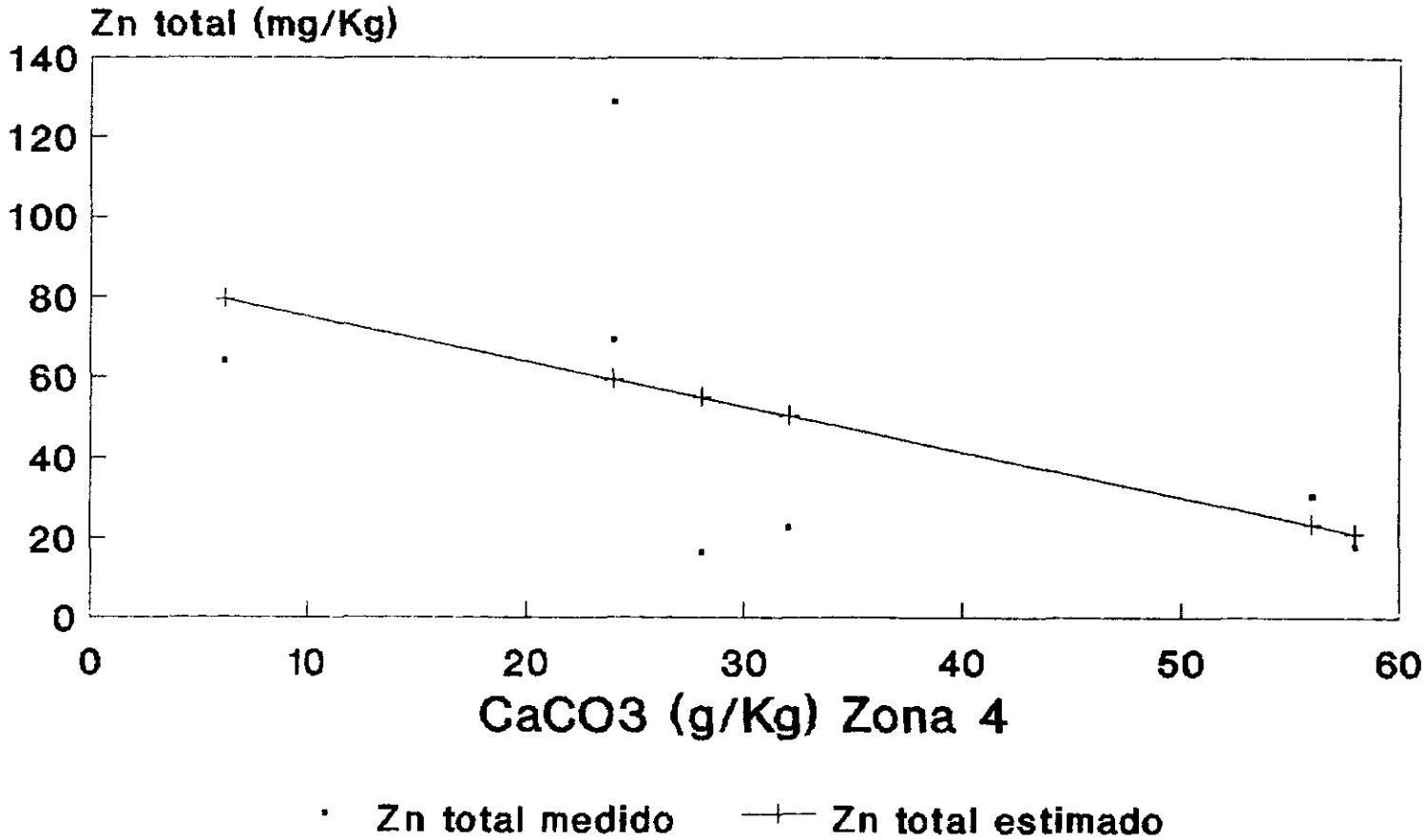
Zn = - 3,9 + 0,8 pH r = 0,35

Recta de regresión
Cu cambio - pH en agua



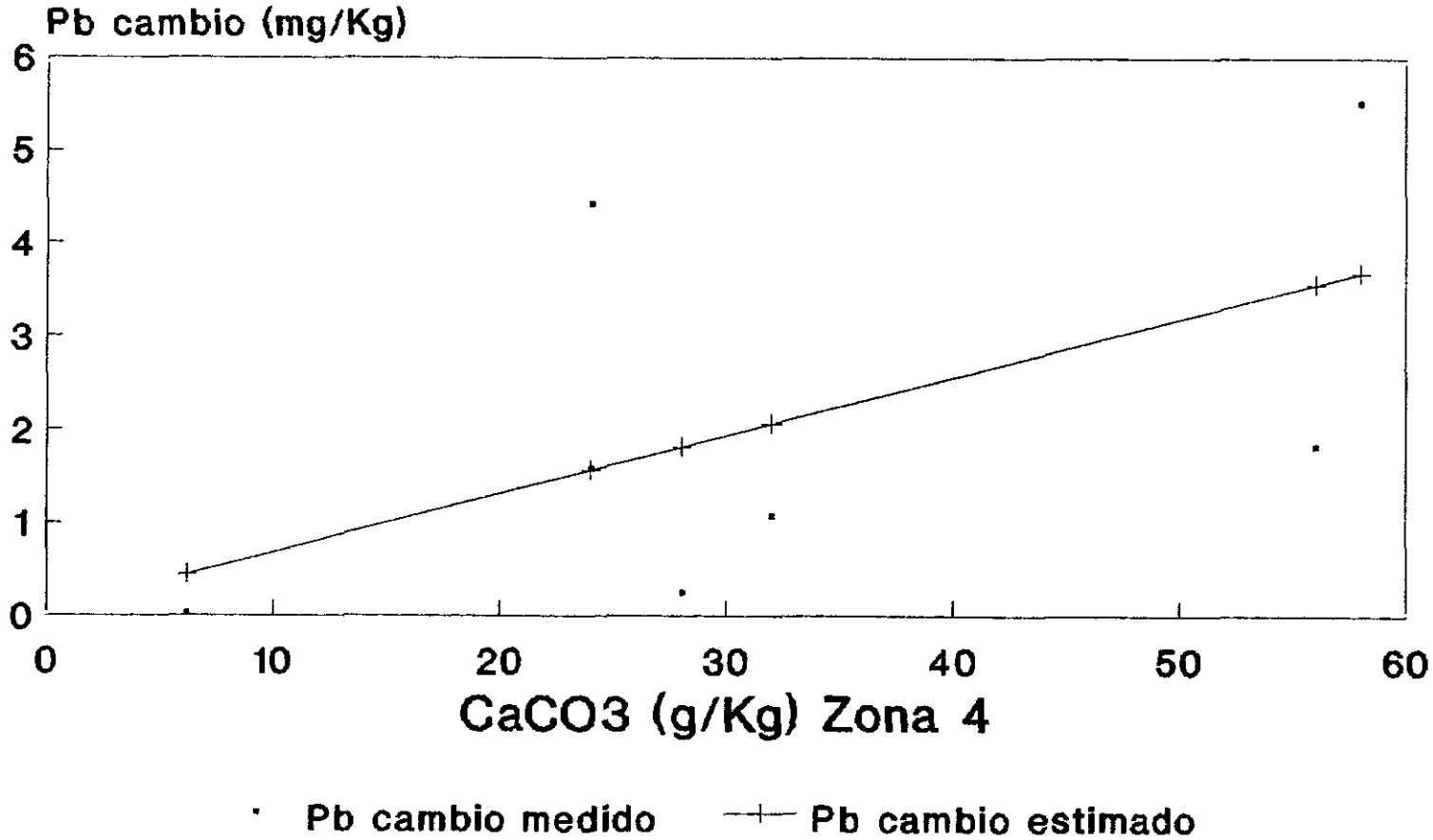
Cu = - 2,7 + 0,44 pH r = 0,43

Recta de regresión
Zn total - CaCO3



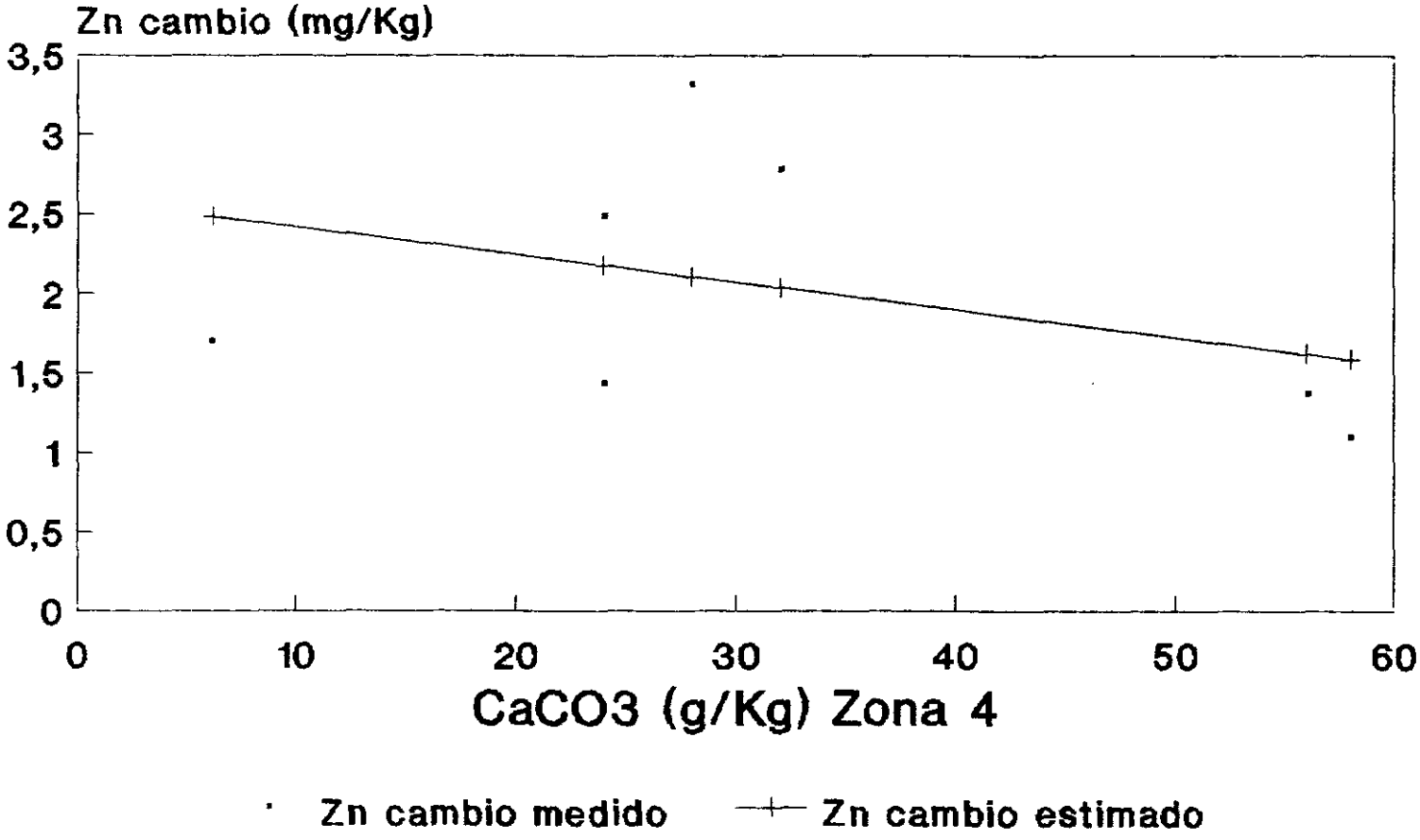
Zn = 86,5 - 1,12 CaCO3 r = - 0,51

Recta de regresión
Pb cambio - CaCO3



Pb = 0,062 + 0,062 CaCO3 r = 0,31

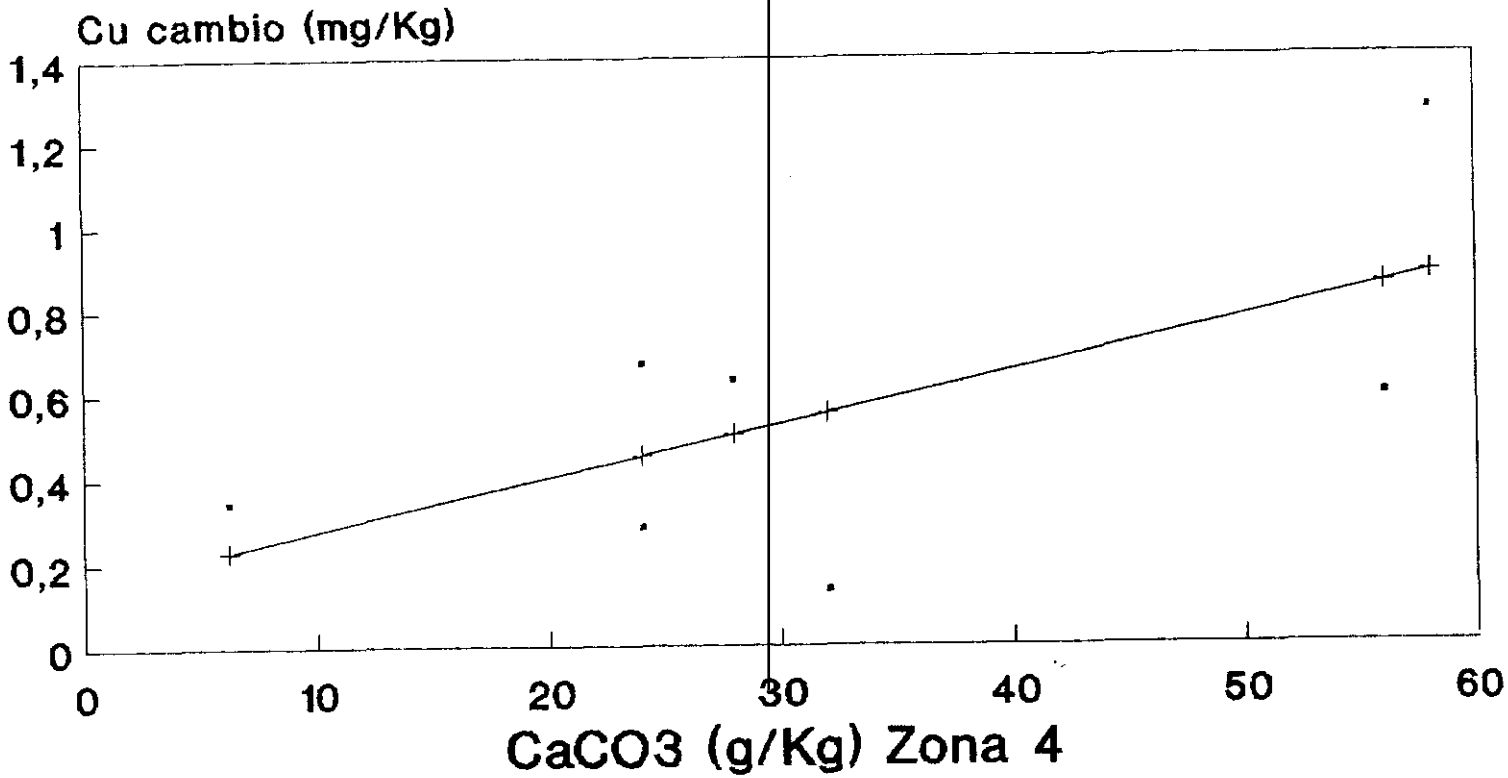
Recta de regresión
Zn cambio - CaCO3



Zn = 2,59 - 0,017 CaCO3 r = - 0,38

Recta de regresión

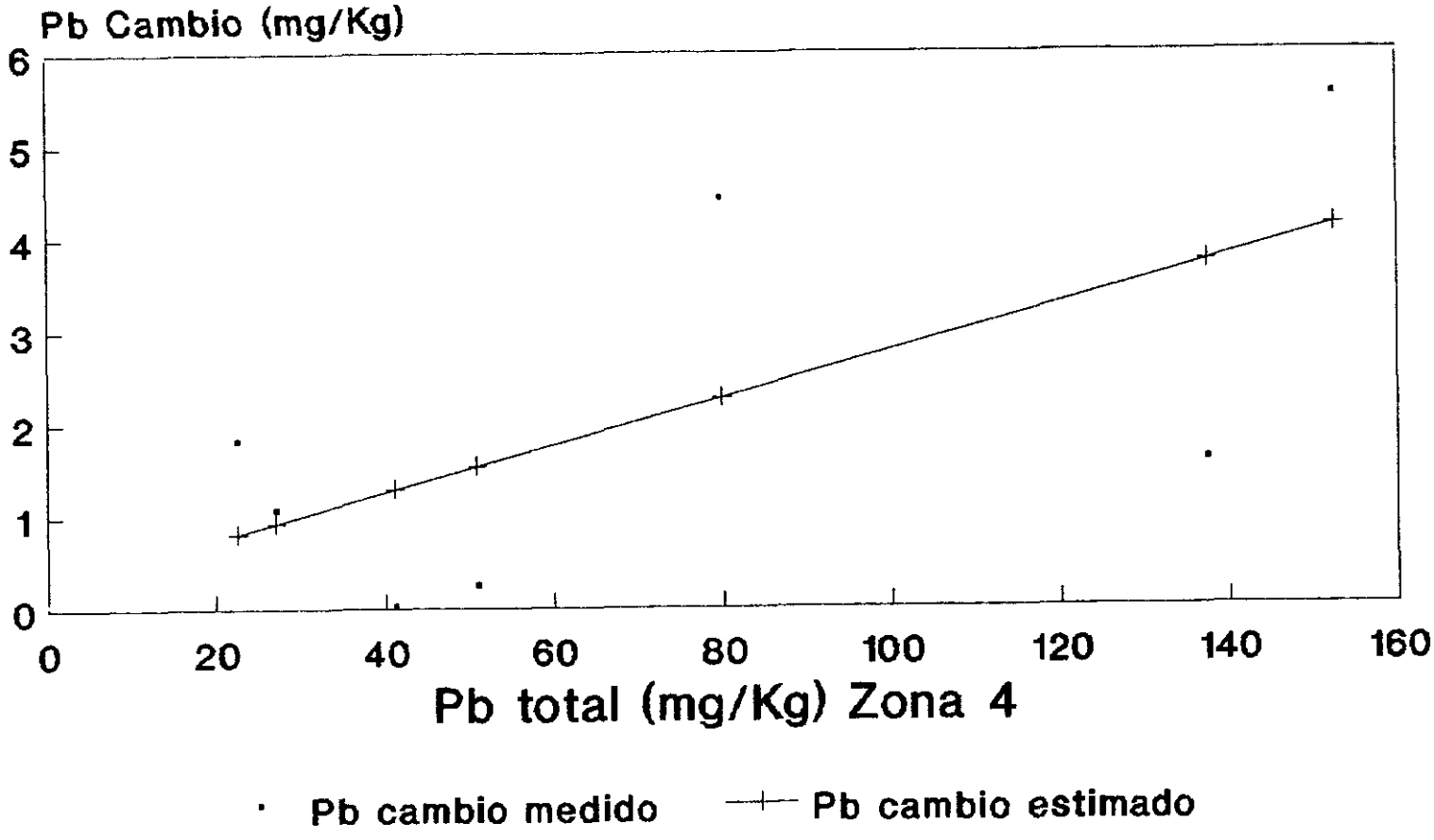
Cu cambio - CaCO3



Cu = 0,15 - 0,012 CaCO3 r = 0,62

Recta de regresión

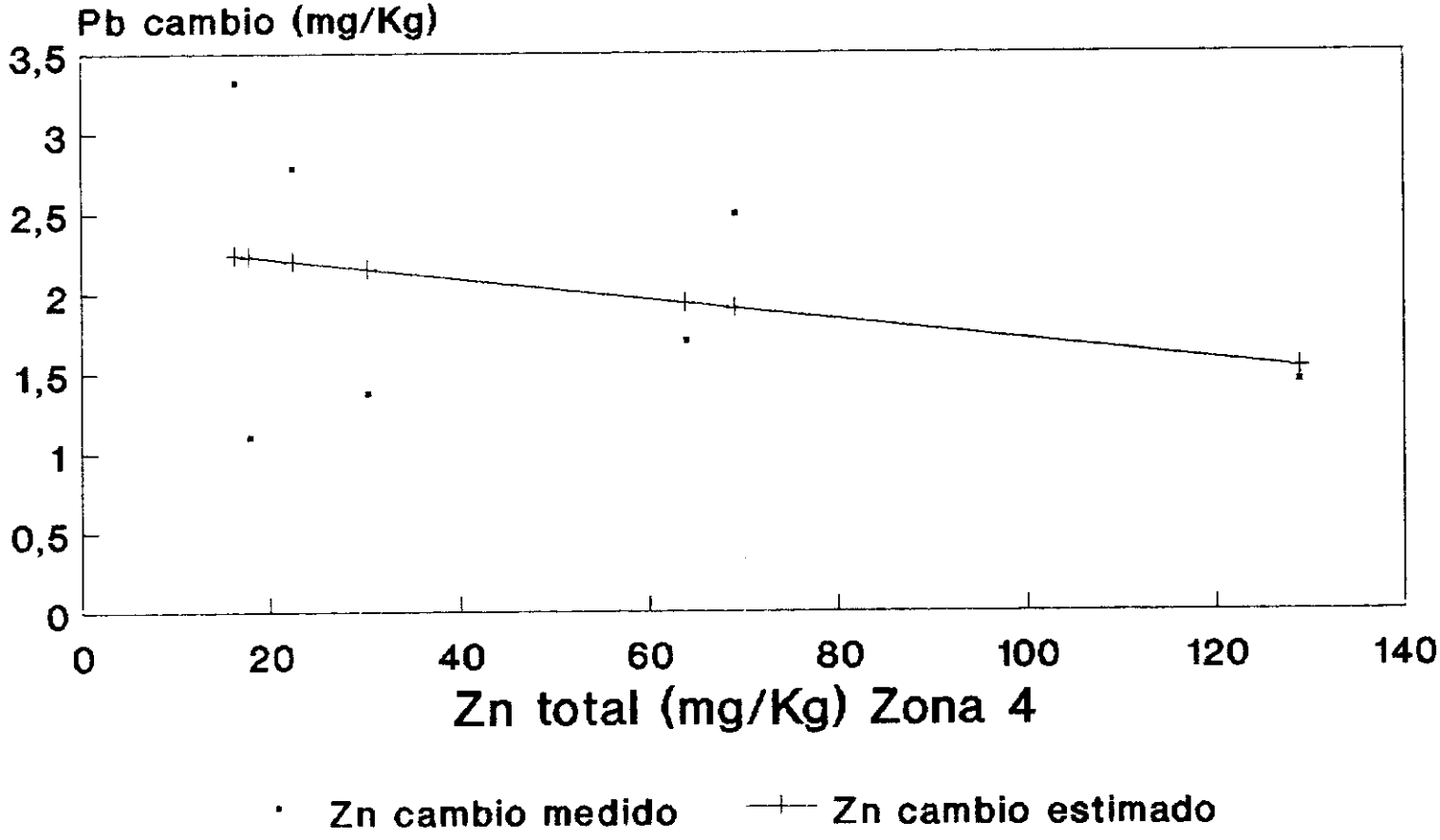
Pb cambio - Pb total



Pb = 0,25 + 0,025 Pb to r = 0,64

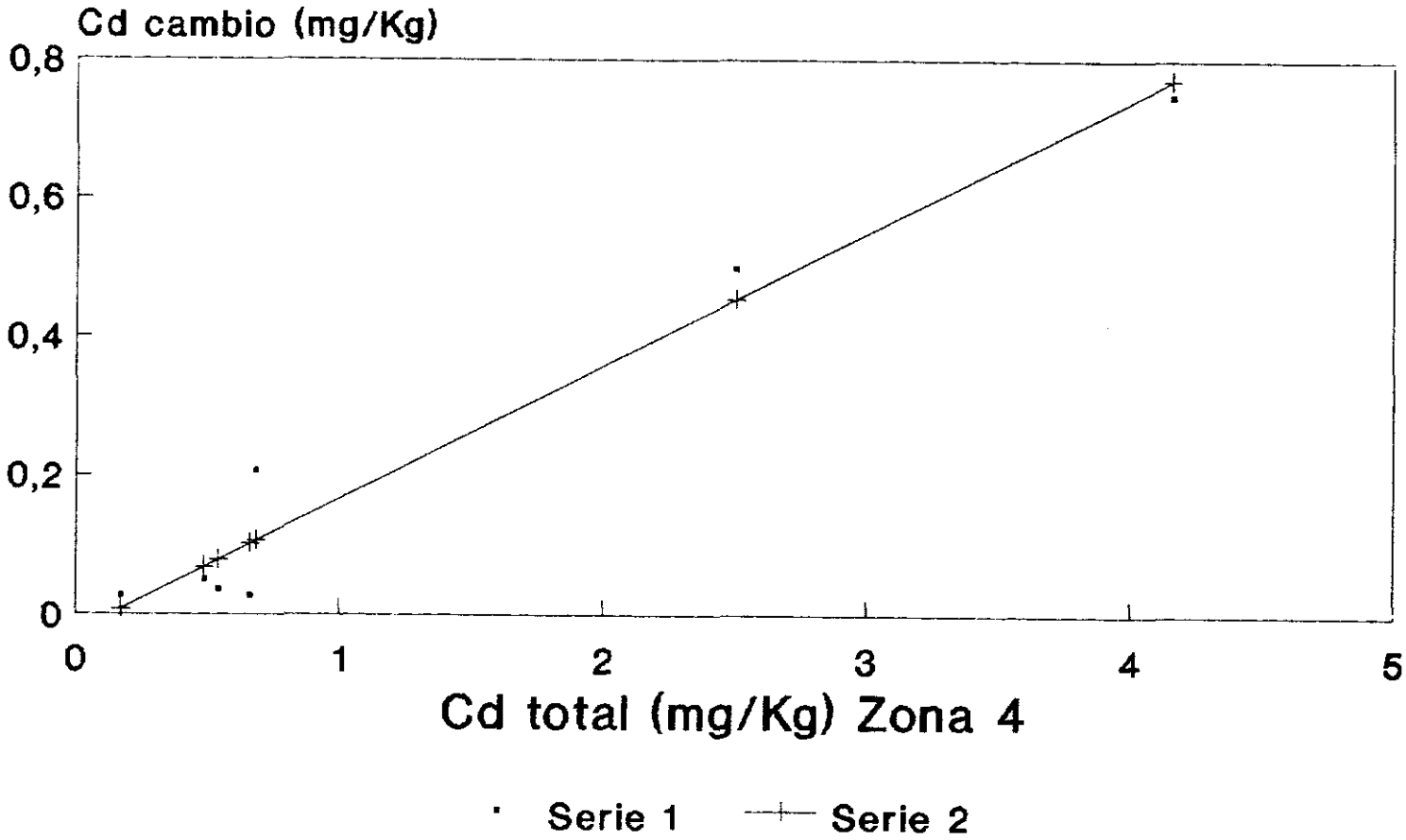
Recta de regresión

Zn cambio - Zn total



Zn = 2,34 - 0,0063 Zn tot r = - 0,31

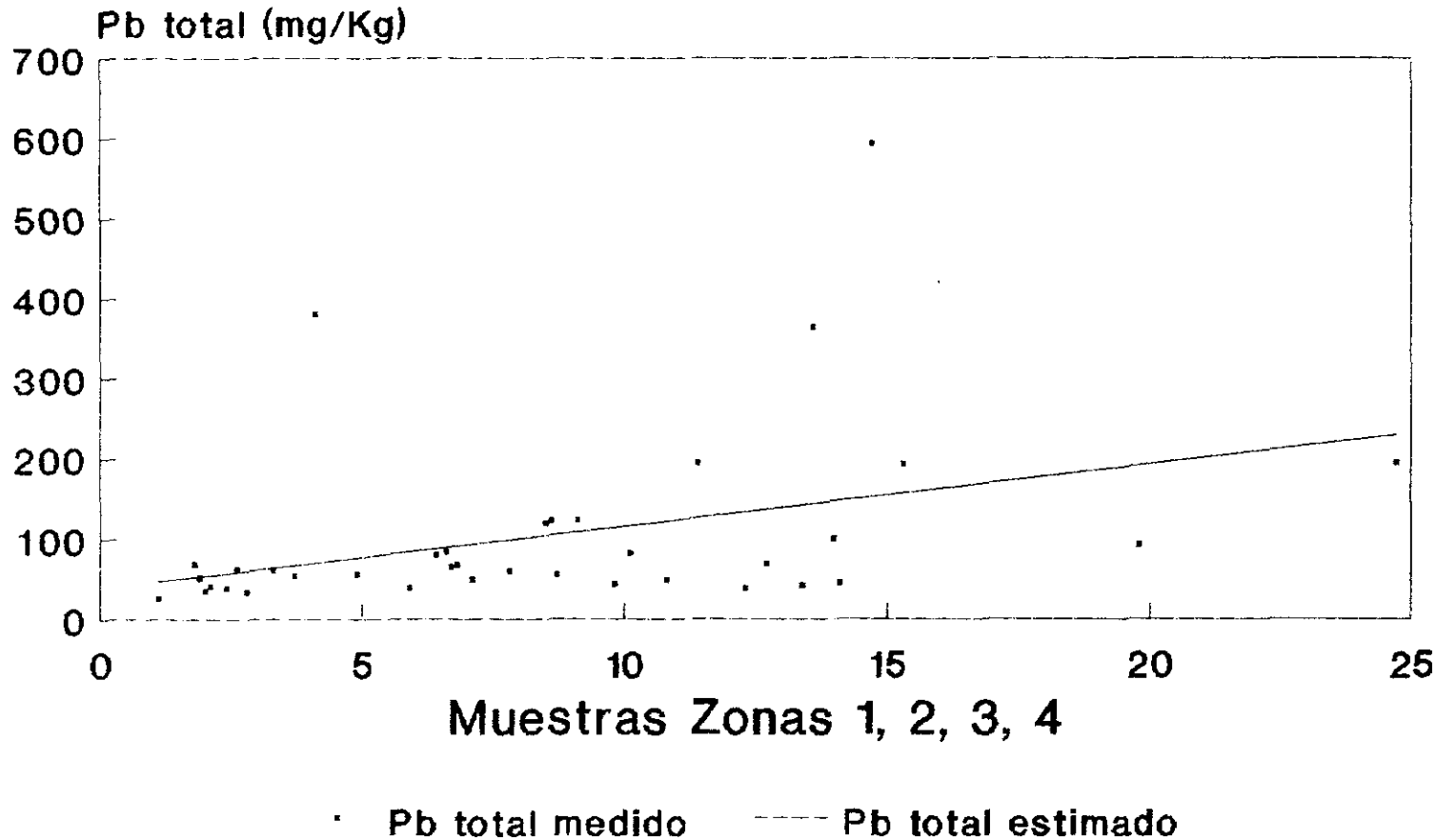
Recta de regresión
Cd cambio - Cd total



Cd = - 0,024 + 0,19 Cd tot r = 0,98

Recta de regresión

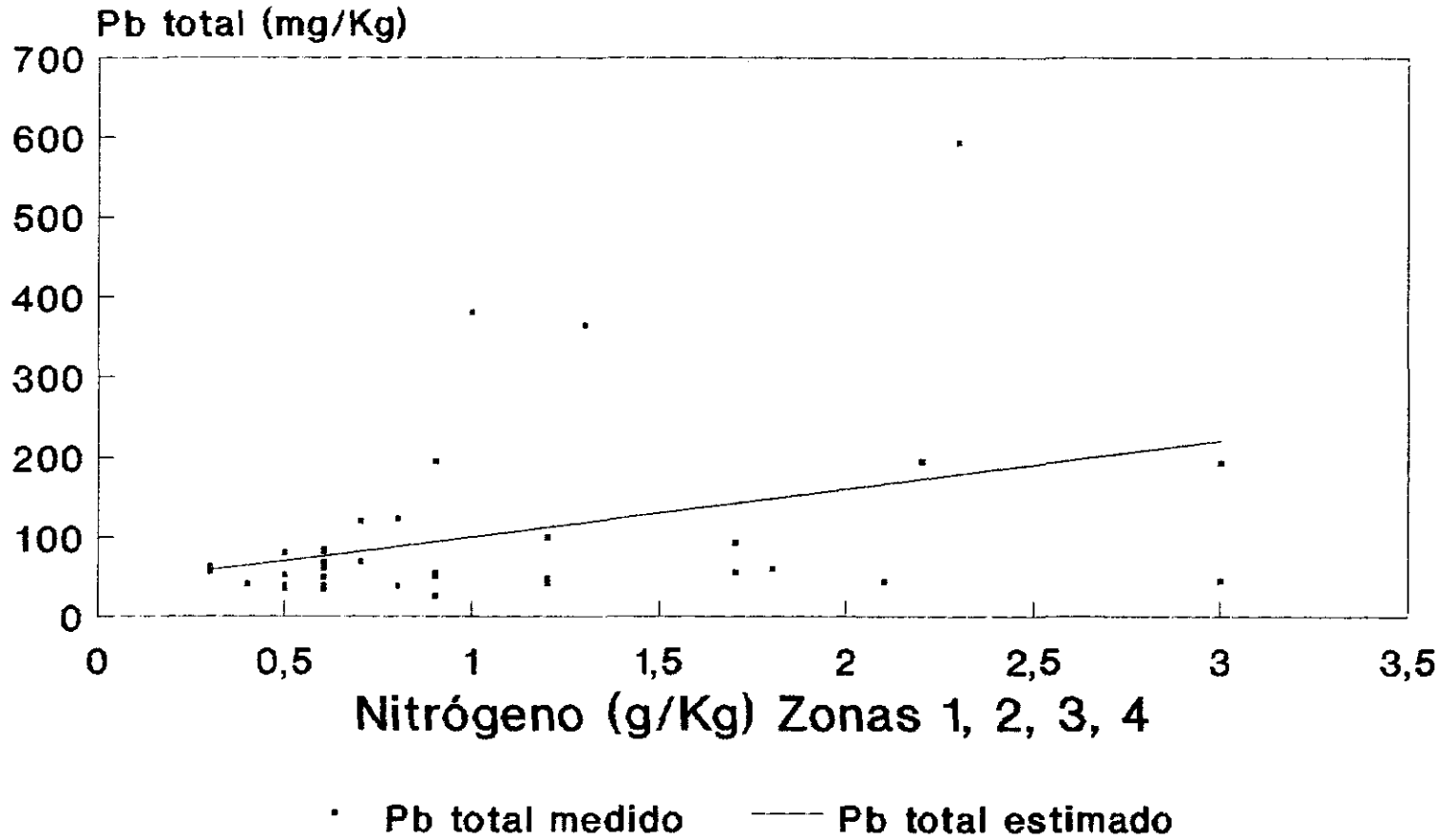
Pb total - Carbono



Pb = 39,54 + 7,68 C r = 0,37

Recta de regresión

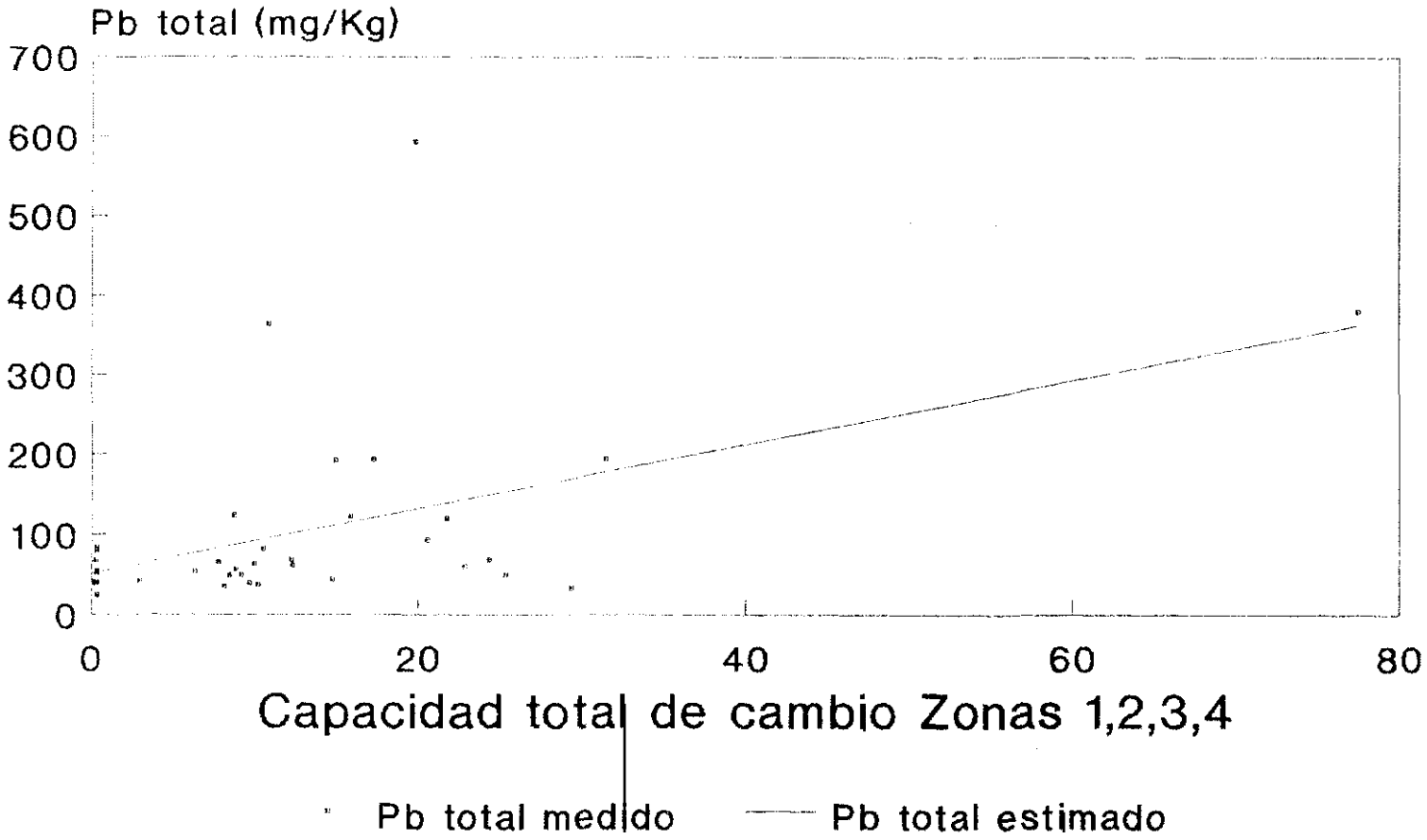
Pb total - Nitrógeno



Pb = 40,68 + 59,87 N r = 0,37

Recta de regresión

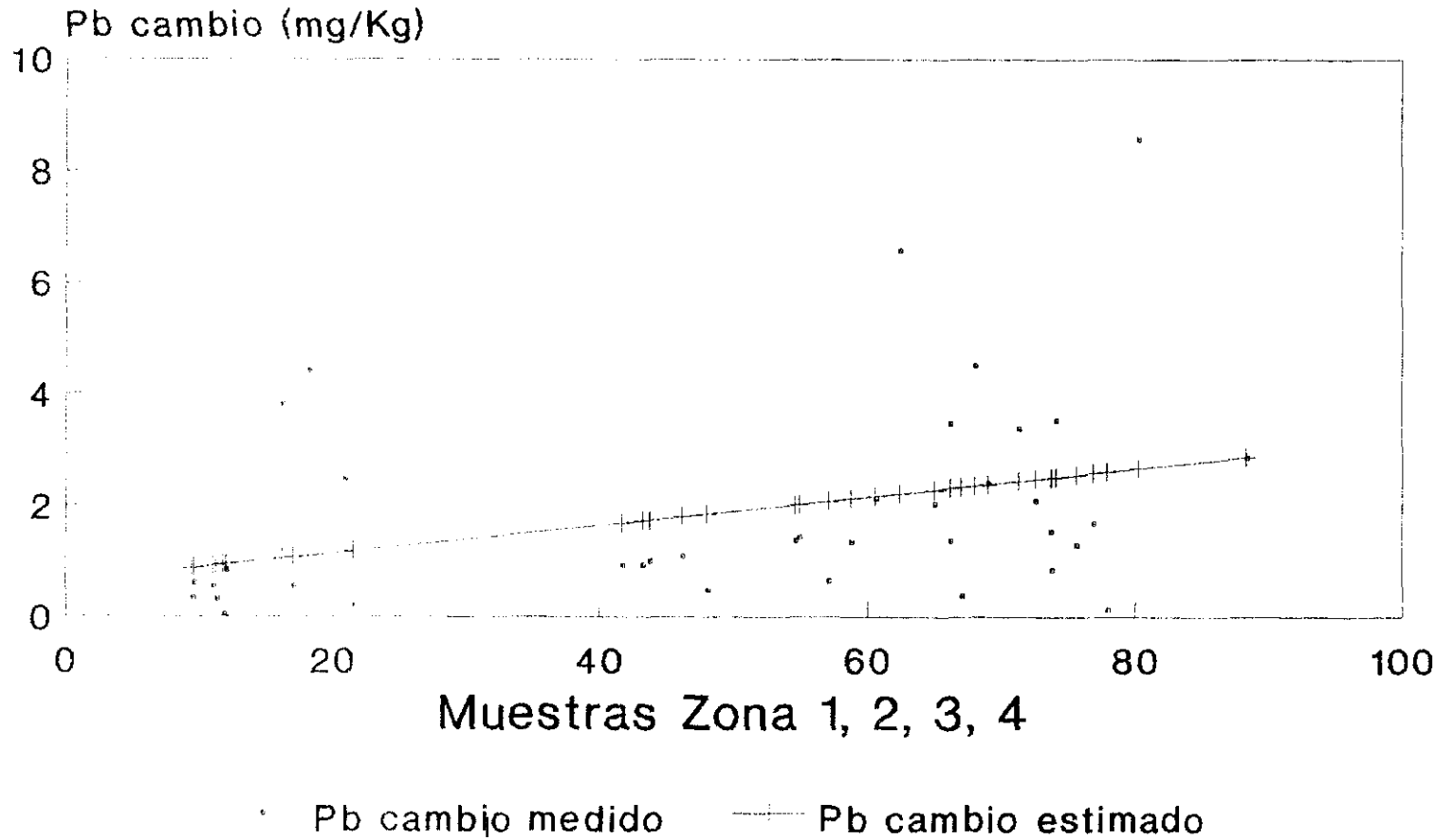
Pb total - Capacidad total de cambio



Pb = 51,75 + 4,01 T r = 0,49

Recta de Regresión

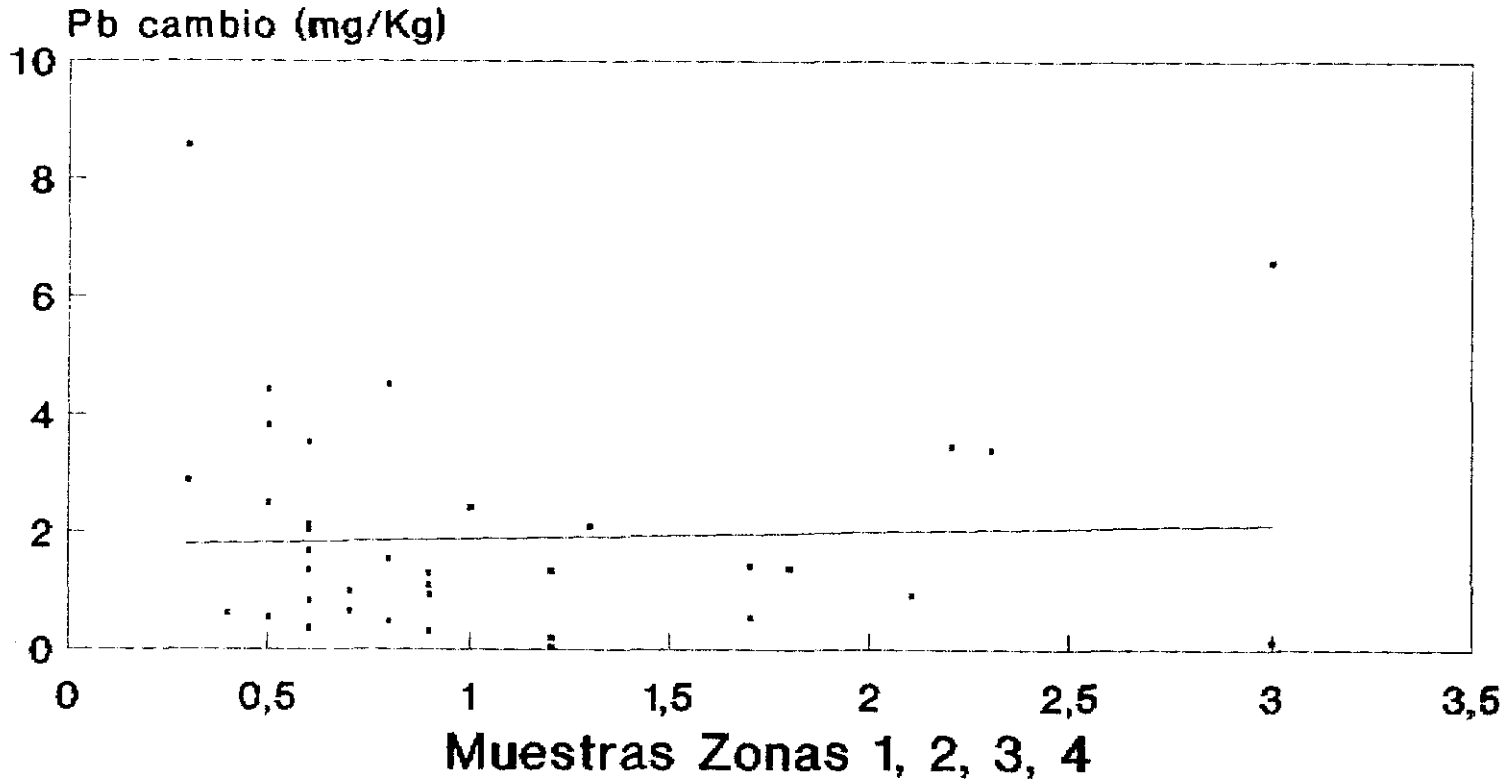
Pb cambio - Arena fina + gruesa



Pb cambio = 0,62 + 0,025 Are. r = 0,34

Recta de regresión

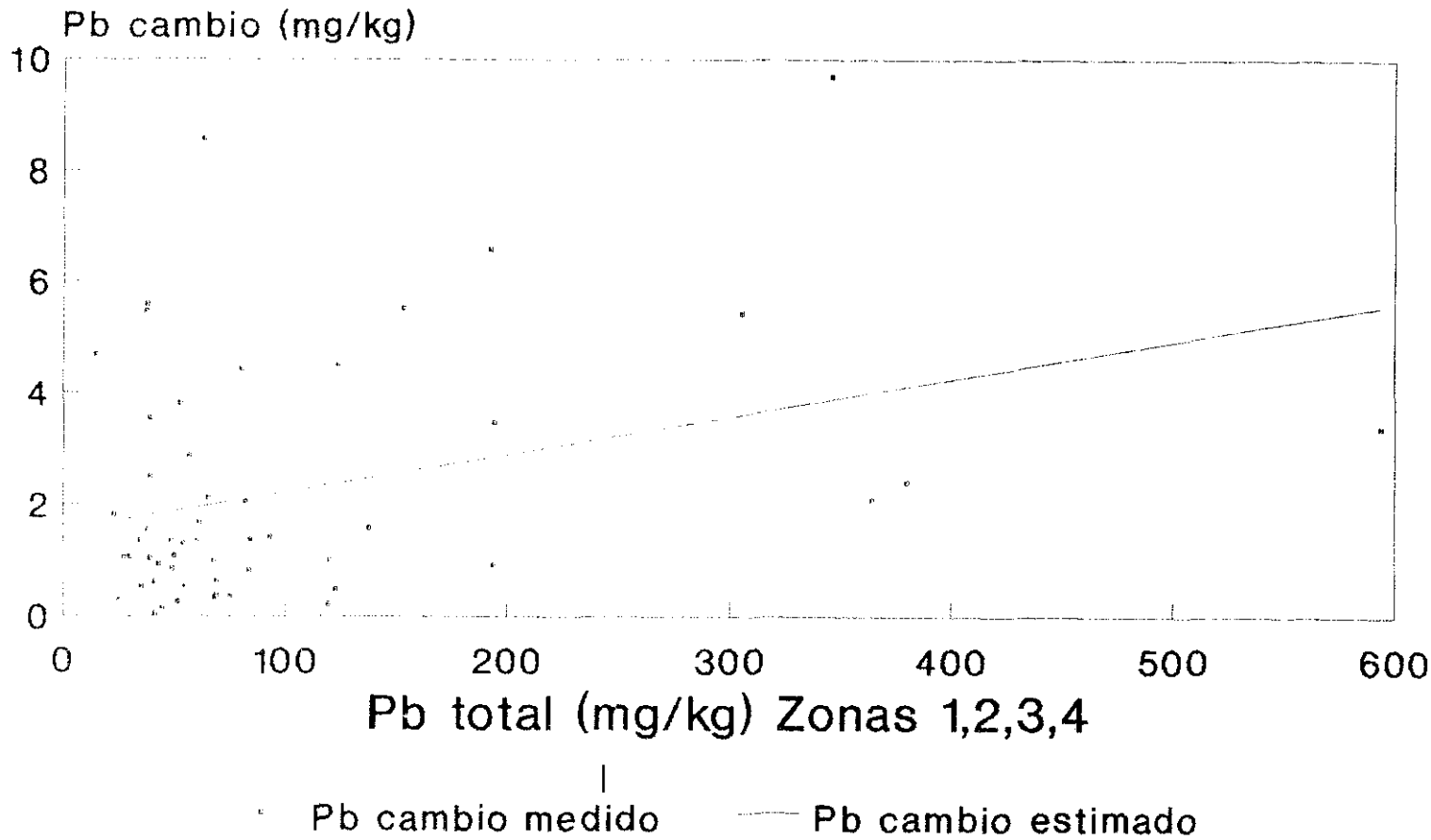
Pb cambio - Nitrógeno



Pb = 1,77 + 0,12 N r = 0,46

Recta de regresión

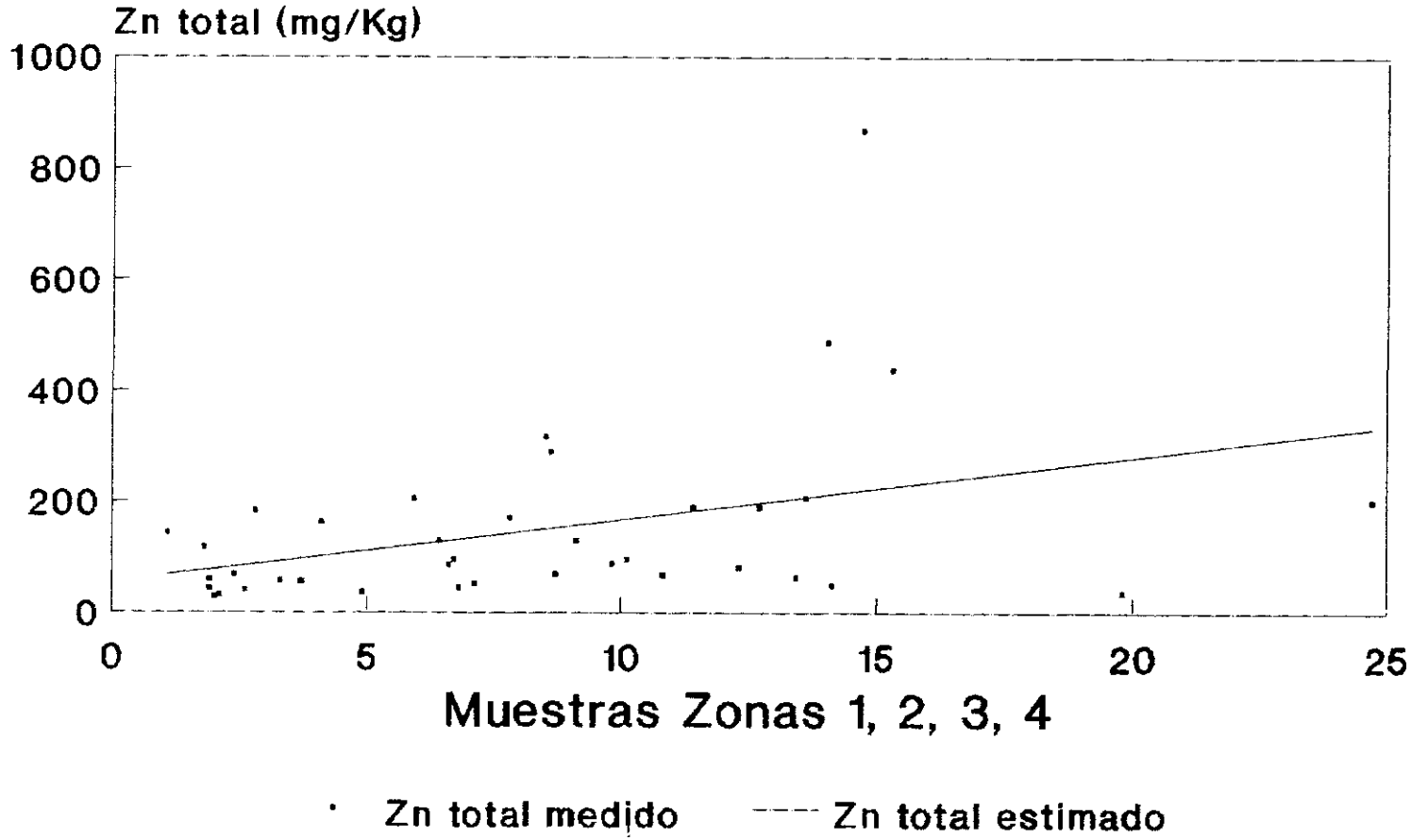
Pb cambio - Pb total



Pb cambio = 1,53 + 0,0068 Pb t. r = 0,34

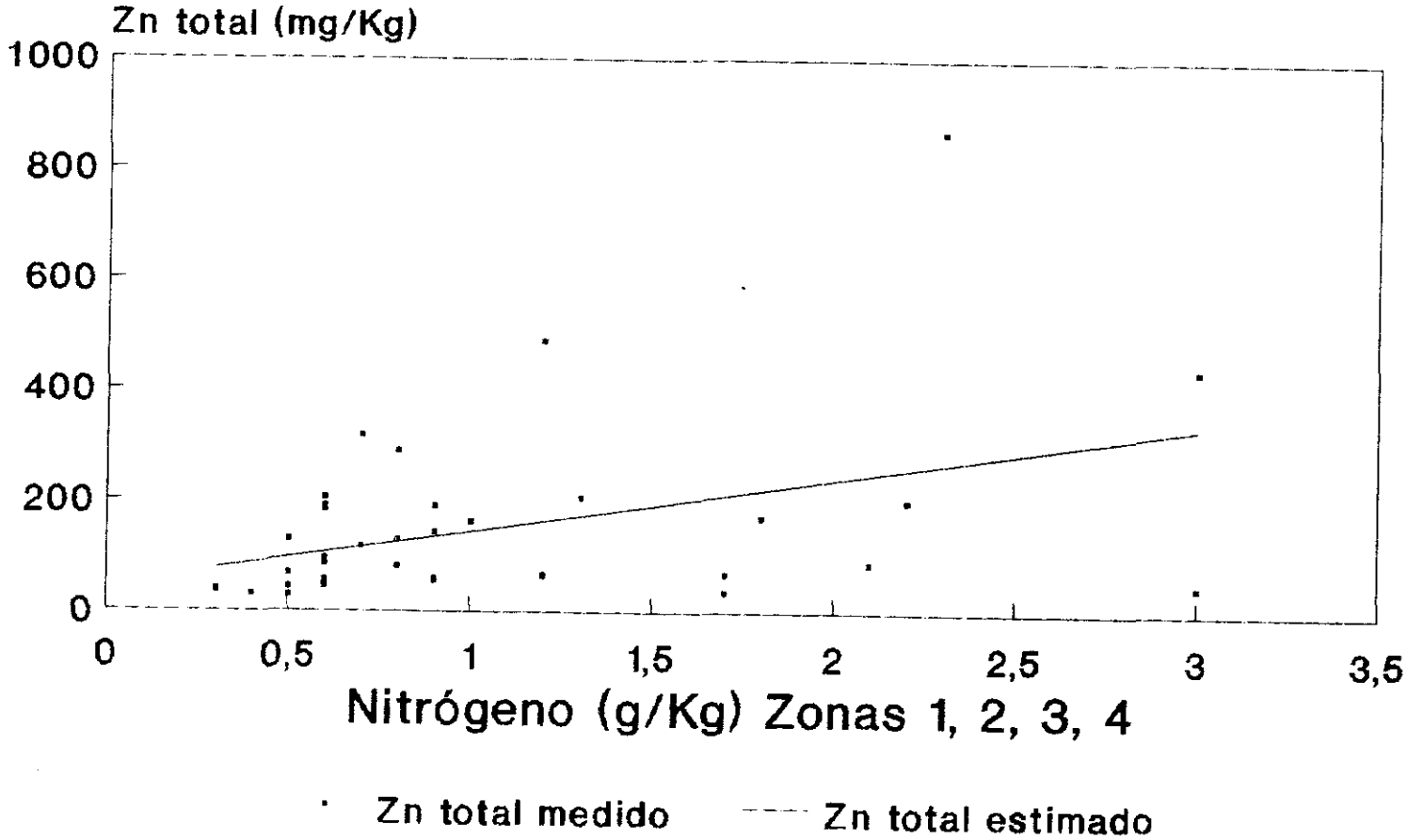
Recta de regresión

Zn total - Carbono



Zn = 56,16 + 11,2 C r = 0,38

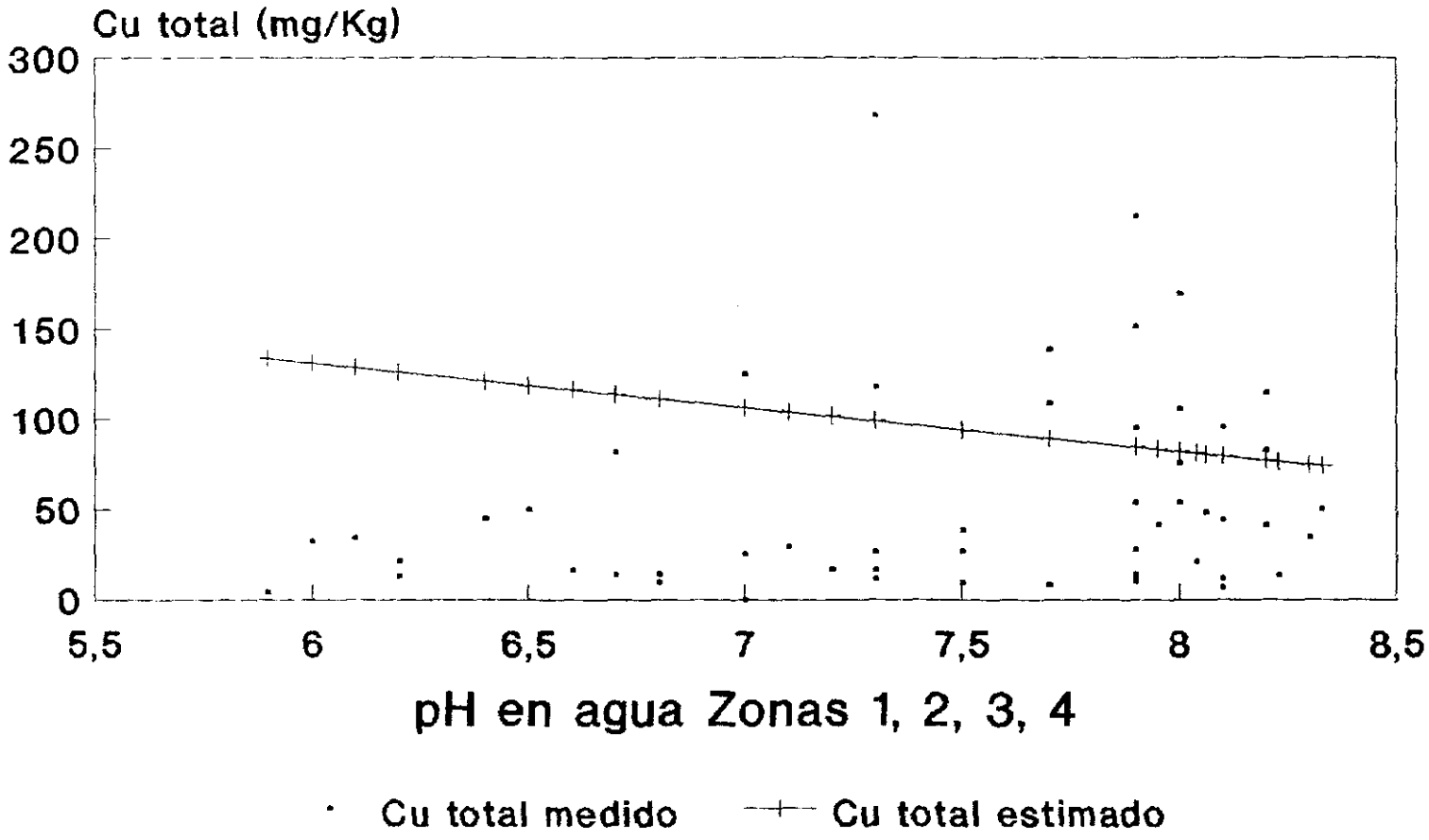
Recta de regresión
Zn total - Nitrógeno



Zn = 50,42 + 94,7 N r = 0,41

Recta de regresión

Cu total - pH en agua



Cu = 278,3 - 24,5pH r = - 0,55

y= Mercedes DOVAL

y= Josefa PELLICERI

Victoria CALA RIVERO

Carlos PAQUERO

y= C. FERNÁNDEZ

UNANIMIDAD

APTO CUM LAUDE

Madrid, 24 de enero de 1974