

2012

**ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DEL Pb, Cd,
Cu y Zn DESPUÉS DE LA APLICACIÓN DE
COMPOST EN UN SUELO *TYPIC HAPLUSTOLLS*
CULTIVADO CON CAÑA DE AZUCAR**



Alex Mauricio Vargas Vacca

Maestría en Ingeniería con Énfasis en
Ingeniería Sanitaria y Ambiental



**ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DEL Pb, Cd, Cu y Zn DESPUÉS DE LA
APLICACIÓN DE COMPOST EN UN SUELO *TYPIC HAPLUSTOLLS* CULTIVADO CON
CAÑA DE AZÚCAR**

ALEX MAURICIO VARGAS VACCA

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSTGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2012**

**ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DEL Pb, Cd, Cu y Zn DESPUÉS DE LA
APLICACIÓN DE COMPOST EN UN SUELO *TYPIC HAPLUSTOLLS* CULTIVADO CON
CAÑA DE AZÚCAR**

ALEX MAURICIO VARGAS VACCA

TESIS DE GRADO

Directora:

Ing. Dra. JENNY ALEXANDRA RODRÍGUEZ VICTORIA
Profesora Asociada

Codirector:

Ing. M.Sc. GERMAN RUEDA SAA

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSTGRADO EN INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2012

Nota de aceptación:

Firma del jurado

Firma del jurado

DEDICO A

Dios por ser mi fortaleza, mi roca y mi sustento. Por bendecirme a cada segundo de mi vida; siembra y cosecha Gálatas 6: 7-10.... Gracias infinitas a ti Dios TE AMO.

Mi familia: mis padres, hermanas y sobrinos por su apoyo y consejos....Dios es FAMILIA...

Mi novia Alexandra Barona por brindarme su apoyo en cada momento, consejos, estar presta a escucharme y acompañarme hasta el final de esta etapa...

A todas las personas que hicieron que esta investigación fuera posible

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Ing. Jenny Rodriguez por su constante apoyo, confianza y aportes al desarrollo y ejecución de esta investigación

Al Ing. German Rueda Saa por su apoyo, consejos y amistad en todos estos años de planeación, ejecución y culminación de la investigación

Al personal operativo, administrativo y directivo de la reserva natural El Hatico, ubicada en el municipio de El Cerrito departamento del Valle del Cauca, por su apoyo en la ejecución de los trabajos de campo de la investigación

Al personal operativo, administrativo y directivo de la hacienda San Lucas Barona ubicada en el municipio de El Cerrito, departamento del Valle del Cauca, por su apoyo en la ejecución de los trabajos de campo de la investigación

Al Dr. Ing. Raúl Madriñan Molina por su colaboración y valiosos aportes en el desarrollo de la investigación

A la Universidad del Valle por su apoyo al proyecto, que perteneció al banco de proyectos financiados por la Vicerrectora de investigaciones (Convocatoria interna año 2010)

A Colciencias-Bogotá por su apoyo al proyecto, el cual estuvo enmarcado dentro del programa de Jóvenes investigadores e innovadores año 2010-2011

A los jurados de este trabajo de investigación por sus aportes al mismo

A todas las personas que hicieron que esta investigación fuera posible

CONTENIDO

	pág.
RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	3
1 MARCO REFERENCIAL	5
1.1 EL SUELO Y LOS METALES PESADOS	5
1.2 PROCEDENCIA DE LOS METALES PESADOS EN EL SUELO	5
1.3 EL SUELO COMO RECEPTOR DE METALES Y SU DINÁMICA.....	6
1.3.1 Zinc.....	7
1.3.2 Cobre.....	8
1.3.3 Plomo.	9
1.3.4 Cadmio.	9
1.4 PROCESOS DEL SUELO QUE AFECTAN LA ACUMULACIÓN, DISTRIBUCIÓN Y DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS.....	10
1.4.1 Capacidad de intercambio catiónico - C.I.C.	10
1.4.2 Adsorción específica.	10
1.4.3 Complejación y quelación.	11
1.4.4 Precipitación.	11
1.5 FACTORES DEL SUELO QUE AFECTAN LA ACUMULACIÓN, DISTRIBUCIÓN Y DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS.....	11
1.5.1 pH.....	12
1.5.2 Materia orgánica.	12
1.5.3 Contenido y tipo de arcilla.	13
1.5.4 Textura.	13
1.5.5 Potencial redox.	13

1.5.6 Óxidos de hierro, manganeso y aluminio.	14
1.5.7 Otros factores.	14
1.6 APLICACIÓN DE COMPOST EN LOS CULTIVOS	15
1.6.1 El proceso de compostaje en los ingenios azucareros.	15
1.6.1.1 Características de los residuos a compostar.	15
1.6.1.2 Variables del proceso de compostaje.	18
1.6.1.3 Etapas del proceso de compostaje.	20
1.6.2. Características fisicoquímicas del compost.	22
1.6.3. Investigaciones sobre contenidos de metales pesados en suelos debido a la aplicación de enmiendas orgánicas.	22
1.6.4. Consideraciones finales.	24
2 ALCANCE DE LA INVESTIGACIÓN	26
2.1 OBJETIVO GENERAL	26
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
2.3 HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN	26
3 METODOLOGÍA	27
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	27
3.2 COMPOST	27
3.3 TRATAMIENTOS	28
3.4 UNIDAD EXPERIMENTAL	28
3.5 MUESTREOS	29
3.5.1. Muestreo inicial del suelo.	29
3.5.2. Análisis de compost.	31

3.5.3. Muestreo unidades experimentales.....	31
3.6 TIPO DE ESTUDIO.....	32
3.6.1. Factores, niveles y variables respuesta.....	32
3.6.2. Diseño experimental.	33
3.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	34
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	35
4.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO	35
4.2 CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST USADO EN LA INVESTIGACIÓN.....	37
4.3 EFECTO DE LA APLICACIÓN DE COMPOST EN LA ACUMULACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS.....	38
4.3.1. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales Zn	39
4.3.2. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales de Cu	42
4.3.3. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales de Pb	47
4.4.4. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales de Cd	50
4.4 PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO <i>TYPIC HAPLUSTOLLS</i> Y SU RELACIÓN CON LA ACUMULACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS	54
5 CONCLUSIONES	60
6 RECOMENDACIONES.....	61
BIBLIOGRAFÍA.....	62
ANEXOS.....	70

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1.1 Vida media de metales pesados en el suelo	7
Tabla 1.2. Movilidad relativa de los metales pesados según Eh y pH del suelo	14
Tabla 1.3. Composición en base seca de la cachaza	16
Tabla 1.4 Características químicas de la cachaza	16
Tabla 1.5. Características fisicoquímicas del bagazo	17
Tabla 1.6. Características químicas de la ceniza	18
Tabla 1.7. Características químicas de la vinaza producida en el Valle de Cauca	19
Tabla 1.8. Características químicas del compost	23
Tabla 3.1. Variables químicas caracterizadas y método de análisis	30
Tabla 3.2. Variables caracterizadas en el compost y método de análisis	31
Tabla 3.3 Variables analizadas en el suelo después de aplicar los tratamientos	32
Tabla 3.4. Factores, niveles y variables respuesta de la investigación	33
Tabla 4.1. Características químicas del suelo	35
Tabla 4.2. Características químicas compost de la investigación	37
Tabla 4.3. Comparación entre los contenidos totales de Zn, Cu, Pb y Cd (mg kg^{-1}) en el suelo agrícola estudiado después de aplicar los tratamientos y otros suelos agrícolas nacionales e internacionales	38
Tabla 4.4. Resumen Zn análisis de varianza- p value	39
Tabla 4.5. Resumen Cu análisis de varianza- p value	44
Tabla 4.6. Resumen Pb análisis de varianza- p value	48
Tabla 4.7. Resumen Cd análisis de varianza- p value	51
Tabla 4.8. Correlaciones (r) entre metal pesado y propiedad química	54

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1.1 Fuentes y emisiones de metales pesados en suelos	6
Figura 1.2 Dinámica de metales pesados en suelos	8
Figura 1.3. Origen del bagazo y cachaza en el proceso de fabricación del azúcar	17
Figura 1.4. Etapas proceso de compostaje	21
Figura 3.1. Localización área de estudio.....	27
Figura 3.2. Unidades Experimentales	28
Figura 3.3. Área experimental.....	29
Figura 3.4. Puntos de muestreo caracterización inicial del suelo	30
Figura 4.1. Comportamiento Zn: profundidad y tiempo	41
Figura 4.2. Comportamiento Cu: profundidad y tiempo	45
Figura 4.3. Comportamiento Pb: profundidad y tiempo	49
Figura 4.4. Comportamiento Cd: profundidad y tiempo	53
Figura 4.5. Comportamiento C.I.C: profundidad y tiempo	56
Figura 4.6. Comportamiento Materia Orgánica: profundidad y tiempo	57
Figura 4.7. Comportamiento pH: profundidad y tiempo	58

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo A Registro fotográfico	70
Anexo B Resultados de laboratorio.....	76
Anexo C Información meteorológica IDEAM épocas de muestreo	79
Anexo D Figuras validación de supuestos modelo DBA.....	82
Anexo E Resumen estadística descriptiva	118
Anexo F Tablas pruebas ANOVA y Post ANOVA	123
Anexo G Figuras regresión no paramétrica, metal pesado vs. propiedad fisicoquímica .	133

RESUMEN

La presente investigación mostró la influencia de la aplicación de compost industrial procesado en un ingenio azucarero de la región del Valle del Cauca Colombia, sobre el comportamiento de las concentraciones totales de plomo, cadmio, cobre y zinc en un suelo *Typic Haplustolls* tradicionalmente cultivado con caña de azúcar.

Este proyecto se ejecutó en la hacienda San Lucas Barona suerte 5 tablón 4, ubicada en el municipio de El Cerrito, departamento del Valle del Cauca, Colombia, a 3° 39' de latitud norte y 76° 19' de longitud Oeste, a una altura de 1000 m.s.n.m. y temperatura promedio de 24°C; en un suelo *Typic Haplustolls* que ha sido tradicionalmente cultivado con caña de azúcar por más de 10 años. Antes de aplicar los tratamientos, se realizó la caracterización química al suelo encontrándose concentraciones de metales pesados tales como: zinc (1.28 mg kg^{-1}), cobre (0.40 mg kg^{-1}), plomo (7.26 mg kg^{-1}) y cadmio (0.30 mg kg^{-1}); adicionalmente para el compost industrial evaluado se evidenciaron concentraciones de metales pesados tales como: zinc ($116.40 \text{ mg kg}^{-1}$), cobre (55.40 mg kg^{-1}), plomo (7.50 mg kg^{-1}) y cadmio (0.30 mg kg^{-1}). Posteriormente, se aplicaron tres tratamientos de compost en el área experimental, correspondientes a 6, 12 y 18 t ha⁻¹, así como también se evaluó el tratamiento de manejo convencional (Urea + KCl), con el objetivo de determinar el efecto sobre la concentración total de Pb, Cd, Cu y Zn en el suelo.

Después de realizar los muestreos en las profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm y a los 39, 202 y 259 días de haber aplicado los tratamientos en el área experimental se determinó que los tratamientos de compost influyen en el aumento de las concentraciones totales de Pb y Cu, favoreciendo su presencia en la profundidad de 20-40 cm. Los tratamientos de compost que tienen mayor influencia en el aumento de las concentraciones totales de Pb y Cu en el suelo son los de 12 y 18 t ha⁻¹, aumentando las concentraciones de estos metales pesados hasta en un 50% en comparación con lo medido inicialmente en el suelo. Con relación, al manejo convencional (Urea + KCl) no se evidenció ningún efecto sobre las concentraciones totales de los metales pesados evaluados en el suelo. Por otro lado, las propiedades químicas del suelo *Typic Haplustolls* medidas en las profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm y a los 39, 202 y 259 días tales como: pH, capacidad de intercambio catiónico y materia orgánica posiblemente ejercen influencia en la presencia de los metales pesados en los primeros centímetros del perfil del suelo.

Palabras Clave: Compost, Suelo, Concentración total, Metal pesado

SUMMARY

The present research showed the influence of sugar cane mill industrial compost processed in the Valle del Cauca Colombia about the behavior of the total concentrations of lead, cadmium, copper and zinc accumulation in the cultivated with sugar cane *Typic Haplustolls* soil.

This project was developed in the municipality of "El Cerrito" Valle del Cauca Colombia property "San Lucas Barona suerte 5 tablón 4", 3° 39' north latitude and 76° 19' west longitude, altitude 1000 m and 24 °C average temperature, in *Typic Haplustolls* soil that have been cultivated mostly with sugar cane crop over the past 10 years. Before treatment applied, a chemical characterization was performed on the soil and concentrations of heavy metals such as zinc (1.28 mg kg⁻¹), copper (0.40 mg kg⁻¹), lead (7.26 mg kg⁻¹) and cadmium (0.30 mg kg⁻¹) were found. Additionally, for the industrial compost being evaluated, concentrations of heavy metals such as zinc (116.40 mg kg⁻¹), copper (55.40 mg kg⁻¹), lead (7.50 mg kg⁻¹) and cadmium (0.30 mg kg⁻¹) were found. Subsequently, three treatments of compost were applied in the experimental area, corresponding to 6, 12 and 18 t ha⁻¹, and the conventional management treatment (Urea + KCl) was also revised on the side in order to determine the effect on total concentration of Pb, Cd, Cu and Zn in soil.

After performing the sampling at depths of 0-10 cm, 10-20 cm and 20-40 cm and 39, 202 and 259 days after the treatments were applied in the experimental area, it was determined that compost treatments have an influence in the increase of accumulation of Pb and Cu, powering their distribution in the depth of 20-40 cm. Compost treatments that have a greatest influence on the accumulation of Pb and Cu in soil are 12 and 18 t ha⁻¹; increasing concentrations of these heavy metals in 50% compared with the concentrations initially measured in soil. In relation to conventional management (Urea + KCl), no effect was revealed on the total concentrations of heavy metals evaluated in soil. On the other hand, the chemical properties of *Typic Haplustolls* soil depths measured of 0-10 cm, 10-20 cm and 20-40 cm and 39, 202 and 259 days such as: pH, cation exchange capacity and organic matter have a relation in the presence of heavy metals in the first centimeters of the soil profile.

Keywords: Compost, Soil, Total concentrations, Heavy metal

INTRODUCCIÓN

El suelo es un elemento frágil del ambiente, es un recurso natural no renovable porque su velocidad de formación y regeneración es muy lenta, mientras que los procesos que contribuyen a su degradación, deterioro y destrucción son mucho más rápidos (Alumaa et al., 2002; Bradl, 2004). La degradación del suelo es fundamentalmente la consecuencia directa de su utilización por el hombre, como resultado de actividades agrícolas, forestales, ganaderas, agroquímicas y riegos, o por acciones indirectas, como actividades industriales, eliminación de residuos, transporte, entre otros (Alumaa et al., 2002; García y Dorronsoro, 2001; Ortiz et al., 2007).

El incremento mundial de la explotación agropecuaria y el desarrollo industrial de los sectores agrícolas es la principal causa del deterioro de los suelos por metales pesados, debido al uso de fertilizantes principalmente en cultivos de alta producción (Cui et al., 2004; Ortiz et al., 2007; Farrell y Jones, 2009). Diversas investigaciones han reportado que los metales pesados son elementos potencialmente contaminantes para el ambiente (Achiba et al., 2010), debido a que se acumulan en el suelo, no son biodegradables, son absorbidos por las plantas, se movilizan hacia cuerpos de agua superficiales o subterráneas y además, pueden afectar la salud humana causando riesgos de toxicidad y bioacumulación (Pinamonti et al., 1997; Alumaa et al., 2002; Cala y Kunimine, 2003; Walter et al., 2003; Chamon et al., 2005; Businelli et al., 2009; Santos et al., 2010). Algunos metales pesados son esenciales para los organismos en pequeñas cantidades, como el Fe, Mn, Zn, B, Co, As, V, Cu, Ni o Mo, y se vuelven nocivos cuando se presentan en concentraciones elevadas; mientras que otros no desempeñan ninguna función biológica y resultan altamente tóxicos, como el Cd, Hg o el Pb.

Con relación a las enmiendas orgánicas usadas en los cultivos agrícolas, se encuentra el compost el cual es una fuente de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros macro y micronutrientes, por lo que comúnmente es usado como abono orgánico del cultivo. Sin embargo, presenta limitantes por la presencia de distintas sustancias con efectos tóxicos para el suelo y los cultivos, debido a la biodegradación insuficiente de muchas materias primas del mismo que son ricas en metales pesados (Calbrix et al., 2007; Zubillaga et al., 2008).

En cuanto a las actividades agrícolas en Colombia, el subsector de la caña de azúcar, con aproximadamente 208.254 hectáreas sembradas, se considera una de las principales actividades del país (ASOCAÑA, 2009; ASOCAÑA, 2010), la cual ha utilizado comúnmente para el cultivo de caña de azúcar fertilización mineral con urea, fosfato diamónico - DAP y KCl - Cloruro de Potasio. Sin embargo, en la última década en la región Vallecaucana los ingenios azucareros, han reducido de manera significativa el uso de los fertilizantes minerales y pesticidas, y se ha incrementado la aplicación de compost en dosis desde 10 hasta 20 t (ha año)⁻¹; el cual se obtiene en plantas de compostaje propias a partir de los residuos del proceso de producción de azúcar y etanol principalmente: Cachaza y Hoja picada (82%) y ceniza, bagazo y vinaza (18%) (Sánchez, 2009; ASOCAÑA, 2009; ASOCAÑA, 2010). Siendo importante destacar que en la producción de etanol se obtienen hasta 3 litros de vinaza por cada litro de alcohol, usándola potencialmente como materia prima para la producción de compost o

directamente como fertilizante del cultivo de caña de azúcar (ASOCAÑA, 2009; Sánchez, 2009). Estas prácticas han potencializado el uso del compost de residuos de la caña, aplicándolo como abono en los cultivos, sin conocer a fondo las implicaciones ambientales de la adición de este producto en los niveles de metales pesados en el perfil del suelo. En este sentido y de acuerdo con investigaciones recientes que evidencian la presencia de metales pesados en el suelo por aplicación de enmiendas orgánicas como el compost, se hace necesario estudiar detalladamente su acumulación y distribución en el perfil del suelo a partir de la determinación de las concentraciones totales, convirtiéndose en punto de partida para evaluar los impactos ambientales de estos elementos (De Armas y Castro, 2007; Smith, 2009; Zaccone et al., 2010).

Es importante destacar que en nuestro país, actualmente no se han definido aún los estándares de referencia para metales pesados en suelos cultivados con caña de azúcar, es decir, se desconoce el efecto de este sector productivo en el aporte o enriquecimiento de las concentraciones de estos elementos en los suelos; por lo tanto, el proyecto de investigación contribuyó a determinar los niveles totales de metales pesados (Plomo, Cadmio, Cobre y Zinc) en un suelo *Typic Haplustolls* (predominantes en el Valle del Cauca) cultivado con caña de azúcar convirtiéndose en el punto de partida para abordar esta temática en diferentes subsectores agrícolas del país, así como también evaluó la influencia de la aplicación de compost sobre las concentraciones totales de los metales pesados en el suelo.

1 MARCO REFERENCIAL

1.1 EL SUELO Y LOS METALES PESADOS

El suelo es una estructura dinámica formada por materiales orgánicos y minerales, se encuentra cubriendo la corteza terrestre y sirve como soporte a las plantas proporcionando elementos nutritivos necesarios para su desarrollo. Adicionalmente está formado por sustancias en estado sólido, gaseoso y coloidal; su composición química y la estructura física están determinadas por el tipo de material geológico del que se origina, por la cubierta vegetal, por la cantidad de tiempo en que ha actuado la meteorización, por la topografía, por la actividad de los organismos y por los cambios artificiales resultantes de las actividades humanas (García y Dorronsoro, 2001).

En el suelo existen elementos minoritarios que se encuentran en muy bajas concentraciones; sin embargo, al evolucionar la vida adaptándose a estas bajas disponibilidades, ha ocurrido que las concentraciones más altas de estos elementos se hayan vuelto tóxicas para los organismos. Dentro de este grupo de elementos se destacan los denominados metales pesados (Chamon et al., 2005).

Se considera metal pesado a aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g cm^{-3} cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0.1% y casi siempre menor del 0.01%. Junto a estos metales pesados hay otros elementos químicos que aunque son metales ligeros o no metales se suelen englobar con ellos por presentar orígenes y comportamientos asociados; es este el caso del As, B, Ba y Se (García y Dorronsoro, 2001).

Los metales pesados son muy estables en el suelo, se presentan en concentraciones que no sobrepasan los umbrales de toxicidad y se encuentran bajo formas muy poco asimilables para los organismos. De acuerdo con lo anterior, la concentración en los suelos debería ser únicamente función de la composición del material original y de sus procesos de formación, pero la actividad humana incrementa el contenido de metales en el suelo hasta concentraciones tóxicas (Chamon et al., 2005); trayendo como consecuencia la acumulación y movilidad de los mismos hacia otros recursos (agua, aire, etc.) afectando la calidad de la cadena alimentaria humana, las plantas y los procesos microbianos del suelo (Smith, 2009).

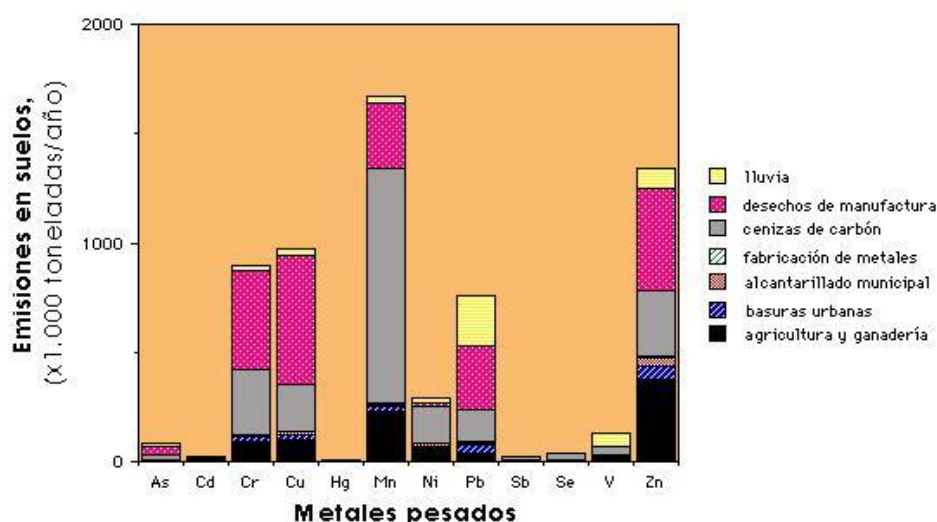
1.2 PROCEDENCIA DE LOS METALES PESADOS EN EL SUELO

Los metales pesados y elementos traza de importancia en el ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y, por tanto, de cultivos agrícolas pueden ser de naturaleza geogénica (origen natural) o antropogénicas (Micó, 2005; Micó et al., 2005). Se habla de origen natural cuando los contenidos de metales se atribuyen a la composición de los distintos minerales presentes en el suelo. Los metales son de origen antropogénico cuando sus concentraciones son mayores a las correspondientes a su

composición geoquímica y son el resultado de las actividades del hombre (Ortiz et al., 2007).

Los aportes dominantes de metales en suelos se producen por deposición atmosférica y afectan de forma significativa a los primeros centímetros de suelo. Otras fuentes importantes y que constituyen la contaminación de los suelos son las cenizas y escorias de los procesos de combustión de carbón fósil o derivados del petróleo, el aporte directo procedente de actividades agrícolas (adición de fertilizantes, pesticidas, vinazas, lodos de plantas de tratamiento de aguas, compost industrial entre otros) y su acumulación a partir de residuos industriales, urbanos y mineros (metalurgia, fabricación de pinturas, barnices, disolventes, baterías, textiles, curtidos, entre otros) (García y Dorronsoro, 2001; Ortiz et al., 2007).

En la Figura 1.1. se muestran los orígenes de los metales pesados en el suelo.



Fuente: (García y Dorronsoro, 2001)

Figura 1.1 Fuentes y emisiones de metales pesados en suelos

1.3 EL SUELO COMO RECEPTOR DE METALES Y SU DINÁMICA

El conjunto de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo lo hacen un sistema clave en los ciclos biogeoquímicos superficiales, en los que actúa como un reactor complejo, capaz de realizar funciones de filtración, descomposición, neutralización, inactivación, almacenamiento, entre otras. Así, el suelo ejerce su labor protectora a través de su poder de amortiguación o capacidad natural de depuración de la contaminación. Esta atenuación de los elementos nocivos contaminantes se realiza, entre otras, a través de reacciones de complejación, reacciones de adsorción y desorción, reacciones de precipitación y disolución, reacciones de óxido reducción, reacciones ácido-base y reacciones derivadas de procesos metabólicos. Todas estas reacciones son

fuertemente controladas por las propiedades del suelo, tales como textura, estructura, porosidad, capacidad de intercambio catiónico, pH, Eh y la actividad microbológica (García y Alonso, 2001; Ortiz et al., 2007; Delgado, 2008).

De esta forma, el suelo se comporta como una barrera protectora de otros medios más sensibles, como los hidrológicos y los biológicos. La mayoría de los suelos presentan una elevada capacidad de depuración, la cual tiene un límite diferente para cada situación y para cada tipo de suelo. Cuando se alcanza ese límite, el suelo deja de ser eficaz como amortiguador de contaminación e incluso puede funcionar como una fuente de sustancias peligrosas para los organismos que viven en él o en otros medios relacionados (García y Alonso, 2001; Ortiz et al., 2007; Delgado, 2008; Farrell et al., 2010).

De acuerdo con lo observado en la Tabla 1.1., la vida media de los metales en el suelo varía según el elemento y las condiciones que tenga para moverse en el perfil del suelo (García y Alonso, 2001).

Tabla 1.1 Vida media de metales pesados en el suelo

Metal Pesado	Vida Media (años)
Zn (Zinc)	70 a 510
Cd (Cadmio)	13 a 1100
Cu (Cobre)	310 a 1500
Pb (Plomo)	740 a 5900

Fuente: (García y Alonso, 2001)

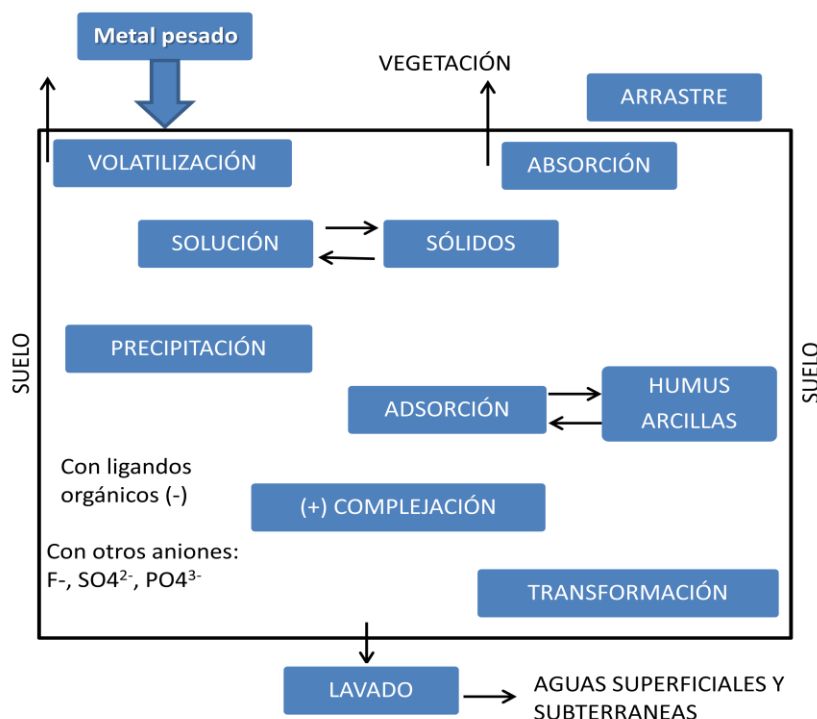
Los aportes de metales pesados a la biosfera no son muy elevados, pero en los suelos su concentración aumenta debido a su larga vida media (Farrell y Jones, 2009; Farrell et al., 2010). De acuerdo con diversos autores (García y Alonso, 2001; García y Dorronsoro, 2001; Ferreras et al., 2006) (ver Figura 1.2.) la acumulación de los metales en el suelo puede ser el resultado de:

- Retención en el suelo, en forma disuelta en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación.
- Absorbidos por las plantas e incorporados en la cadena trófica.
- Volatilización a la atmósfera
- Movilización (lixiviación, lavados, arrastre) a aguas superficiales o subterráneas

A continuación se describe de manera resumida la dinámica de cada uno de los metales pesados evaluados en la investigación:

1.3.1 Zinc. La forma soluble del Zn en soluciones de suelos es el Zn^{2+} . Parte de él puede ser fijado por las arcillas, la materia orgánica y los hidróxidos de Fe y Al. Comparado con su concentración total en los suelos su solubilidad en la solución del mismo es muy baja (3×10^{-8} a 3×10^{-6} M) según Hodgson et al.(1966) citado por (Bradl, 2004). La solubilidad de los distintos compuestos de Zn es muy diferente y depende de las concentraciones de SO_4 , CO_2 , H_4SiO_4 , Fe^{3+} y fosfatos. Cuando la solución se satura precipita con los

hidróxidos, carbonatos, fosfatos, sulfuros, molibdatos y con otros aniones, como los humatos, pero en general la unión al complejo de cambio es más estable que cualquier compuesto mineral (García y Dorronsoro, 2001; Alumaa et al., 2002; Ortiz et al., 2007).



Fuente: Adaptado de García y Dorronsoro (2001)

Figura 1.2 Dinámica de metales pesados en suelos

Su comportamiento geoquímico está ligado al Cd. Su biodisponibilidad está fuertemente influenciada por el valor del pH del suelo. Es mucho más móvil en los suelos ácidos que en los neutros y alcalinos (Achiba et al., 2010). Su adsorción aumenta con la capacidad de cambio, con la arcilla y con la materia orgánica. Los fulvatos de Zn juegan un importante papel en la solubilidad del Zn en el suelo. Es considerado como un elemento esencial para los organismos. Es poco tóxico, pero en cantidades mayores a 350 mg kg⁻¹ puede ocasionar retrasos en el crecimiento de la planta (Pinamonti et al., 1997; Alumaa et al., 2002).

En la corteza terrestre se presenta con unos contenidos medios de 80 mg kg⁻¹. Para las rocas ígneas presentan valores medios de 50-100 mg kg⁻¹, para las arcillas de 120 mg kg⁻¹ y para las areniscas y calizas de 20-30 mg kg⁻¹ (García y Dorronsoro, 2001).

1.3.2 Cobre. El Cu es uno de los más importantes elementos para las plantas y los animales. El exceso de Cu puede producir deficiencia de Zn y viceversa. Las formas asimilables por las plantas son el [Cu(H₂O)₆]²⁺ para los suelos ácidos y como Cu(OH)₂ en

los neutros y alcalinos. El Cu es fuertemente fijado en los suelos y por tanto es un metal muy poco móvil (Cala y Kunimine, 2003) y muy poco sensible a los cambios de pH (Walter et al., 2003). La materia orgánica y los óxidos de Fe y Mn son los parámetros más importantes para la fijación del Cu, jugando las arcillas y la capacidad de cambio acciones mucho menos decisivas. Los ácidos húmicos y fúlvicos se unen fuertemente al Cu^{2+} formando quelatos solubles (Chamon et al., 2005). Son muy numerosos los minerales que por alteración liberan Cu, como son los sulfuros, sulfatos, sulfosales y carbonatos; principalmente: calcopirita CuFeS_2 , cuprita Cu_2O , malaquita $\text{Cu}_2(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$ y azurita $\text{Cu}_2(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$ (Businelli et al., 2009).

En los suelos podemos encontrar el Cu como: iones solubles, complejos inorgánicos solubles, complejos orgánicos solubles, formando complejos orgánicos estables, adsorbido por los óxidos de Mn, Fe y Al, adsorbido por la materia orgánica y por las arcillas, y formando parte de las estructuras de los minerales. En general el Cu se encuentra unido al complejo de cambio más que formando minerales. Los suelos con altos contenidos en materia orgánica toleran altas concentraciones de Cu (Santos et al., 2010).

En la corteza terrestre se presenta con una concentración media de $45\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$. En cuanto a las rocas, como ocurre con muchos de los metales pesados, los contenidos más bajos se presentan en las rocas ígneas ácidas y en las sedimentarias tipo calizas y areniscas, con valores desde los $5,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de las calizas, hasta los 30 mg kg^{-1} . Los contenidos de las rocas ígneas básicas, como los basaltos, los valores se suben hasta los 90 mg kg^{-1} (García y Dorronsoro, 2001).

1.3.3 Plomo. El Pb se presenta en suelos bajo las formas de Pb^{2+} y Pb^{4+} , especialmente el primero.

Su biodisponibilidad está fuertemente condicionada por el pH del suelo. Su movilidad se va volviendo cada vez más alta conforme va disminuyendo el valor del pH, siendo especialmente móvil para pH's extremadamente ácidos (Hernández et al., 2003). Los compuestos de Fe, Mn y Al presentan una fuerte afinidad para adsorber Pb. Con la materia orgánica forma complejos más estables a pH altos. Los quelatos de Pb solubles representan un alto porcentaje entre las especies solubles de Pb. Tiene una fuerte tendencia a unirse a los fosfatos para formar compuestos insolubles como el $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$, $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ y $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ (Calbrix et al., 2007). Se trata de un metal pesado carente de acciones benéficas para los organismos. Es un elemento escaso en las rocas ($1\text{-}20 \text{ mg kg}^{-1}$) con un promedio de 14 mg kg^{-1} (Zubillaga et al., 2008).

1.3.4 Cadmio. Se trata de un metal pesado de muy alta peligrosidad, dada su elevada capacidad de acumulación en los organismos y su fuerte toxicidad. Por otra parte no es un elemento necesario para los organismos. El pH afecta sensiblemente a la solubilidad del Cd (De Armas y Castro, 2007); su retención, por la fase sólida, aumenta fuertemente al incrementarse el pH. Tiende a ser más móvil que la mayoría de los metales pesados.

Su comportamiento es similar al Ca^{2+} y está ligado al Zn (Smith, 2009). Los suelos con CaCO_3 adsorben el Cd y reducen sensiblemente su biodisponibilidad. Al aumentar la

materia orgánica y la capacidad de cambio del suelo se incrementa la adsorción del Cd. Con la materia orgánica forma complejos menos estables que los de otros metales pesados, como el Pb o Cu. Los óxidos de Fe también adsorben al Cd (Zaccone et al., 2010). Son varios los autores que han encontrado una relación inversa entre la capacidad de cambio de los suelos y el contenido en Cd de las plantas (Lamb et al., 2009).

La forma más usual de presentarse el Cd disuelto en la solución del suelo es como Cd^{2+} , pero también puede encontrarse formando iones complejos: CdCl^+ , CdOH^+ , CdHCO_3^+ , CdCl_3^- , CdCl_4^{2-} , $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$ y $\text{Cd}(\text{OH})_4^{2-}$, junto a complejos orgánicos. La forma más frecuente de precipitación es como octavita (CdCO_3). El origen más frecuente de Cd son los sulfuros de Zn, concretamente la esfalerita y la greenockita. Se presenta en pequeñas cantidades en la corteza terrestre y en los materiales originales que dan origen a los suelos 0,03-0,2 mg kg^{-1} (Lamb et al., 2009; Zaccone et al., 2010).

1.4 PROCESOS DEL SUELO QUE AFECTAN LA ACUMULACIÓN, DISTRIBUCIÓN Y DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS

Distintos procesos como el intercambio catiónico, adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos, afectan la distribución de los metales en el perfil del suelo, siendo responsables de su acumulación, distribución y disponibilidad (Lamb et al., 2009).

1.4.1 Capacidad de intercambio catiónico - C.I.C. El intercambio catiónico es función del contenido de arcilla, del tipo de coloide y materia orgánica, las cuales presentan generalmente cargas negativas en la superficie de sus constituyentes; dichas cargas negativas son neutralizadas por una cantidad equivalente de cationes, quedando adsorbidos en el complejo de cambio. Esta adsorción de cationes por el suelo es denominada “adsorción no específica”, que se caracteriza porque el ión es atraído electrostáticamente por las superficies cargadas de la fracción coloidal del suelo, sin que haya una dependencia de configuración electrónica con el grupo funcional de la superficie del mismo, formando moléculas llamadas complejos de esfera externa (Pinamonti et al., 1997). La cantidad de iones que pueden ser adsorbidos de forma intercambiable en el suelo, se llama capacidad de intercambio catiónico, en este proceso se presenta selectividad de un catión por otro, por lo tanto, es un fenómeno estequiométrico y reversible.

Así, un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (CIC) alta tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales (Esteves da Silva y Oliveira, 2002; Silveira et al., 2006; Zhu et al., 2011).

1.4.2 Adsorción específica. La adsorción específica es un fenómeno de alta afinidad, que involucra mecanismos de intercambio entre el metal y el ligando de la superficie de los coloides, principalmente 2:1 por medio de enlaces covalentes o iónicos (Zhang, 2011). Como consecuencia de la adsorción específica, los metales son removidos de la solución

suelo y retenidos en la superficie de los coloides formando moléculas estables, llamadas complejos de esfera interna. Este mecanismo muchas veces no es reversible. La adsorción específica se produce por la afinidad de algunos cationes metálicos por un sitio particular de adsorción, por esta razón los metales son adsorbidos específicamente en cierto orden de preferencia, por ejemplo $Cd < Zn < Cu < Pb$ (Lamb et al., 2009).

1.4.3 Complejación y quelación. La complejación de metales involucra a un ión metálico en solución que está siendo rodeado por uno o más ligandos orgánicos o inorgánicos (Rieuwerts et al., 2006). La quelación ocurre cuando un ligando, generalmente una molécula orgánica grande, ocupa dos o más sitios de coordinación alrededor de un ión metálico central (Santos et al., 2010).

Es importante destacar también que la complejación del suelo es uno de los procesos que gobierna la solubilidad y la bioasimilación de metales pesados. La toxicidad de los metales pesados se potencializa en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos, lo que facilita su solubilidad, disponibilidad y dispersión. La estabilidad de muchos de estos complejos frente a la degradación por los organismos del suelo, es una causa importante en la persistencia de la toxicidad. Pero también la presencia de abundantes quelatos puede reducir la concentración de otros iones tóxicos en la solución del suelo (Liu et al., 2009; Florido et al., 2011).

1.4.4 Precipitación. Las reacciones de precipitación y disolución del metal pesado, dependen de su solubilidad en agua, cuanto menor sea su valor menos soluble será el metal pesado en la solución del suelo (Ko et al., 2008). Los iones metálicos en la solución del suelo pueden precipitar con un agente químico, generalmente aniones como fosfatos, carbonatos o sulfatos (Li et al., 2010). También pueden precipitar como hidróxidos al reaccionar con los iones de la solución (Alumaa et al., 2002). La precipitación/disolución son procesos que se ven influenciados por el pH y el potencial redox del suelo (Brown et al., 2005).

Las reacciones de precipitación están asociadas normalmente a suelos alcalinos y calcáreos con concentraciones relativamente altas de metales pesados, y además a condiciones que favorezcan una baja solubilidad de estos metales como altos pH's o a la presencia de pocos sitios de adsorción específica (Lasaridi et al., 2006). La precipitación de Cu, Zn, Pb y Cd es improbable que suceda en condiciones ácidas, excepto cuando hay altas concentraciones de carbonatos, sulfatos o fosfatos (Zinati et al., 2004; Júnior et al., 2008; Hargreaves et al., 2008).

1.5 FACTORES DEL SUELO QUE AFECTAN LA ACUMULACIÓN, DISTRIBUCIÓN Y DISPONIBILIDAD DE METALES PESADOS

Los factores del suelo que afectan la acumulación, distribución y disponibilidad del metal son principalmente pH, potencial redox, textura, contenido y tipo de arcillas, materia orgánica, óxidos de Fe, Mn y Al, y la presencia de cationes y aniones en solución (Lamb et al., 2009).

1.5.1 pH. Es un factor esencial, porque la mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, excepto As, Mo, Se y Cr, que se movilizan a pH alcalino. El pH, es un parámetro importante para definir la movilidad del catión, debido a que con valores moderadamente altos se produce la precipitación como hidróxidos. En medios muy alcalinos, pueden nuevamente pasar a la solución como hidroxicomplejos (García y Dorronsoro, 2001). El pH del suelo tiene un efecto sobre la biodisponibilidad de la mayoría de los metales pesados al afectar el equilibrio entre la especiación metálica, solubilidad, adsorción e intercambio de iones en el suelo. Además, afecta los procesos de ingreso del metal a las raíces de las plantas (Lamb et al., 2009).

En suelos ácidos, se produce una competencia de los iones de H^+ con los cationes metálicos por los sitios de intercambio (Arao et al., 2010). A pH bajo se produce desorción de los metales pesados, aumentando su concentración en la solución del suelo y su biodisponibilidad (Piotrowska y Kabata-Pendias, 1997). Al aumentar el pH los metales pesados son removidos de la solución suelo y adsorbidos por los coloides del suelo, disminuyendo su biodisponibilidad (Pinamonti et al., 1997). El pH del suelo también afecta la carga eléctrica de los componentes de la fracción coloidal del suelo (menores a 2 micras), constituida por las arcillas, óxidos y materia orgánica humificada que poseen carga dependiente del pH, la cual se hace más negativa a pH alcalino y más positiva a pH ácido (Quintero, 2004). Por lo tanto, en suelos con carga variable, la retención de cationes metálicos aumenta en la medida que el pH del suelo sea más alto y se reduce al acidificarse el suelo, en donde también, el punto isoeléctrico del mismo juega un papel importante. Con excepción del Mo, Se y As, la biodisponibilidad de los metales pesados disminuye con el aumento del pH del suelo debido a su precipitación como hidróxidos insolubles, carbonatos y complejos orgánicos (Silveira et al., 2006; Zeng et al., 2011).

La formación de complejos metálicos también se ve afectada por el pH, en condiciones de acidez algunos ligandos orgánicos se complejan con H^+ y no con el Fe^{+3} , quedando más disponibles (Rieuwerts et al., 2006).

1.5.2 Materia orgánica. La materia orgánica del suelo se compone de sustancias húmicas y no húmicas, siendo las sustancias húmicas los compuestos más estables del suelo (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas), además, tiene un número relativamente grande de grupos funcionales (CO_2 , OH, $C=C$, $COOH$, SH, CO_2H) que tienen una alta afinidad por los iones metálicos, pudiendo formar complejos órgano-metálicos (Kabata-Pendias, 2004).

Este factor reacciona con los metales formando complejos de cambio y quelatos. Los metales una vez que forman quelatos o complejos pueden migran con mayor facilidad a lo largo del perfil. La materia orgánica puede adsorber tan fuertemente a algunos metales, como es el Cu, que pueden quedar en posición no disponible por las plantas. Por eso algunas plantas, de suelos orgánicos, presentan carencia de ciertos elementos como el Cu. El Pb y el Zn forman quelatos solubles muy estables. La complejación por la materia orgánica del suelo es una de los procesos que gobiernan la solubilidad y la bioasimilación de metales pesados (García y Dorronsoro, 2001; Ingelmo et al., 2011). La relación entre la materia orgánica y los metales es importante en la biodisponibilidad de éstos debido a su alta capacidad de formar complejos. Los grupos carboxilatos (COO^-) de la materia orgánica forman complejos estables con los metales, especialmente en ambientes

alcalinos, donde la afinidad es mayor. De esta forma los metales pesados quedan adsorbidos en la materia orgánica del suelo (Basta y McGowen, 2004; Silveira et al., 2006; Zeng et al., 2011).

1.5.3 Contenido y tipo de arcilla. La mayor parte de las arcillas se caracterizan por tener cargas eléctricas principalmente negativas en su superficie. Estas cargas son responsables de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) del suelo, constituyen un freno al movimiento de los cationes metálicos en la solución del suelo, hacen que los metales permanezcan por más tiempo en el suelo y disminuyen su solubilidad y biodisponibilidad (Esteves da Silva y Oliveira, 2002; Basta y McGowen, 2004; Wang y Qin, 2007). Tanto el contenido como el tipo de arcillas son importantes en la capacidad de retención de los iones. El tipo de arcilla tiene que ver con su estructura y se tienen arcillas con carga permanente, es decir, carga generada por sustitución isomórfica, y arcillas con carga variable o dependiente del pH, la cual es generada por la adsorción o remoción de iones hidrógeno en la superficie de los coloides. Por lo tanto, el tipo de arcilla afecta la CIC y el grado de retención de los cationes metálicos en el suelo (Ramalho y Sobrinho, 2001; Kabata-Pendias, 2004).

1.5.4 Textura. Suelos arcillosos tienden a adsorber metales pesados que quedan retenidos en su superficie. Cada especie de arcilla en el suelo tiene unos valores determinados de superficie específica y descompensación eléctrica. Ambas características son las responsables del poder de adsorción en estos minerales. La capacidad de cambio de cationes es mínima para los minerales del grupo de la caolinita, baja para las micas, alta para las esmectitas y máxima para las vermiculitas (Cornu et al., 2001; Xue et al., 2003; Giuffré et al., 2005). Por el contrario, los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales pesados, los cuales pasan rápidamente al subsuelo y pueden contaminar los niveles freáticos (García y Dorronsoro, 2001; Rayment et al., 2002).

1.5.5 Potencial redox. Las condiciones de óxido/reducción (redox) de un suelo pueden influenciar la biodisponibilidad de los metales. La condición redox afecta el tipo de especies de metales en la solución suelo alterando su solubilidad. El potencial redox tiene un gran efecto sobre la especiación y solubilidad del Mn en la solución suelo, el cual puede existir como Mn(II), Mn(III) y Mn(IV) (Ortiz et al., 2007). Sólo la forma reducida Mn(II) es más estable y soluble en la solución suelo. En los suelos compactados e inundados, que tienen poca aireación, se ven favorecidas las condiciones de reducción, incrementando la biodisponibilidad de algunos metales como el Mn, Cd, Cu, Cr y Zn y aumentando su toxicidad (Kabata-Pendias, 2004).

Tabla 1.2. Movilidad relativa de los metales pesados según Eh y pH del suelo

Movilidad	Oxidante	Acido	Neutro y Alcalino	Reductor
Alta	Zn	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au		
Media	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd	Cd	Cd	
Baja	Pb	Pb	Pb	
Muy Baja	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr	Al, Sn, Pt, Cr	Al, Sn, Cr, Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

Fuente: (Garcia y Dorronsoro, 2001)

En general, el potencial de oxidación-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Los diagramas Eh-pH se utilizan para mostrar la estabilidad de compuestos metálicos y proporciona un método fácil para predecir el comportamiento de los metales pesados frente a un cambio en las condiciones ambientales. En la Tabla 1.2 se observa la movilidad de los metales pesados según el Eh y pH en el suelo planteada por Plant y Raiswell (1983) citado por Garcia y Dorronsoro (2001).

1.5.6 Óxidos de hierro, manganeso y aluminio. Juegan un importante papel en la retención de los metales pesados. Tienen una alta capacidad de fijar a los metales e inmovilizarlos. Los suelos con altos contenidos de Fe y Mn tienen una gran capacidad para adsorber metales divalentes, especialmente Cu, Pb y en menor extensión Zn, Co, Cr, Mo y Ni (Rieuwerts et al., 2006). Los óxidos también pueden coprecipitar los iones metálicos. Al aumentar el contenido de óxidos hidratados en el suelo aumentan los sitios de adsorción para los metales y se reduce directamente su biodisponibilidad (García y Dorronsoro, 2001; Barzegar et al., 2004). La importancia de los óxidos hidratados en la retención de los metales depende aparentemente de las condiciones de óxido-reducción del suelo, ya que en condiciones reductoras hay mayor disolución de los óxidos. Recientemente se ha demostrado que los óxidos de Fe y Mn tiene mayor capacidad de adsorción de metales pesados que los óxido de Al y otros minerales de arcilla (Basta y McGowen, 2004). Los óxidos hidratados de Fe y Mn influyen la solubilidad de Pb, Zn, Cd, y Cu; los óxidos de Mn en particular presentan una fuerte afinidad por la adsorción de Pb y probablemente en menor grado por la adsorción de Cd (Farrell y Jones, 2009).

1.5.7 Otros factores. Hay otros factores que afectan la solubilidad de los metales en el suelo y su biodisponibilidad para las plantas; entre ellos la actividad microbiana del suelo, por ejemplo, puede inmovilizar metales favoreciendo la precipitación de sulfatos y óxidos de Fe hidratados. Las bacterias del suelo afectan la biodisponibilidad al absorber metales a través de grupos orgánicos funcionales de su pared celular o al acidificar el suelo (Soler-Rovira et al., 2010).

Las propiedades físicas del suelo también pueden afectar la biodisponibilidad, por ejemplo el anegamiento y la compactación bajan el potencial redox del suelo (Segura-Muñoz et al., 2006). Por otro lado, la absorción de Cd y Pb por la planta al igual que de otros iones es función de la temperatura; adicionalmente a bajas temperaturas, la tasa de descomposición de la materia orgánica es menor. La actividad de las raíces afecta la biodisponibilidad al bajar el pH de la rizósfera. Al exudar ácidos orgánicos se solubilizan los metales y su absorción por las plantas aumenta. Los exudados orgánicos de las raíces también pueden actuar como agentes complejantes de los metales y pueden movilizar los metales adsorbidos a la solución suelo (García y Alonso, 2001).

1.6 APLICACIÓN DE COMPOST EN LOS CULTIVOS

La disminución constante de la materia orgánica en la mayoría de los suelos agrícolas, debido a las intensas labores agroindustriales, ha incrementado el empleo de enmiendas orgánicas (García-Martínez et al., 2008). Una alternativa de enmienda orgánica es el compost, el cual se obtiene mediante un proceso de descomposición biológica aerobia de residuos orgánicos sólidos, obteniéndose un producto que puede ser aplicado para el mejoramiento de suelos y cultivos (Tejada et al., 2009). Sin embargo, a pesar de que el compost es un producto que tiende a variar en su composición fisicoquímica debido a la multiplicidad de compuestos y métodos empleados que dan origen, es considerado como una fuente potencial de materia orgánica y humus para reacondicionar y mejorar los suelos (Tandy et al., 2009; Janos et al., 2010; Doelsch et al., 2010).

De acuerdo con lo anterior, actualmente el subsector de la caña de azúcar en Colombia que cuenta con 208254 ha sembradas, ha reducido de manera significativa el uso de fertilizantes minerales con urea, fosfato diamónico DAP y cloruro de potasio (KCl) por la aplicación de compost procesado a partir de hojarasca, bagazo, cachaza y vinaza (ASOCAÑA, 2010), sin conocer a fondo si existe riesgo potencial o no de incrementar las concentraciones de metales pesados en el perfil del suelo.

1.6.1 El proceso de compostaje en los ingenios azucareros. Actualmente, algunos de los ingenios azucareros del Valle del Cauca cuentan con plantas de compostaje dedicadas al procesamiento de sus residuos sólidos para la obtención de abonos orgánicos (Sánchez, 2009). A continuación se presentan los aspectos más importantes de este proceso:

1.6.1.1 Características de los residuos a compostar. A continuación se presentan los principales residuos utilizados en el proceso de compostaje de los ingenios azucareros:

Cachaza

La cachaza es el principal residuo de la industria de la caña de azúcar, produciéndose de 30 a 50 kg por tonelada de materia prima procesada (Basanta et al., 2007). Físicamente la cachaza es un material esponjoso, amorfo, de color oscuro a negro, que absorbe grandes cantidades de agua. Es rica en fósforo, calcio y nitrógeno y pobre en potasio. Sus principales limitaciones para usarla con fines agronómicos son el alto contenido de

humedad (75%-80%) que presenta en estado fresco y su alta relación Carbono/Nitrógeno (Conil, 2006; García y Rojas, 2008).

La cachaza resulta del proceso de clarificación del guarapo (ver Figura 1.3.), compuesto principalmente por tierra y una gran cantidad de materia orgánica (Tecnicaña, 2009). La cachaza representa de 2.8% a 4.5 % de la masa total de caña molida (ASOCAÑA, 2010). En la Tabla 1.3 se presentan los principales componentes de la cachaza en base seca.

Tabla 1.3. Composición en base seca de la cachaza

Compuestos	Composición química, base seca (%)
Proteína cruda	12-16
Cera, aceite, resina	10-14
Sacarosa y azúcares reductores	10-14
Medula de caña	18-25
Otros (tierra, cenizas, bagacillo)	23-35

Fuente: (Tecnicaña, 2009; Gordillo y Chávez, 2010)

En la Tabla 1.4. se presentan las principales características fisicoquímicas de la cachaza, antes de ser usada como insumo en el proceso de compostaje en los ingenios azucareros de la región.

Tabla 1.4 Características químicas de la cachaza

Característica	Valor
pH	5.66
Materia orgánica (%)	20.70
Nitrógeno (%)	0.68
Fosforo (%)	0.57
Potasio (%)	0.21
Humedad (%)	73.78
Calcio (%)	2.1
Magnesio (%)	0.5
Relación C/N	22

Fuente: (Tecnicaña, 2009; Gordillo y Chávez, 2010)

Bagazo

Es un residuo fibroso que se obtiene de la preparación y molienda de la caña (ver Figura 1.3.); heterogéneo en cuanto a su composición granulométrica y estructural, presenta

relativamente baja densidad y un alto contenido de humedad, en las condiciones en que se obtiene del proceso de molienda de la caña (Venegas-González et al., 2005).

En la Tabla 1.5. se presentan las principales características fisicoquímicas del bagazo, antes de ser usada como insumo en el proceso de compostaje en los ingenios azucareros de la región.



Fuente: (Tecnicaña, 2009; Gordillo y Chávez, 2010)

Figura 1.3. Origen del bagazo y cachaza en el proceso de fabricación del azúcar

En la Tabla 1.5. se presentan las principales características fisicoquímicas del bagazo, antes de ser usada como insumo en el proceso de compostaje en los ingenios azucareros de la región.

Tabla 1.5. Características fisicoquímicas del bagazo

Característica	Valor
Nitrógeno (%)	0.05
Fosforo (%)	0.20
Potasio (%)	0.19
Humedad (%)	51
Celulosa (%)	35
Hemicelulosa (%)	20
Lignina (%)	17

Fuente: (Solano et al., 2005; Venegas-González et al., 2005)

Ceniza

La ceniza se obtiene de la combustión del bagazo utilizado en las calderas. El contenido en cenizas del bagazo natural puede considerarse moderado, ubicándose entre 2% y 5% (b.s.). Sin embargo, como consecuencia directa de la mecanización de la cosecha, y sobre todo en época de lluvia, este parámetro puede elevarse, llegándose a reportar valores extremos de 12% a 15 % (Gordillo y Chávez, 2010; Gordillo, 2010). En la Tabla

1.6. se presentan las principales características fisicoquímicas de la ceniza para ser utilizada como insumo en el proceso de compostaje en los ingenios azucareros.

Vinaza

La vinaza constituye el principal residuo líquido producto de la fermentación de la melaza para la obtención de alcohol carburante etanol; por cada litro de alcohol producido se generan 3 litros de vinaza (ASOCAÑA, 2009).

Tabla 1.6. Características químicas de la ceniza

Característica	Valor
Humedad (%)	54
Cenizas (%)	40
Materia orgánica (%)	6

Fuente: (Gordillo, 2010)

La vinaza contiene principalmente Azufre (S), Magnesio (Mg), y Calcio (Ca), elevadas concentraciones de K y materia orgánica disuelta, así como niveles medios de N y P; sin embargo, esta composición es variable según provenga de: melaza, jugo o la mezcla de ambos (Conil, 2006).

La composición de la vinaza depende de las características de la materia prima usada en la producción de alcohol, en este caso melaza, del sustrato empleado en la fermentación, del tipo y eficiencia de la fermentación y destilación y de las variedades y maduración de la caña (Tecnicaña, 2009). La vinaza, resultante de la destilación de melaza fermentada, tiene una composición elemental interesante y contiene todos los componentes del vino que han sido arrastrados por el vapor de agua así como cantidades de azúcar residual y componentes volátiles. De manera general, los constituyentes son (García y Rojas, 2008; Tecnicaña, 2009):

- Sustancias inorgánicas solubles en las cuales predominan los iones K, Ca y SO_4 .
- Células muertas de levadura.
- Sustancias orgánicas resultantes de los procesos metabólicos de levaduras y microorganismos contaminantes.
- Alcohol y azúcar residual.
- Sustancias orgánicas insolubles.
- Sustancias orgánicas volátiles.

En la Tabla 1.7. se presentan las principales características fisicoquímicas de la vinaza, antes de ser usada como insumo en el proceso de compostaje en los ingenios azucareros de la región.

1.6.1.2 Variables del proceso de compostaje. A continuación se presentan las principales variables que son medidas constantemente durante el proceso de compostaje en los ingenios azucareros de la región:

Temperatura

Es el parámetro que mejor indica el desarrollo del proceso. Debe mantenerse entre 35°C y 65°C. Cada grupo de microorganismos tiene una temperatura óptima para realizar su actividad, el grupo de microorganismos favorecido descompondrá la materia orgánica para obtener materia y energía, y en la operación se emitirá calor que puede hacer variar la temperatura de la pila de residuos (Gordillo, 2010). Durante el proceso de descomposición aerobia se observan tres fases: fase mesófila inicial ($T < 45^{\circ}\text{C}$), al final de la cual se producen ácidos orgánicos; fase termófila ($T > 45^{\circ}\text{C}$); y fase mesófila final en donde se llega a la temperatura inicial del proceso (Solano et al., 2005; Gordillo y Chávez, 2010).

Tabla 1.7. Características químicas de la vinaza producida en el Valle de Cauca

Característica	Valor
pH	4.0 - 5.2
Materia orgánica (%)	4.8 - 6.0
Nitrógeno (%)	0.2 - 0.3
Fosforo (%)	0.01 - 0.03
Potasio (%)	0.96 - 0.1
Conductividad eléctrica (mScm^{-1})	23.0 - 41.0
Calcio (%)	0.17 - 0.35
Magnesio (%)	0.10 - 0.13
Hierro (ppm)	30 - 40
Manganeso (ppm)	3.0 - 5.0
Cobre (ppm)	0.1 - 1.0
Zinc (ppm)	0.1 - 2.0

Fuente: (García y Rojas, 2008; Tecnicaña, 2009).

Humedad

La presencia de agua es imprescindible para los requerimientos fisiológicos de los microorganismos, ya que es el medio de transporte de las sustancias solubles que sirven de alimento a las células, y de los productos de desecho de las reacciones que tienen lugar durante el proceso (Basanta et al., 2007). La humedad de la masa de compostaje debe ser tal que el agua no llegue a ocupar totalmente los poros de dicha masa y que permita la circulación tanto del oxígeno como de otros gases. Los valores de humedad para que pueda darse una descomposición aerobia están entre el 30% y el 70%; además hay que evitar valores inferiores a este rango ya que dificultan la actividad biológica. Valores superiores a este rango hacen que el agua desplace el aire en los espacios libres existentes entre las partículas, reduciendo la transferencia de oxígeno y produciéndose una anaerobiosis (Venegas-González et al., 2005; Basanta et al., 2007; Gordillo, 2010).

Densidad aparente

Es la relación que existe entre el peso del material y el volumen total. La mayor parte del compost presenta una densidad aparente entre 400 kg m^{-3} y 700 kg m^{-3} lo cual se ve afectado por la humedad del producto, la distribución de las partículas, el contenido de materia orgánica y su grado de descomposición. La densidad se va incrementando con el tiempo de compostaje, como consecuencia de una mayor descomposición y reducción en tamaño de las partículas (Gordillo y Chávez, 2010).

pH

Mediante el seguimiento del pH se puede obtener una medida indirecta del control de la aireación de la mezcla, ya que si en algún momento se crean condiciones anaerobias se provoca el descenso del mismo (Basanta et al., 2007). En la fase mesófila inicial se observa una disminución del pH debido a la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica más susceptible a biodegradación, produciéndose una liberación de ácidos orgánicos. En la segunda fase se produce una alcalinización debido a la oxidación de los compuestos orgánicos y la formación de nitrógeno amoniacal como resultado de la descomposición de proteínas. En la tercera fase, el pH se mantiene por encima de 7.5 debido a la formación de los compuestos húmicos, lo cual es síntoma de una adecuada descomposición (Basanta et al., 2007; García y Rojas, 2008).

Aireación

Es necesario asegurar una concentración adecuada de oxígeno para que se realice un correcto desarrollo del proceso de compostaje, ya que los microorganismos que intervienen son aerobios, esto se complementa con un buen control de la temperatura y humedad (Gordillo y Chávez, 2010).

Conductividad Eléctrica

Tiende generalmente a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica, hecho que produce un aumento o un descenso en la concentración de nutrientes, lo que puede deberse a fenómenos de lixiviación en la pila de compostaje, provocados por una humectación excesiva de la misma. Sus valores al iniciar y finalizar el proceso no deben superar los $3000 \mu\text{s cm}^{-1}$ (Basanta et al., 2007; Gordillo, 2010).

1.6.1.3 Etapas del proceso de compostaje. En la Figura 1.4. se muestran los procesos más representativos involucrados en la obtención del abono orgánico; a continuación se describen cada uno de ellos:

Transporte y recepción de materias primas

Las materias primas tales como cachaza, ceniza y bagazo son entregadas por la fábrica de azúcar; la hoja picada, por patios de caña. Estos materiales son transportados hasta la planta de compostaje por medio de volquetas y tractores con equipos de autovoltaje. La vinaza proveniente de la planta de destilación de alcohol es conducida por medio de

tubería, a los sedimentadores de la planta de compostaje, para posteriormente ser enviados a los reservorios de vinaza para su almacenamiento y disposición en las pilas (Sánchez, 2009).

Armado de pilas

Una vez llega la materia prima a la planta de compostaje se lleva un control de pesos para el armado de las pilas. Las pilas de compost tienen un peso de 420 toneladas, y están compuestas principalmente por: Cachaza y Hoja picada (82%) y ceniza, bagazo y vinaza (18%) (Basanta et al., 2007; Sánchez, 2009).



Fuente: (Tecnicaña, 2009)

Figura 1.4. Etapas proceso de compostaje

El armado de las pilas es efectuado por un cargador que dispone los materiales hasta armar pilas con las siguientes dimensiones: 75 metros de largo, 5 metros de ancho y 2.15 metros de alto (Sánchez, 2009).

Arranque de pilas o mezclado de materiales

Para el mezclado de pilas se emplea la maquina “Backhus”, la cual tiene un túnel que provee un rotor con aspas que se encarga de mezclar los materiales, que complementado con un buen armado de pilas asegura una homogeneidad del producto y da como resultado un excelente arranque del proceso (Gordillo y Chávez, 2010).

Control y monitoreo del proceso

En el momento del arranque o mezcla de los materiales de la pila, se toma una muestra para realizar un análisis completo del material a compostar (Basanta et al., 2007). Este análisis se realiza para tener conocimiento de las características de arranque de la pila, tales como humedad, materia orgánica, carbono orgánico y nitrógeno total, y su relación C/N (carbono/nitrógeno) (CENICAÑA, 1995). Desde el primer día del proceso hasta su terminación, en cuarenta días, se realiza un monitoreo de la temperatura de la pila en sus zonas inicial, media y final, para controlarla y sostenerla entre 55 °C y 65 °C. Como en el proceso se presentan temperaturas mayores a 70 °C, la pila se enfría con aire y vinaza día de por medio durante treinta días. Se trabajan las zonas muertas (intermedio de las pilas) con el minicargador con el fin de reincorporar nuevamente este material al proceso, para evitar la producción de moscas y facilitar la aireación y aplicación de vinaza. Adicionalmente, se determina periódicamente humedad, carbono, nitrógeno, pH, materia orgánica y densidad para tener un mayor control y conocimiento del desarrollo del proceso de compostaje. Finalmente se hace un análisis completo en la culminación del proceso (Sánchez, 2009; Gordillo, 2010).

Maduración

El ciclo de maduración comienza en el día 31 del proceso de compostaje. Este proceso determina la finalización del compost, y consiste en permitir que la pila alcance altas temperaturas (superiores a 70°C) para la eliminación de patógenos y facilitar la pérdida de humedad (Solano et al., 2005). En el momento que el producto ha finalizado su proceso ha perdido humedad, volumen y peso; de esta manera, las pilas que comienzan con 420 toneladas finalizan con un peso de 120 toneladas, aproximadamente (Solano et al., 2005; Sánchez, 2009).

1.6.2. Características fisicoquímicas del compost. En la Tabla 1.8. se presentan las principales características fisicoquímicas del compostaje producido en los ingenios azucareros. En ella se observa que el producto contiene altos porcentajes de materia orgánica y carbono orgánico, así como también trazas de metales como hierro, manganeso, Cobre y Zinc.

1.6.3. Investigaciones sobre contenidos de metales pesados en suelos debido a la aplicación de enmiendas orgánicas. Hasta el momento se han realizado investigaciones encaminadas a identificar las concentraciones de metales pesados en el suelo producto de la explotación agropecuaria y el desarrollo industrial de sectores agrícolas; dichos trabajos han encontrado que las concentraciones de metales pesados en suelos agrícolas están asociados a actividades antropogénicas de diversas fuentes (García y Dorronsoro, 2001; Ortiz et al., 2007); adicionalmente se han orientado a evaluar su acumulación en el suelo y plantas (cultivo específico), movilidad - disponibilidad y al establecimiento de concentraciones normales o niveles de fondo para caracterizar los procesos de contaminación de origen antrópica.

Tabla 1.8. Características químicas del compost

Variable	Unidad	Valor
pH	Un	8.2
Capacidad de Intercambio Catiónico	cmol kg ⁻¹	47.2
Humedad*	%	30.8
Carbono Orgánico	%	16.5
Materia Orgánica	%	28.4
Nitrógeno Total	%	0.9
P ₂ O ₅	%	1.5
CaO	%	4.0
MgO	%	1.6
K ₂ O	%	2.4
Na ₂ O	%	0.1
Azufre (S)	%	0.8
Manganeso (Mn)	ppm	431.7
Boro (B)	ppm	13.7
Cobre (Cu)	ppm	65.5
Hierro (Fe)	ppm	10292.1
Zinc (Zn)	ppm	483.8

*característica física

Fuente: (Sánchez, 2009; Tecnicaña, 2009; Mendoza, 2009)

Con respecto a la aplicación de enmiendas orgánicas con contenido de metales pesados se han estudiado los efectos producidos a largo plazo, la medición de las concentraciones totales según el tipo de enmienda o su proceso de elaboración, así como también su acumulación en el suelo y la planta (Stoffella y Graetz, 2000; Greenway y Song, 2002; Barral y Paradelo, 2011).

Ramalho y Sobrinho (2001) realizaron en Brasil una evaluación de la acumulación de metales pesados en suelos cultivados con caña de azúcar por el uso de residuos agroindustriales como enmiendas orgánicas. Los resultados muestran que con el uso de cachaza aumenta significativamente las concentraciones Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn en suelos entisoles e inceptisoles. Posteriormente, se registró un estudio realizado por Rayment et al. (2002) en Australia, en donde se evaluó la concentración de metales pesados en la caña de azúcar, específicamente: Cd, Hg, Pb, Cu y Zn, los resultados mostraron que el 77% Cd y 56% Zn se trasladó a los tallos de la planta y se evidenció que la captación de metales pesados por el cultivo de caña está asociado en un mayor porcentaje con las propiedades fisicoquímicas del suelo más que la variedad de cultivo.

Por otro lado, Barzegar et al. (2004) realizaron en Irán una investigación acerca de la variación de Cd, Ni y Zn en suelos cultivados con caña de azúcar con aplicación de 400 kg ha⁻¹ (DAP) y 400 kg ha⁻¹ de urea, con el desarrollo del estudio se encontró que el cadmio y el níquel aumentaron de concentración y se acumularon en el suelo por el

contenido de arcillas y carbono orgánico. Posteriormente, un estudio realizado por Zubillaga et al. (2008) en Argentina se evaluó la ecotoxicidad del compost y de otras enmiendas orgánicas en distintas etapas de su obtención. Los efectos fitotóxicos del compost se determinaron a través de bioensayos. Los resultados evidenciaron ecotoxicidad del compost relacionado principalmente con el pH y la conductividad eléctrica, aunque se registraron concentraciones de metales pesados como Cd, Cu, Zn, Ni y Pb en el compost, no se obtuvo una relación estrecha entre estos y el proceso de germinación y crecimiento de la planta.

En el año 2010 se registraron dos estudios: Santos et al. (2010) en Portugal, en el cual se evaluó la influencia de diferentes enmiendas orgánicas sobre la disponibilidad potencial de metales en el suelo: un estudio sobre el fraccionamiento del metal y la extracción de la cinética por EDTA; los resultados apuntan a un aumento de los metales por el uso de enmiendas orgánicas, principalmente el Zn. Por otro lado Farrell et al. (2010) en el reino unido (Gales) investigaron la migración de metales pesados en el suelo por la aplicación de enmiendas orgánicas como el compost. Los resultados mostraron que a corto plazo se produjo la lixiviación de As, Cu, Pb, Zn por la adición de enmiendas orgánicas como el compost al suelo.

Finalmente, Barral y Paradelo (2011) en España realizaron un estudio en donde investigaron la presencia de metales pesados en diferentes tipos de compost, planteando la necesidad de crear nuevas normas a nivel europeo en donde se establezcan los límites permisibles de metales pesados en enmiendas orgánicas que son aplicadas a los suelos como fertilizantes, así como también tener en cuenta las propiedades del suelo para fijar dichas regulaciones legales.

1.6.4. Consideraciones finales. La revisión de literatura muestra que se han realizado investigaciones encaminadas a evaluar el aporte de metales pesados al suelo por la aplicación de enmiendas orgánicas en diferentes tipos de suelos agrícolas; algunos investigadores analizan los efectos producidos a largo plazo, otros estudios comparan los contenidos de metales de diferentes enmiendas, según el tipo de enmienda o su proceso de elaboración. Otros analizan la repercusión del contenido de metales en cultivos y su bioacumulación, tras la aplicación de diferentes enmiendas orgánicas. Por lo que, se han tenido diferentes enfoques, buscando principalmente la preservación de los suelos, la disminución de la degradación y los efectos sobre el ambiente.

Por lo tanto, es necesario continuar evaluando a nivel local, regional y nacional los niveles totales de metales pesados (elementos acumulativos - no biodegradables) en suelos agrícolas específicamente cultivados con caña de azúcar, y su correlación con distintos parámetros fisicoquímicos del suelo tales como: materia orgánica, pH, textura, capacidad de intercambio catiónico, densidad entre otros, ya que según las investigaciones realizadas en el tema, se evidencia claramente que la explotación agropecuaria y el desarrollo industrial de los sectores tradicionalmente agrícolas es la principal causa del deterioro de los suelos por metales pesados; los estudios a nivel mundial han encontrado que las concentraciones de metales pesados en suelos agrícolas están asociadas a actividades antropogénicas de diversas fuentes, evaluando el carácter acumulativo de los metales pesados debido a que no son biodegradables. Sin embargo, muy pocas investigaciones evalúan a fondo los niveles de concentración tóxicos para los organismos

vivos, ni mucho menos se considera de manera integral, holística y participativa la investigación, en donde el tema ambiental producto de la interrelación de aspectos sociales, económicos, culturales, normativos, políticos y biofísicos (factores formadores del suelo y balance hídrico) es un factor determinante al momento de comprender el fenómeno a investigar.

Por otro lado, y teniendo en cuenta que existen muy pocas investigaciones orientadas a evaluar el deterioro de suelos cultivados con caña de azúcar por metales pesados a partir de la aplicación de residuos orgánicos, es importante establecer y discutir la correlación entre los niveles de metales pesados encontrados y las actividades de fertilización desarrolladas por el subsector de la caña de azúcar, así como el efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas, entre ellas el compost, sobre la concentración total de estos elementos. Posteriormente, determinar el riesgo para la fertilidad de los suelos y la salud humana, ya que los metales provenientes de diferentes enmiendas orgánicas pueden ser retenidos en el suelo, absorbidos por las plantas o movilizarse hacia las aguas superficiales o subterráneas ocasionando riesgos de toxicidad o bioacumulación para niveles de referencia por encima de los cuales existe contaminación demostrable.

De acuerdo con lo anterior, es indispensable también mediante investigaciones establecer valores de referencia para metales pesados en suelos nacionales que propendan por la preservación de los mismos y contribuyan a la sostenibilidad ambiental de la economía agrícola del país; ya que las investigaciones muestran valores de referencia para suelos de Europa y Asia que presentan características físicas, químicas y biológicas que los hace diferentes a los de nuestro país, por lo tanto no son comparables entre sí.

Entre tanto, resultaría útil controlar la presencia de metales pesados en las enmiendas orgánicas que se usan para la fertilización orgánica del cultivo de la caña de azúcar en nuestra región, estableciendo políticas para optimizar y reglamentar las practicas de compostaje en nuestro país.

2 ALCANCE DE LA INVESTIGACIÓN

2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el comportamiento de las concentraciones totales de Pb, Cd, Cu y Zn después de la aplicación de compost en un suelo *Typic Haplustolls* cultivado con caña de azúcar

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Estudiar las características químicas del suelo *Typic Haplustolls* cultivado con caña de Azúcar y relación con la acumulación de metales pesados
- ✓ Evaluar la incidencia de la aplicación de diferentes dosis de compost sobre las concentraciones totales de Pb, Cd, Cu y Zn en un suelo *Typic Haplustolls* cultivado con caña de azúcar
- ✓ Describir la relación de las propiedades químicas del suelo *Typic Haplustolls* en las concentraciones totales de Pb, Cd, Cu y Zn, posterior a la aplicación de las dosis de compost

2.3 HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

- ✓ Hipótesis alterna: La aplicación de compost producido a partir de bagazo, cachaza y vinaza en dosis moderadas incrementa las concentraciones totales de Pb, Cd, Cu y Zn en el perfil del suelo *Typic Haplustolls* cultivado con caña de azúcar
- ✓ Hipótesis nula: La aplicación de compost producido a partir de bagazo, cachaza y vinaza en dosis moderadas no afectan las concentraciones totales de Pb, Cd, Cu y Zn en el perfil del suelo *Typic Haplustolls* cultivado con caña de azúcar

3 METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se realizó en la hacienda San Lucas Barona suerte 5 tablón 4, ubicada en el municipio de El Cerrito, departamento del Valle del Cauca, Colombia, a 3° 39' de latitud norte y 76° 19' de longitud Oeste, a una altura de 1000 m.s.n.m. y temperatura promedio de 24°C; esta posee principalmente suelos agrícolas de clasificación taxonómica *Typic Haplustolls* (CVC, 2004) que han sido tradicionalmente cultivados con caña de azúcar. En la Figura 3.1. se muestra la localización del área de estudio.

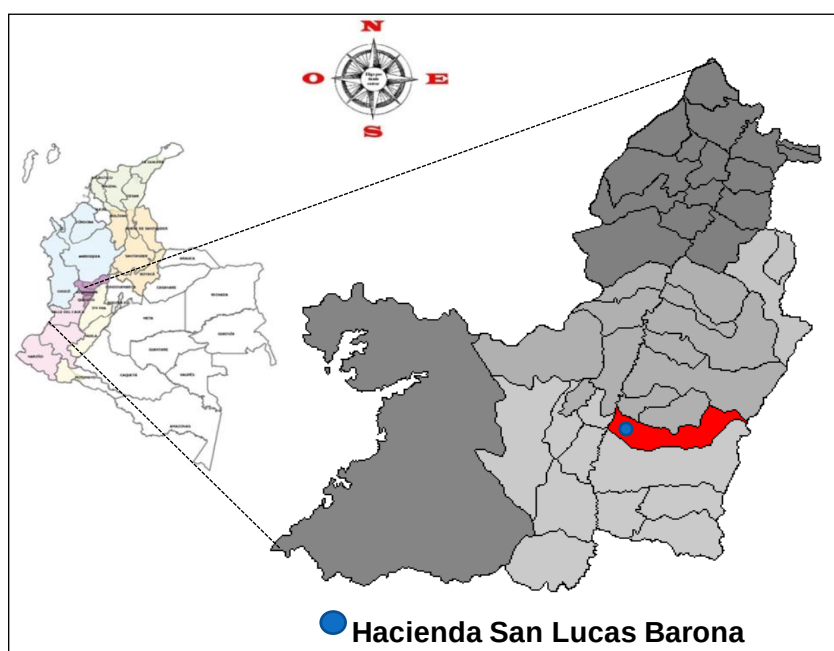


Figura 3.1. Localización área de estudio

3.2 COMPOST

Para el desarrollo de la investigación se utilizó compost producido por uno de los ingenios azucareros de la región, el cual se obtiene a partir de la cachaza y hoja picada (82%) y ceniza, bagazo y vinaza (18%), siendo importante destacar que la vinaza se utiliza día de por medio durante treinta días del proceso de compostaje, para controlar la temperatura óptima del mismo, entre 55 y 65 °C (Sánchez, 2009).

Una vez fue entregado el compost por el ingenio azucarero de la región se tomó una muestra de 1 kg para caracterización química de pH, carbono, boro, azufre, hierro, nitrógeno, fósforo, manganeso, magnesio, calcio, potasio y el contenido total de Pb, Cd, Cu y Zn.

3.3 TRATAMIENTOS

De acuerdo con el objetivo de la investigación, donde se plantea que las características de interés en el estudio corresponden al efecto que puede presentarse en la acumulación y distribución de Pb, Cd, Cu y Zn en el suelo cuando se aplica compost como enmienda orgánica, la dosis de compost aplicada se constituye en un tratamiento.

En este estudio se aplicaron cinco (5) tratamientos buscando evaluar el efecto del aumento de la dosificación de compost (t ha^{-1}) en la acumulación y distribución de los niveles de metales pesados en el perfil del suelo. Las dosis de compost para la investigación fueron definidas teniendo en cuenta que en la actualidad los ingenios azucareros de la región están aplicando entre 10 y 20 t ha^{-1} de compost en suelos cultivados con caña de azúcar (Londoño, 2007; ASOCAÑA, 2009; Sánchez, 2009). Así mismo, se aplicó un tratamiento correspondiente a la fertilización química convencional (MC) con adición de urea y KCl, que permitió realizar una comparación entre el efecto de la aplicación de fertilizantes minerales y el efecto de la aplicación de enmiendas orgánicas en el comportamiento de los metales pesados y un tratamiento testigo (T) sin ningún tipo de fertilizante. En resumen se aplicaron los siguientes tratamientos:

- ✓ C1: Aplicación 6 t ha^{-1}
- ✓ C2: Aplicación 12 t ha^{-1}
- ✓ C3: Aplicación 18 t ha^{-1}
- ✓ MC: Manejo convencional de la caña de azúcar – Fertilización Química (Urea: 350 kg ha^{-1} + KCl: 150 kg ha^{-1}).
- ✓ T: Testigo (Sin ningún tipo de fertilización).

Los tratamientos se aplicaron directamente en los surcos (parte baja) sobre el suelo y no sobre la hojarasca, para no tener en cuenta el efecto del encalle. De igual forma se consideró un espaciamiento adecuado entre tratamientos (2 m) y bloques (3 m) con el fin de reducir afectaciones en los resultados por efecto de borde.

3.4 UNIDAD EXPERIMENTAL

Cada tratamiento se aplicó con tres replicas, que en total representaron un esquema conformado por 15 unidades experimentales. Las unidades experimentales que se presentan en la Figura 3.2. conservaron un área de 25 m^2 (5 m $\times$ 5 m) y fueron ubicadas de manera aleatoria en un área experimental total de 1182 m^2 , tal y como se muestra en la Figura 3.3.

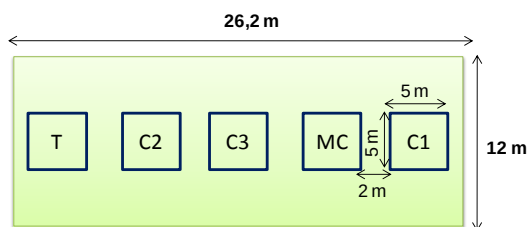


Figura 3.2. Unidades Experimentales

En el área experimental se configuró un total de tres bloques (3 repeticiones); cada bloque aproximadamente de 12 m de largo por 26 m de ancho, espaciamento entre bloques 3 metros y entre tratamientos 2 metros (Figura 3.3.).

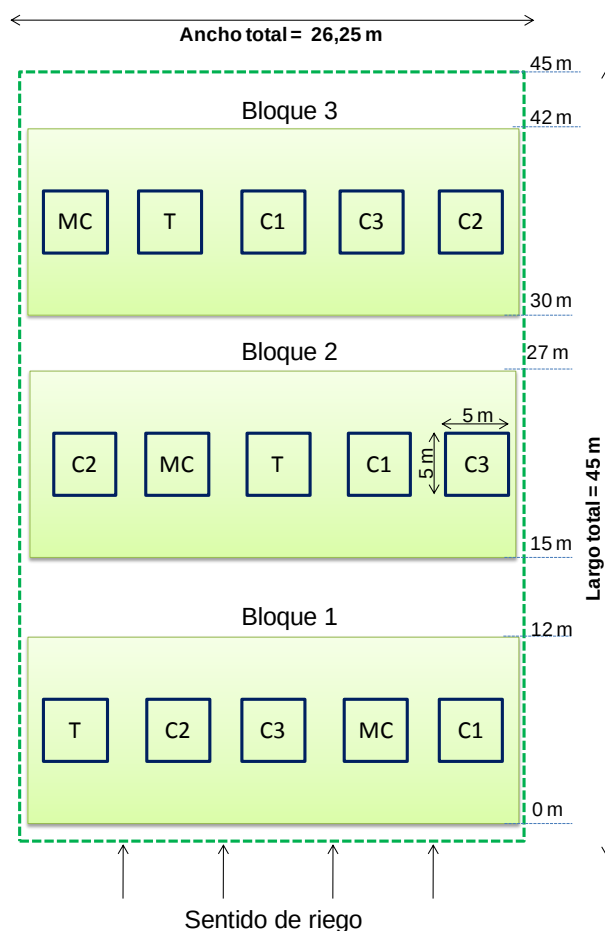


Figura 3.3. Área experimental

3.5 MUESTREOS

3.5.1. Muestreo inicial del suelo. Se realizó una evaluación del suelo antes de la aplicación de los tratamientos (compost y fertilizante mineral), con el objetivo de obtener su caracterización química en el área experimental. Para la caracterización se seleccionaron 9 puntos de muestreo en zigzag y en cada punto se tomó una muestra en tres profundidades: 0 a 10 cm (h1), 10 a 20 cm (h2) y 20 a 40 cm (h3) y se homogenizaron para cada profundidad. Las variables fisicoquímicas analizadas en el muestreo inicial se resumen en la Tabla 3.1. En la Figura 3.4. se presenta un esquema de los puntos de muestreo en la caracterización inicial del suelo. Para el muestreo se tomó una muestra integrada de 1 kg en cada profundidad. Previo a la toma de la muestras, se

retiraron uno o dos centímetros de la superficie del suelo para eliminar los residuos frescos de materia orgánica, restos vegetales y otro tipo de materiales que puedan afectar los análisis fisicoquímicos. Posteriormente, se homogenizaron las muestras tomadas para cada profundidad en los 9 puntos seleccionados previamente, haciendo uso de 3 recipientes plásticos limpios. Finalmente, se tomaron por duplicado las muestras homogeneizadas de cada altura. Las muestras se embalaron e identificaron adecuadamente en bolsas plásticas garantizando la cadena de custodia hasta su entrega al laboratorio. Es importante destacar que las muestras fueron llevadas a los laboratorios del CIAT (centro internacional de agricultura tropical) y el laboratorio de ciencias de la UNIVALLE.

Tabla 3.1. Variables químicas caracterizadas y método de análisis

Variable	Método de Análisis
pH	pH agua 1:1
Densidad real	Gravimétrico
Materia Orgánica	Walkley-Black espectrometría
Capacidad de Intercambio Catiónico	Amonio acetato y volumétrico
Fósforo	Bray II, Espectrometría
Potasio	Absorción atómica
Concentración de Pb, Cd, Cu y Zn	Extracción en doble ácido/absorción atómica
Textura*	Método de Bouyoucos

*Variable física

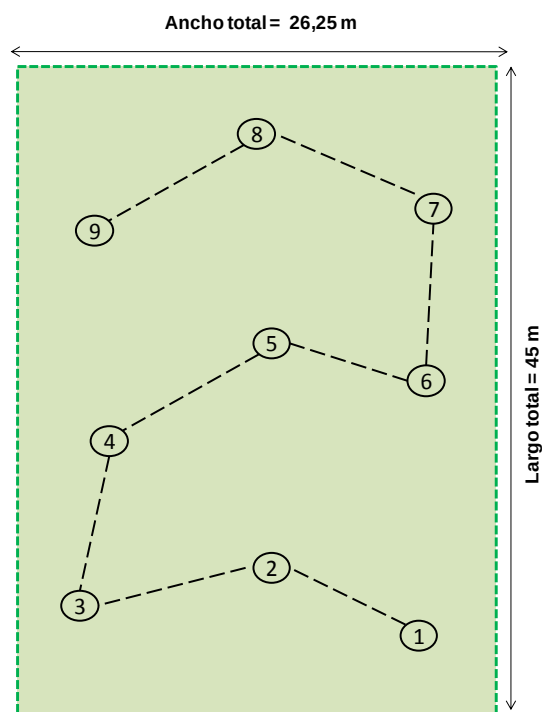


Figura 3.4. Puntos de muestreo caracterización inicial del suelo

3.5.2. Análisis de compost. Una vez entregado el compost por el ingenio azucarero, se tomó una muestra para la caracterización química. Para su aplicación en suelos el compost debe seguir los lineamientos de la norma técnica ICONTEC NTC-5167 (2004), relacionada con productos para la industria agrícola, productos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas del suelo; las variables que se determinaron se presentan en la Tabla 3.2. La muestra de compost fue analizada por el laboratorio comercial del CIAT.

Tabla 3.2. Variables caracterizadas en el compost y método de análisis

Variable	Método de Análisis
pH	Potenciométrico
Fósforo	Digestión titulación
Carbono	Digestión titulación
Boro	Boro (Agua Caliente)
Azufre	Espectrometría Azometina
Hierro	Digestión titulación
Manganeso	Digestión titulación
Magnesio	Digestión titulación
Calcio	Digestión titulación
Potasio	Titulométrico
Nitrógeno	Digestión titulación
Concentración de Pb, Cd, Cu y Zn	Extracción en doble ácido/absorción atómica

3.5.3. Muestreo unidades experimentales. Se tomaron 135 muestras de suelo; 45 para cada uno de los tres periodos de tiempo, contados a partir de la aplicación de los tratamientos en el área experimental:

- T1: 39 días después de aplicados los tratamientos
- T2: 202 días, corresponde aproximadamente a la mitad de la fase fenológica del cultivo
- T3: 259 días, corresponde a las muestras tomadas después de la cosecha

Además de evaluar los tratamientos en el tiempo se evaluaron a tres profundidades con el fin de identificar el cambio de las variables respuesta con respecto a la profundidad:

- h1: 0 a 10 cm
- h2: 10 a 20 cm
- h3: 20 a 40 cm

La metodología de muestreo utilizada se aplicó de la misma forma para los tres periodos de tiempo y correspondió a la aplicada en el muestreo inicial del suelo, con la diferencia

de que se tomó una muestra para cada uno de los 5 tratamientos en la mitad de la unidad experimental. Es importante destacar que los muestreos para cada unidad experimental se realizaron sobre la calle central y que antes de tomar cada una de las muestras los recipientes de muestreo usados fueron limpiados previamente. En la Tabla 3.3. se muestran las variables analizadas en el suelo y en el Anexo A se presenta el registro fotográfico de las principales actividades ejecutadas en campo. Es importante destacar que las muestras fueron llevadas a los laboratorios comerciales del CIAT (centro internacional de agricultura tropical) y el laboratorio de ciencias de la UNIVALLE.

Tabla 3.3 Variables analizadas en el suelo después de aplicar los tratamientos

Variable	Método de Análisis
pH	pH agua 1:1
Materia Orgánica	Walkley-Black espectrometría
Capacidad de Intercambio Catiónico	Amonio acetato y volumétrico
Concentración de Pb, Cd, Cu y Zn	Extracción en doble ácido/absorción atómica

3.6 TIPO DE ESTUDIO

De acuerdo con la clasificación propuesta por Méndez (1991) esta investigación cumplió con los siguientes criterios:

Prospectiva: estudio en el que toda la información se recogerá, de acuerdo con los criterios del investigador y para los fines específicos de la investigación.

Longitudinal: estudio en que se mide en varias ocasiones las variables involucradas; implica el seguimiento para estudiar la evolución de las unidades en el tiempo, por esto se entiende la comparación de los valores de la o las variables de cada unidad en las diferentes ocasiones

Comparativa de causa a efecto: estudio en el cual existen dos o más poblaciones y donde se quieren comparar algunas variables para contrastar una o varias hipótesis centrales

Experimental: estudio en el que el investigador modifica a voluntad una o algunas variables del fenómeno estudiado; los métodos, el tipo información que se recolectará, la unidad y el diseño experimental han sido establecidos con el único propósito de alcanzar los objetivos planteados. El nombre común propuesto para este tipo de estudio es: **“Estudio Experimental”** (Méndez, 1991).

3.6.1. Factores, niveles y variables respuesta. En la Tabla 3.4. se muestran los factores, niveles y variables de respuesta definidos para el proyecto de investigación, con el propósito de alcanzar los objetivos planteados. Las dosis de compost se definieron teniendo en cuenta las cantidades aplicadas actualmente en la región; para el tiempo de muestreo se tuvo en cuenta el periodo fenológico del cultivo de la caña de azúcar y las profundidades de muestreo se definieron de acuerdo con diversas investigaciones que

indican que los metales pesados se acumulan en los primeros centímetros del tipo de suelo a estudiar (*Typic Haplustolls*).

Tabla 3.4. Factores, niveles y variables respuesta de la investigación

Factores	Niveles	Variables Respuesta
Dosis de Compost	C1: 6 t ha ⁻¹ C2: 12 t ha ⁻¹ C3: 18 t ha ⁻¹	
Análisis en el Tiempo	T1: 39 días T2: 202 días T3: 259 días	Concentraciones de Pb, Cd, Cu y Zn
Profundidad de Muestreo	h1: 0-10 cm h2: 10-20 cm h3: 20-40 cm	

De acuerdo con lo anterior y con la existencia de varios factores, el trabajo experimental fue multifactorial y los tratamientos se constituyeron a partir de la combinación de los niveles de los factores.

3.6.2. Diseño experimental. Teniendo en cuenta que cualquier característica con variación o gradiente que afecte la variable de respuesta y que varíe entre las unidades experimentales, aumenta la varianza del error experimental y disminuye la precisión de los resultados (Kuehl, 2001; Tam Malaga et al., 2008), se ejecutó en el desarrollo experimental de la investigación un diseño de bloques completos aleatorizados con el objetivo de reducir la variación del error experimental, generando mayor precisión en el experimento. Este método agrupa las unidades experimentales en bloques, lo cual permite comparar tratamientos en un medio más homogéneo.

Según (Kuehl, 2001) el modelo lineal para un experimento en un diseño de bloques completos aleatorizado requiere un término que represente la variación identificable en las observaciones como consecuencia de los bloques. La respuesta de la unidad con el *i*-ésimo tratamiento en el *j*-ésimo bloque se escribe como se presenta en la Ecuación 3.1

$$y_{ij} = \mu + \tau_i + \rho_j + e_{ij} \quad (\text{Ecuación 3.1})$$

$$i = 1, 2, \dots, t \quad j = 1, 2, \dots, r$$

Donde μ es la media general, τ_i es el efecto del tratamiento y e_{ij} es el error experimental. El efecto del bloque ρ_j , representa la desviación promedio de las unidades en el bloque *j* a partir de la media general. Se supone que los efectos del tratamiento y del bloque son aditivos, *Aditividad* significa que no existe interacción entre tratamientos y bloques; también se supone que los errores experimentales son independientes, con medias cero y varianza común σ^2 . La suposición de independencia se justifica a través de la

asignación aleatoria de los tratamientos a las unidades experimentales (Kuehl, 2001). El diseño experimental por bloques completos aleatorizados cumplió las siguientes características:

- ✓ Área total $\cong 1182 \text{ m}^2$.
- ✓ Bloques de 26 m de ancho por 12 m de largo ubicados en la dirección del riego, espaciados 3 m para evitar efectos de borde.
- ✓ Los tratamientos están aleatorizados dentro del bloque.
- ✓ El número de bloques (3) obedeció al número de réplicas (3).

3.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

La totalidad del análisis estadístico fue realizado con el software R[®] v. 2.12.2; inicialmente se llevó a cabo una evaluación exploratoria de datos haciendo uso de la estadística descriptiva como: gráficos, medidas de tendencia central y medidas de dispersión. Posteriormente, y para dar cumplimiento a los objetivos de la investigación y validar las hipótesis planteadas, todos los datos se sometieron a la validación de supuestos del modelo DBA (diseño de bloques al azar) los cuales según (Kuehl, 2001) se basan en los residuales del modelo:

$$e_{ij} = y_{ij} - \hat{y}_{ij} \text{ (Ecuación 3.2)}$$

Y deben cumplir con las siguientes características:

- El modelo es aditivo, es decir no existe interacción entre bloques y tratamientos.
- Las variables aleatorias y el error se distribuyen normal con media cero.
- Homogeneidad de varianza por tratamiento o bloque.
- Las variables aleatorias error son no correlacionadas (independientes).

Posterior a la validación de todos los datos, se ejecutaron los análisis de varianza ANOVA; para los casos donde se evidenció que los tratamientos de compost tienen influencia sobre la concentración total de los metales pesados en el suelo, se realizó el análisis post ANOVA haciendo uso de la prueba de Tukey (comparación de pares de medias) para determinar cuál tratamiento influye en la concentración promedio del metal pesado en el suelo. Por otro lado, y para describir la relación de las propiedades químicas del suelo con las concentraciones totales de metales pesados se usó el estadístico de Pearson, teniendo en cuenta los siguientes lineamientos presentados por Kuehl (2001) en el análisis de las correlaciones:

Si $0 < r \leq 1$, existe una correlación positiva. El índice indica una dependencia entre la propiedad química y el metal pesado denominada *relación directa*: cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en proporción constante.

Si $-1 \leq r < 0$, existe una correlación negativa. El índice indica una dependencia entre la propiedad química y el metal pesado llamada *relación inversa*: cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante. Adicionalmente y para validar si existen relaciones paramétricas definidas entre las propiedades químicas del suelo y las concentraciones de metales pesados se utilizó la regresión Kernel.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presentan los resultados obtenidos en el desarrollo de la investigación, mostrando inicialmente la caracterización del suelo y posteriormente las concentraciones totales de metales pesados después de la aplicación de diferentes dosis de compost y su relación con las características químicas medidas en el suelo.

En el Anexo B se presentan los resultados de laboratorio de las mediciones de metales pesados y propiedades químicas del suelo, medidas en el desarrollo de la investigación por parte de los laboratorios del CIAT (centro internacional de agricultura tropical) y la universidad del Valle (laboratorio de ciencias).

En el Anexo C y como un insumo para el análisis de los datos se presentan las condiciones de clima en cada época de muestreo, teniendo en cuenta que en el mes de Abril de 2010 se realizó la caracterización inicial del suelo, en Junio de 2010 se ejecutó el muestreo correspondiente a los 39 días, en Noviembre de 2010 se ejecutó el muestreo correspondiente a los 202 días y en Enero de 2011 se realizó el muestreo final (259 días).

4.1 CARACTERIZACIÓN DEL SUELO

En la Tabla 4.1 se presentan las características químicas del suelo usado en la investigación, antes de la aplicación de los diferentes tratamientos evaluados.

Tabla 4.1. Características químicas del suelo

Variable	Unidad	Profundidad		
		0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Materia orgánica	g kg ⁻¹	41.62	35.84	21.76
pH	Un	7.73	7.85	8.15
C.I.C	cmol kg ⁻¹	18.90	18.30	14.90
Cobre (Cu)	mg kg ⁻¹	0.48	0.49	0.16
Zinc (Zn)		1.88	1.70	0.26
Plomo (Pb)		9.70	9.70	2.40
Cadmio (Cd)		0.30	0.30	0.20
Fósforo (P)	mg kg ⁻¹	80.10	52.70	20.30
Potasio (K)	cmol kg ⁻¹	0.60	0.30	0.20
Densidad real*	g cm ⁻³	2.62	2.91	2.61
Arcilla*	%	35.60	35.50	33.76
Arena*		29.12	29.20	29.68
Limos*		35.28	35.30	36.56

* Característica física

C.I.C: Capacidad de intercambio catiónico

Las concentraciones totales de Cu, Zn, Pb y Cd obtenidas en el muestreo, se asocian principalmente a que los suelos en el área experimental han sido sometidos por más de 10 años a prácticas agronómicas tradicionales de siembra y fertilización de la caña de

azúcar, aplicando diferentes productos que aportan metales pesados al suelo, tales como fertilizantes orgánicos y vinazas usados para mejorar el rendimiento del cultivo. Los valores encontrados de las variables químicas y físicas se relacionan con lo reportado para suelos de tipo *Typic Haplustolls*, que son tradicionalmente utilizados para el cultivo de la caña de azúcar, por su alta fertilidad (Tecnicaña, 2009).

La materia orgánica disminuyó a medida que aumentó la profundidad de muestreo en el suelo, adicionalmente es importante mencionar que las sustancias que componen la materia orgánica tales como las sustancias húmicas (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y huminas), tienen una alta afinidad por los iones metálicos formando complejos de cambio y quelatos (Kabata-Pendias, 2004; Zeng et al., 2011). Los metales una vez que forman quelatos o complejos pueden migrar con mayor facilidad a lo largo del perfil (García y Dorronsoro, 2001). Teniendo en cuenta lo anterior, estos suelos a pesar de las prácticas agronómicas intensivas de caña de azúcar, poseen porcentajes medios y altos de materia orgánica (2 y 4%). La materia orgánica al formar complejos de cambio y quelatos puede migrar a lo largo del perfil, o fijar algunos metales quedando en posición no disponible para las plantas (García y Dorronsoro, 2001).

De acuerdo con lo observado en la Tabla 4.1, la C.I.C fue mayor en los primeros centímetros del suelo en donde los porcentajes de materia orgánica oscilaron entre 3.5 % y 4 % y la arcilla entre 33% y 35%, encontrándose una relación directamente proporcional entre la C.I.C y el contenido de arcilla y materia orgánica del suelo; lo anterior según Silveira et al. (2006) potencializa la capacidad de adsorción de los metales del suelo en los primeros centímetros del perfil, además de que la C.I.C del suelo osciló entre 15 y 19 cmol kg^{-1} los cuales se consideran valores altos. En este contexto, tal y como lo afirma Zhu et al. (2011) cuanto mayor sea la C.I.C mayor será la capacidad del suelo de adsorber metales, ya que se tienen más sitios de intercambio en la fracción coloidal, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible inmovilización de los metales.

El pH del suelo osciló entre ligero y moderadamente alcalino (7.73 y 8.15 unidades), estos valores de acuerdo con Pinamonti et al. (1997) y Piotrowska y Kabata-Pendias (1997) potencializan la acumulación de los metales pesados en el complejo de cambio, ya que pueden ser removidos de la solución del suelo y adsorbidos por los coloides, reduciendo su biodisponibilidad y potencializando su acumulación en los primeros centímetros del perfil.

De acuerdo con la textura del suelo estudiado y teniendo en cuenta que el porcentaje de arcilla es mayor al 30%, estos suelos pueden adsorber y acumular metales pesados, ya que las arcillas poseen cargas eléctricas negativas en su superficie, estas cargas son responsables de la C.I.C del suelo y constituyen un freno al movimiento de los cationes metálicos en la solución del mismo, haciendo que los metales permanezcan por más tiempo en el suelo disminuyendo su solubilidad y biodisponibilidad, porque quedan retenidos en su superficie o en sus posiciones de cambio (Esteves da Silva y Oliveira, 2002; Basta y McGowen, 2004).

A partir de la caracterización inicial del suelo usado en la investigación y según lo explicado anteriormente se puede esperar que este acumule metales pesados en los primeros centímetros del perfil.

4.2 CARACTERIZACIÓN DEL COMPOST USADO EN LA INVESTIGACIÓN

De acuerdo con lo observado en la Tabla 4.2., la relación carbono/nitrógeno del compost fue de 22, valor que se encuentra dentro del rango óptimo (20 a 30) recomendado por Gordillo y Chávez (2010) para ser usado como abono orgánico en suelos. Adicionalmente, presentó pH neutro y nutrientes en concentraciones medianamente altas.

Tabla 4.2. Características químicas compost de la investigación

Variable	Unidad	Valor
pH	Unidades	7.2
Carbono-Total	g kg ⁻¹	252.2
Nitrógeno (N)-Total	g kg ⁻¹	11.4
Fosforo (P) -Total	g kg ⁻¹	11.9
Potasio (K)	g kg ⁻¹	22.1
Calcio (Ca)	g kg ⁻¹	46.8
Magnesio (Mg)	g kg ⁻¹	7.3
Azufre (S) -Total	g kg ⁻¹	22.7
Boro (B)	mg kg ⁻¹	17.8
Hierro (Fe)	mg kg ⁻¹	319.4
Manganeso (Mn)	mg kg ⁻¹	436.0
Cobre (Cu)	mg kg ⁻¹	55.4
Zinc (Zn)	mg kg ⁻¹	116.4
Plomo(Pb)	mg kg ⁻¹	7.5
Cadmio(Cd)	mg kg ⁻¹	0.3

Entre los nutrientes presentes en el compost se destacan el carbono, nitrógeno y fósforo en concentraciones medias y altas, los cuales según Tecnicaña (2010) son macronutrientes fundamentales para el desarrollo del cultivo de la caña de azúcar y los microorganismos del suelo, ayudando a la síntesis celular, metabolismo y crecimiento de la planta.

Además de los macronutrientes, otros nutrientes estuvieron presentes en menor cantidad en el compost, tales como cobre, zinc, boro, manganeso y magnesio, que tienen un papel importante en el metabolismo de los microorganismos del suelo y los mecanismos de transporte intra y extracelular, procesos enzimáticos, procesos de oxidación-reducción, formación de clorofila y transporte de carbohidratos en la planta; sin embargo cuando sobrepasan un umbral de concentración en el suelo y el compost se vuelven tóxicos (García y Dorronsoro, 2001; Linde et al., 2007; Saeedi et al., 2009; Barral y Paradelo, 2011).

Es importante destacar que el compost presentó concentraciones de Pb y Cd bajas según los límites permisibles presentados por Barral y Paradelo (2011); estas bajas concentraciones son debidas al uso de diferentes residuos resultantes del proceso de elaboración del azúcar tales como vinaza, cachaza y bagazo, los cuales no son

biodegradados en la producción del compost y aportan concentraciones de metales pesados que tienden a acumularse en el suelo (Llosa et al., 1990; Jordão et al., 2006; Bech et al., 2008; Murray et al., 2011).

4.3 EFECTO DE LA APLICACIÓN DE COMPOST EN LA ACUMULACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS

Antes de evaluar el efecto de la aplicación de compost en la acumulación y distribución de los metales pesados en el suelo, se procedió a realizar la validación de supuestos para el diseño de bloques al azar (DBA) ejecutado en la investigación. En la validación que fue realizada haciendo uso del software estadístico R[®] v. 2.12.2, se encontró que todas las variables respuesta, niveles y factores cumplen con los supuestos del modelo DBA, por lo tanto según Kuehl (2001) se puede ejecutar el análisis de varianza ANOVA y post ANOVA para los datos de la investigación. En el Anexo D se presentan los resultados obtenidos en la validación DBA.

En el Anexo E se presenta el resumen del procesamiento de la estadística descriptiva y en el Anexo F se presentan los datos resultantes del análisis de varianza ANOVA y post ANOVA ejecutados con el software estadístico R[®] v. 2.12.2.

En la Tabla 4.3. se presentan los resultados de los contenidos totales de metales pesados que fueron analizados en la investigación después de aplicar los tratamientos, así como los valores que han sido encontrados en la bibliografía consultada para suelos agrícolas, con el objetivo que sean de fácil comparación y así poder determinar de manera general si son valores altos o bajos.

Tabla 4.3. Comparación entre los contenidos totales de Zn, Cu, Pb y Cd (mg kg⁻¹) en el suelo agrícola estudiado después de aplicar los tratamientos y otros suelos agrícolas nacionales e internacionales

Referencia	País	Zn	Cu	Pb	Cd
<i>Medía</i>		1.90	0.44	7.23	0.90
<i>Mínimo</i>	Colombia	0.12	0.04	0.00	0.30
<i>Máximo</i>		5.33	0.82	16.91	1.92
(Marín et al., 2000)	España	48.00	29.00	22.00	0.30
(Facchinelli et al., 2001)	Italia	63.00	58.00	16.00	-
(Ramalho y Sobrinho, 2001)	Brasil	112.91	-	50.28	1.84
(Rayment et al., 2002)	Australia	95.00	47.80	15.16	0.07
(Wong et al., 2002)	China	85.00	33.00	40.00	0.60
(Franklin et al., 2003)	EEUU	21.00	3.00	-	1.60
(Barzegar et al., 2004)	Irán	0.73	-	-	0.18
(Micó, 2005)	España	52.80	22.50	22.80	0.34
(Delgado, 2008)	Colombia	-	-	4.39	0.44
(Santos et al., 2010)	Portugal	91.00	21.66	55.66	-
(Farrell et al., 2010)	Gales	194.00	2474.00	6703.00	1.02
(Acosta et al., 2011)	España	18.40	11.00	48.90	0.22

4.3.1. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales Zn

Al evaluar los diferentes tratamientos con compost (C1, C2 y C3) y el tratamiento MC no se evidenció ningún cambio en la concentración de Zn para las profundidades evaluadas y los tiempos de muestreo ($P \geq 0.05$). Los resultados y el comportamiento del Zn en la investigación fueron similares a los encontrados por Barzegar et al. (2004) quienes reportan que las concentraciones de Zn en el suelo no se incrementaron por la adición de enmiendas orgánicas.

Es importante destacar que todos los valores encontrados de Zn en el suelo después de aplicar los tratamientos fueron menores a 3 mg kg^{-1} y están por debajo de los valores reportados en suelos agrícolas nacionales e internacionales (Tabla 4.3.); esta concentración se considera baja según los límites permisibles internacionales establecidos para suelos agrícolas, en donde se plantea que el valor máximo de Zn en concentraciones totales para suelos no contaminados con $\text{pH} > 7.0$ como es el caso de estudio, es 300 mg kg^{-1} (García y Dorronsoro, 2001; Barral y Paradelo, 2011). Por otro lado, CENICAÑA (1995) y Quintero (2004) muestran que para el cultivo de la caña de azúcar los niveles adecuados de Zn en el suelo son de 1 mg kg^{-1} y valores superiores a este pueden resultar tóxicos para el cultivo; lo anterior es importante tenerlo en cuenta ya que a pesar que los valores de Zn encontrados en el suelo después de aplicar los tratamientos no fueron altos según la literatura internacional, se espera que con la constante aplicación de enmiendas orgánicas estos valores tiendan a incrementarse, resultando tóxicos para el cultivo de caña de azúcar y el suelo.

La presencia de Zn en el suelo se debe posiblemente a que este es adsorbido por las arcillas y materia orgánica en complejos de cambio estables en los primeros centímetros del perfil, teniendo en cuenta que dichas propiedades presentan concentraciones medias y altas en el tipo de suelo estudiado. Por otro lado y según diversos autores (García y Dorronsoro, 2001; Barzegar et al., 2004; Rieuwerts et al., 2006) su biodisponibilidad también está influenciada en menor proporción por el pH del suelo, por lo tanto a pH's moderadamente alcalinos como los que presenta el tipo de suelo del estudio, se favorece su presencia en los primeros centímetros del perfil (0-40 cm).

En la Tabla 4.4. se presentan los datos resumen del análisis de varianza para el Zn en concentraciones totales, evaluando los tiempos y profundidades de muestreo, para todos los tratamientos. Estos valores permiten definir si se rechazan o aceptan las hipótesis planteadas en la investigación, de manera general los valores obtenidos (p-value) fueron mayores al nivel de significancia (0.05) – 95% confiabilidad, indicando que las medias de las concentraciones totales de Zn no tuvieron variación con la aplicación de los tratamientos.

Tabla 4.4. Resumen Zn análisis de varianza- p value

	0-10 cm (h1)	10-20 cm (h2)	20-40 cm (h3)
39 días (T1)	0.884	0.884	0.164
202 días (T2)	0.111	0.475	0.141
259 días (T3)	0.496	0.515	0.218

Análisis de las concentraciones de totales de Zn con la profundidad

Teniendo en cuenta los datos obtenidos en las tres profundidades de muestreo y lo presentado en la Figura 4.1., la concentración promedio de Zn en el suelo para las dos primeras profundidades (h1 y h2) después de aplicar los tratamientos de compost fue de 2.20 y 2.26 mg kg⁻¹ respectivamente, mientras que para la profundidad h3 la concentración promedio de este metal pesado fue de 1.60 mg kg⁻¹. Lo anterior evidencia una disminución de Zn con el aumento en la profundidad del suelo, es decir, las mayores concentraciones de este metal pesado se encuentran en los primeros 20 cm del suelo, este comportamiento esta dentro de lo esperado ya que el suelo estudiado presenta valores medios y altos de materia orgánica, C.I.C. y acillas en los primeros 20 cm, así como también un pH levemente alcalino, lo anterior según Garcia y Dorronsoro (2001) y Barzegar et al. (2004) potencializa la adsorción de Zn con las arcillas y la materia orgánica del suelo.

No se evidenció efecto de acumulación de Zn en el suelo en cada una de las profundidades evaluadas (h1, h2, h3) por la aplicación de los tratamientos de compost (C1, C2 y C3) ($P \geq 0.05$), la concentración total promedio en el suelo de Zn fue de 2.0 mg kg⁻¹, a pesar que este comportamiento fue contrario a lo que se esperaba ya que el suelo estudiado tiene la capacidad de fijar metales pesados como se discutió anteriormente, es importante tener en cuenta que CENICAÑA (1995) y Quintero (2004) evidencian en sus investigaciones que el Zn por ser micronutriente es usado por la caña de azúcar en sus procesos de crecimiento celular y síntesis de agua, por lo tanto no se acumula en el suelo sino que es absorbido por la planta. Esto es sustentado por Barzegar et al. (2004) quienes evidenciaron que la caña presentó las mayores concentraciones totales de Zn, en comparación con los valores medidos en el suelo.

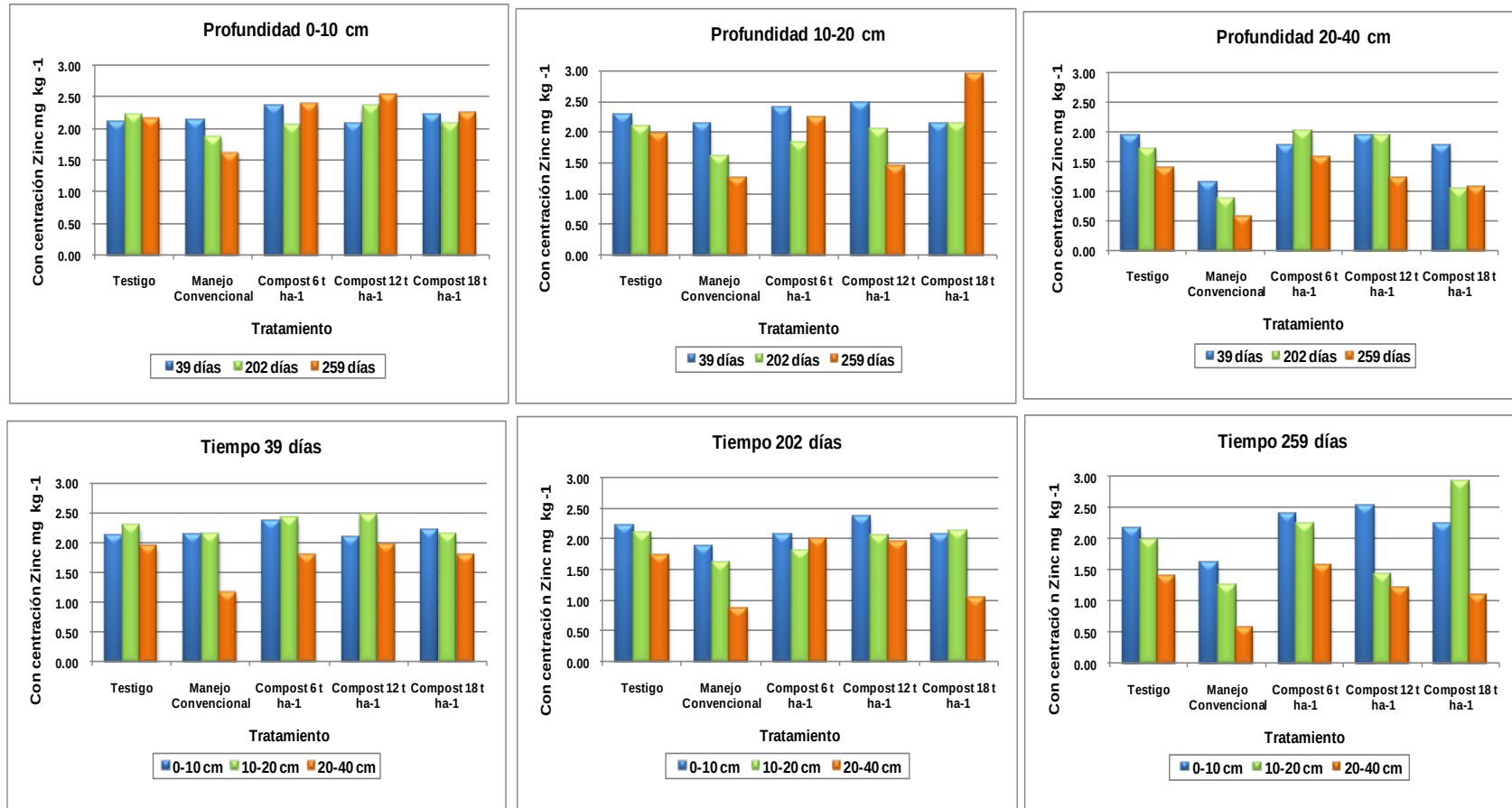
El tratamiento MC presentó las menores concentraciones de Zn en la profundidad de 20-40 cm, las concentraciones registradas en las dos primeras profundidades de muestreo fueron similares, adicionalmente en todas las profundidades evaluadas la concentración total de Zn disminuyó con el tiempo lo que hace pensar que posiblemente hubo una mayor absorción por la planta (ver Figura 4.1.), por lo tanto la aplicación de Urea + KCl no tuvo ningún efecto significativo sobre la acumulación de las concentraciones totales de Zn en el suelo, ya que como lo afirman diversos autores (CENICAÑA, 1995; Barzegar et al., 2004; Rieuwerts et al., 2006) este tipo de tratamiento no potencializa la acumulación de metales pesados ya que se compone principalmente de nitrógeno y potasio.

El tratamiento T registró concentraciones promedio de Zn homogéneas en las profundidades evaluadas y no evidencia cambios significativos en los tiempos de muestreo, dichas concentraciones se atribuyen a los niveles de Zn que existían en el suelo antes de aplicar los tratamientos.

Análisis de las concentraciones totales de Zn en el tiempo

Al aplicar las diferentes dosis de compost no se evidenció un aumento significativo en las concentraciones totales de Zn en el tiempo.

Figura 4.1. Comportamiento Zn: profundidad y tiempo



La concentración total promedio de Zn para el T1 después de aplicar los tratamientos de compost fue de 2.13 mg kg^{-1} , mientras que para el T2 y T3 fue de 1.96 mg kg^{-1} , esto evidencia una disminución de la concentración total de Zn a medida que aumenta el tiempo de muestreo en el suelo, lo anterior se encuentra dentro de lo esperado, ya que algunos autores han concluido que el contenido de materia orgánica y C.I.C. disminuyen con el tiempo para en los suelos agrícolas debido a las prácticas de labranza y la intensificación del ciclo agrícola (Micó et al., 2005), por lo tanto al disminuir estas propiedades fisicoquímicas con el tiempo las cuales tienen influencia directa en la presencia de Zn en los primeros centímetros de suelo, se espera que disminuya también la capacidad del suelo de acumular metales pesados, entre ellos el Zn.

De acuerdo con lo presentado en la Figura 4.1. y la Tabla 4.4. no se evidenció efecto de acumulación de Zn en el suelo en cada uno de los tiempos evaluados (T1, T2, T3) por la aplicación de los tratamientos de compost (C1, C2 y C3) ($P \geq 0.05$); este comportamiento fue contrario a lo esperado. Sin embargo, se explica por la alta variabilidad del suelo estudiado, su saturación y los gradientes de humedad y temperatura sufridos en los 259 días de muestreo, teniendo en cuenta que durante los meses de Noviembre y Diciembre 2010 y Enero de 2011 (T2 y T3) se presentaron los mayores eventos de precipitación del año (Ver Anexo C). Al respecto Rayment et al. (2002) y Kabata-Pendias (2004) demostraron que en suelos compactados y saturados se ven favorecidas condiciones de reducción en el mismo, afectando la movilidad y biodisponibilidad de ciertos metales pesados, entre ellos el Zn.

El tratamiento MC presentó las menores concentraciones de Zn a los 259 días de muestreo, de acuerdo con lo observado en la Figura 4.1., la concentración total de Zn disminuye a medida que aumenta el tiempo de muestreo, al igual que como se mencionó anteriormente este tratamiento no potencializó la acumulación de Zn en el suelo, en concordancia con lo esperado, ya que se compone principalmente de nutrientes como nitrógeno y potasio (Reyes, 2004).

El tratamiento T registró concentraciones promedio de Zn homogéneas en los tres tiempos de muestreo, dichas concentraciones se atribuyen a los niveles iniciales de Zn que existían en el suelo antes de aplicar los tratamientos.

4.3.2. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales de Cu

Al aplicar los tratamientos C1, C2 y C3 y evaluar su comportamiento en el tiempo (T1, T2 y T3) se comprobó que tienen un efecto sobre la acumulación de la concentración total de Cu en el suelo al tiempo T1 de su aplicación, potencializando su distribución en la profundidad h3 ($P < 0.05$). Adicionalmente y de acuerdo con el análisis estadístico post ANOVA haciendo uso de la prueba de Tukey (comparación de pares de medias), se determinó que el tratamiento que más influyó en el aumento de la concentración promedio de Cu al tiempo T1 y la profundidad h3, es el tratamiento C2 ($P < 0.05$). El comportamiento del Cu fue similar al obtenido por Rayment et al. (2002), quienes reportaron que la aplicación de residuos agroindustriales potencializó la acumulación de Cu y otros metales pesados en los primeros centímetros del perfil del suelo, debido a que el Cu es

fuertemente fijado por los suelos y por tanto es un metal muy poco móvil. Con la aplicación de los tratamientos C1, C3 y MC no se produjo ningún efecto en los valores promedio de la concentración total de Cu en las profundidades y tiempos evaluados ($P \geq 0.05$).

Es importante destacar que todos los valores encontrados de Cu en el suelo después de aplicar los tratamientos fueron menores a 0.70 mg kg^{-1} y están por debajo de los valores reportados en suelos agrícolas nacionales e internacionales (Tabla 4.3.); esta concentración se considera baja según los límites permisibles internacionales establecidos para suelos agrícolas no contaminados, en donde se plantea que el valor máximo de Cu en concentraciones totales para suelos con $\text{pH} > 7.0$ como es el caso del estudio, es 100 mg kg^{-1} (García y Dorronsoro, 2001; Barral y Paradelo, 2011). Teniendo en cuenta que los valores obtenidos de Cu en el suelo fueron menores a 0.70 mg kg^{-1} , y según las investigaciones realizadas por CENICAÑA (1995) y Quintero (2004) en donde establecen que para el cultivo de la caña de azúcar los niveles adecuados de Cu en el suelo deben estar entre $1\text{-}1.40 \text{ mg kg}^{-1}$, se puede afirmar que el suelo evaluado en la investigación tiene un contenido deficiente de este micronutriente pudiendo afectar a futuro las actividades enzimáticas del cultivo, procesos de fotosíntesis y resistencia a enfermedades.

La presencia de bajas concentraciones de Cu en el suelo evaluado, es sustentada con las investigaciones realizadas por CENICAÑA (1995) y Reyes (2004) quienes concluyen que la deficiencia de Cu se presenta comúnmente en suelos donde se han efectuado altas y constantes aplicaciones de abonos orgánicos, como es el caso del compost.

De acuerdo con Pinamonti et al. (1997), García y Dorronsoro (2001) y Rayment et al. (2002) la presencia de Cu en los primeros centímetros del perfil del suelo evaluado puede ser debida a los contenidos de materia orgánica y la C.I.C, ya que el Cu queda adsorbido a los ácidos fúlvicos formando quelatos muy estables; por otro lado y según diversos autores (Llosa et al., 1990; Guerra et al., 2007; Bech et al., 2008; Kumpiene et al., 2008) las otras propiedades fisicoquímicas del suelo estudiado como el pH y textura influyen menos en la acumulación y distribución de Cu en los primeros centímetros del perfil, en comparación con los contenidos de materia orgánica presentes en el suelo los cuales oscilaron entre medios y altos.

En la Tabla 4.5. se presentan los datos resumen del análisis de varianza para las concentraciones totales de Cu, evaluando los tiempos y profundidades de muestreo para todos los tratamientos. En el tiempo T1 y la profundidad h3, el valor de p-value fue menor al nivel de significancia (0.05) – 95% confiabilidad, indicando que las medias de la concentración de Cu al tiempo T1 y la profundidad h3 presentaron variación por la aplicación de los tratamientos; los demás valores obtenidos de p-value fueron mayores al nivel de significancia (0.05) – 95% confiabilidad, indicando que las medias de las concentraciones totales de Cu en las demás profundidades y tiempos evaluados no tuvieron variación con la aplicación de los tratamientos.

Tabla 4.5. Resumen Cu análisis de varianza- p value

	0-10 cm (h1)	10-20 cm (h2)	20-40 cm (h3)
39 días (T1)	0,599	0,157	0,024*
202 días (T2)	0,471	0,353	0,184
259 días (T3)	0,754	0,976	0,406

*: p value<0.05

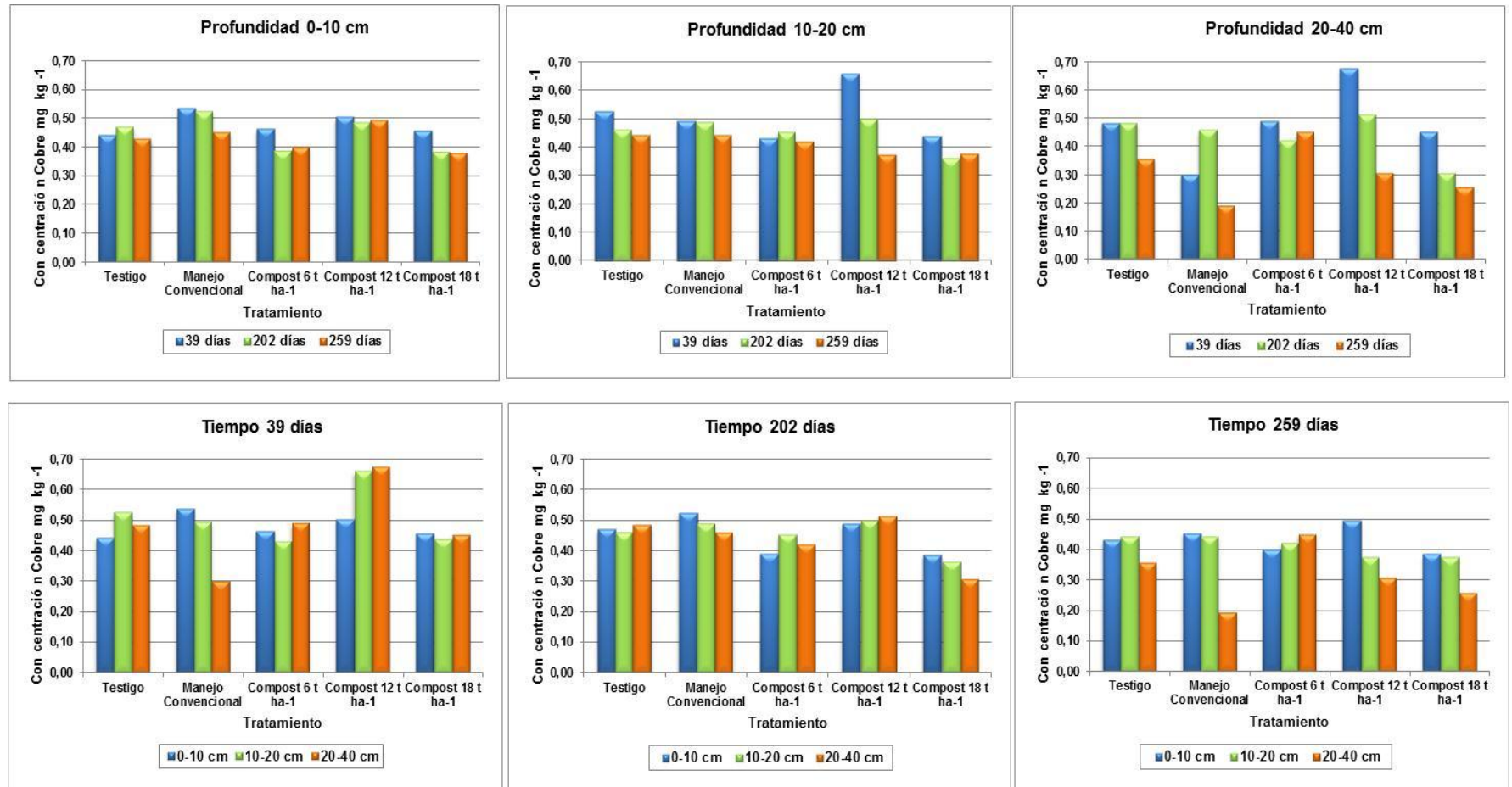
Análisis de las concentraciones totales de Cu con la profundidad

Teniendo en cuenta los datos obtenidos en las tres profundidades de muestreo en el suelo y lo presentado en la Figura 4.2. y la Tabla 4.5., solamente se evidenció efecto en la acumulación de Cu en la profundidad h3 ($P<0.05$), en donde se alcanzaron concentraciones promedio de Cu en el suelo de 0.70 mg kg^{-1} con el compost C2. Las demás profundidades evaluadas (h1 y h2) no presentaron aumentos en las concentraciones totales de este metal pesado, registrando concentraciones promedio después de aplicar los tratamientos de compost de 0.44 y 0.45 mg kg^{-1} respectivamente. De acuerdo con lo anterior, se evidencia acumulación de Cu con el aumento en la profundidad del suelo, es decir, las mayores concentraciones totales de este metal pesado se evidenciaron en la profundidad h3. Lo anterior aunque difiere parcialmente con lo esperado en la investigación, ya que se pensaba que la acumulación de Cu fuera uniforme con la aplicación de los tratamientos de compost (C1, C2 y C3) en el perfil del suelo evaluado debido a la capacidad potencial del mismo para acumular metales pesados; sin embargo, el comportamiento obtenido según Llosa et al. (1990) y Guerra et al. (2007) se puede explicar porque el Cu se une fácilmente a los ácidos húmicos y fúlvicos de la materia orgánica presente en el suelo, formado quelatos solubles, los cuales se acumulan entre los 10 y 40 cm del perfil de los suelos con contenidos medios y altos de materia orgánica, como es el caso del suelo estudiado.

Por otro lado, la influencia del tratamiento C2 y en menor proporción del tratamiento C3 sobre la acumulación de Cu en el perfil del suelo está dentro de lo esperado, ya que a mayor dosis de compost mayor es el riesgo de acumular metales pesados en el mismo (Farrell et al., 2010). Adicionalmente, y de acuerdo con lo concluido por Cala et al. (2001) citado por Micó (2005) la adición de enmiendas orgánicas al suelo con contenidos de metales pesados entre ellos el Cu aumenta las concentraciones de materia orgánica y por consiguiente, la acumulación de Cu, el cual se adsorbe a la materia orgánica del suelo; lo anterior explica la influencia del tratamiento C2 sobre la acumulación de este metal pesado en los primeros centímetros del perfil.

La concentración total de Cu en el tratamiento MC presentó un comportamiento similar en las dos primeras profundidades (entre 0.45 mg kg^{-1} y 0.54 mg kg^{-1}). En la profundidad de 20-40 cm la concentración total de Cu disminuyó. De acuerdo con lo anterior, la aplicación de urea + KCl como fertilizante del cultivo no potencializó la acumulación de este metal pesado en el suelo, ya que como lo menciona Mermut et al. (1996) citado por Acosta et al. (2011) la adición de fertilizantes minerales como urea y KCl no causan acumulación de metales pesados en el suelo, en comparación con el uso de fertilizantes orgánicos en

Figura 4.2. Comportamiento Cu: profundidad y tiempo



suelos agrícolas. El comportamiento de la concentración total de Cu en el tratamiento T fue similar en las tres profundidades de muestreo evaluadas, dichas concentraciones se atribuyen a los niveles iniciales de Cu que existían en el suelo antes de aplicar los tratamientos.

Análisis de las concentraciones totales de Cu en el tiempo

Se evidenció efecto en la acumulación de Cu al tiempo T1 de haber aplicado los tratamientos de compost ($P < 0.05$). En los demás tiempos de muestreo no se evidencia efecto de acumulación de Cu en el perfil del suelo ($P \geq 0.05$). La concentración total promedio de Cu en el suelo al tiempo T1 fue de 0.51 mg kg^{-1} y al tiempo T2 y T3 fue de 0.42 y 0.38 mg kg^{-1} respectivamente, esto mostró que a medida que se incrementa el tiempo de muestreo la concentración total de Cu en el suelo estudiado tendió a disminuir.

Este comportamiento está dentro de lo esperado, ya que según lo mencionado por García y Dorronsoro (2001) y Micó et al. (2005) los contenidos de materia orgánica y C.I.C disminuyen con el tiempo en los suelos agrícolas, debido a las prácticas de labranza y la intensificación del ciclo agrícola, por lo tanto y si se tiene en cuenta lo mencionado por Bech et al. (2008) y Kumpiene et al. (2008) los cuales especifican que la acumulación de Cu en el suelo está estrechamente relacionada con los contenidos de materia orgánica, se espera que disminuya la capacidad del suelo para acumular Cu.

Por otro lado, esta disminución de la concentración total de Cu en los tiempos T2 y T3 se explica también porque en este tiempo (T2 y T3) se presentaron los mayores eventos de precipitación del año 2010 (Ver Anexo C), trayendo consigo variación en la saturación del suelo, humedad, temperatura y condiciones redox, lo cual según Kabata-Pendias (2004) afecta la movilidad y biodisponibilidad de ciertos metales pesados presentes en el suelo, entre ellos el Cu.

Por otro lado, es importante mencionar que para el tiempo T1 en donde se evidenció la acumulación de Cu, el compost C2 presentó la mayor influencia sobre las concentraciones totales de este metal pesado en el suelo, lo anterior está dentro de lo esperado en la investigación y fue similar a lo encontrado por Farrel et al. (2010) en donde a mayor dosis de compost con contenidos de metales pesados mayor es el riesgo de acumular estos elementos en los primeros centímetros del perfil.

La concentración total de Cu en el tratamiento MC presentó un comportamiento similar en los tres tiempos de muestreo, adicionalmente la concentración de Cu disminuyó a medida que se avanzó en la profundidad de muestreo en los tres periodos de tiempo evaluados. Por lo tanto, la aplicación de Urea + KCl como abono del cultivo para esta profundidad no potencializó la acumulación de este metal pesado en el suelo, ya que como lo afirman diversos autores (CENICAÑA, 1995; Barzegar et al., 2004; Rieuwerts et al., 2006) este tipo de tratamiento no potencializa la acumulación de metales pesados ya que se compone principalmente de nitrógeno y potasio.

El comportamiento de la concentración total de Cu en el tratamiento T fue similar en los tres tiempos de muestreo evaluados, dichas concentraciones se atribuyen a los niveles iniciales de Cu que existían en el suelo antes de aplicar los tratamientos.

4.3.3. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales de Pb

Al aplicar los tratamientos con compost C1, C2 y C3 y evaluar su comportamiento en el tiempo (T1, T2 y T3) se evidenció un aumento en la concentración total de Pb al tiempo T2 en las profundidades h1 y h3, y al tiempo T3 en todas las profundidades evaluadas del suelo ($P < 0.001$). Después de realizar los análisis post ANOVA haciendo uso de la prueba de Tukey (comparación de pares de medias) se determinó que el tratamiento de compost C3 tuvo mayor efecto sobre la acumulación de Pb en el suelo. El comportamiento del Pb fue similar al obtenido por Delgado (2008), quien reportó que la aplicación de residuos agroindustriales y compost como enmiendas orgánicas, potencializó la acumulación de Pb en concentraciones de 5 mg kg^{-1} en los primeros centímetros del perfil del suelo.

Es importante destacar que todos los valores encontrados de Pb en el suelo después de aplicar los tratamientos fueron menores a 14.0 mg kg^{-1} y están por debajo de los valores reportados en suelos agrícolas internacionales (Tabla 4.3.), dicha concentración se considera baja según los límites permisibles internacionales establecidos para suelos agrícolas no contaminados, en donde se plantea que el valor máximo de Pb en forma de concentraciones totales para suelos con $\text{pH} > 7.0$ como es el caso del estudio, es 200 mg kg^{-1} ; valores superiores a este límite se consideran tóxicos para el suelo y los cultivos, trayendo consigo afectación de los organismos, alteración de las propiedades fisicoquímicas del suelo y acumulación en las cadenas tróficas (García y Dorronsoro, 2001; Barral y Paradelo, 2011). Los valores obtenidos de Pb en esta investigación se consideran bajos y con muy pocas posibilidades de generar impactos ambientales (García y Alonso, 2001; Walter et al., 2003; Bech et al., 2008; Lamb et al., 2009); sin embargo si se continúa la aplicación de enmiendas orgánicas con contenidos de Pb, estos valores se pueden incrementar en el tiempo tal y como se evidenció en este estudio, llegando a superar los umbrales de toxicidad para el suelo.

La acumulación de Pb en los primeros centímetros del perfil del suelo evaluado por la aplicación de los tratamientos de compost, según García y Dorronsoro (2001), Delgado (2008) y Farrel et al (2010) está fuertemente condicionada por el pH del suelo (> 7.7 un), ya que a pH's alcalinos se favorece la formación de complejos estables con los contenidos de materia orgánica presentes en el suelo. La C.I.C., arcillas y los contenidos medios y altos de materia orgánica del suelo, potencializan la acumulación de Pb en los primeros centímetros del perfil (0 a 40 cm). Por otro lado y al igual que lo evidenciado para los dos metales pesados evaluados anteriormente, el tratamiento de manejo convencional no presentó efecto sobre la acumulación de Pb en el suelo ($P \geq 0.05$), lo cual está dentro de lo esperado en la investigación, ya que según Barzegar et al. (2004) y Rieuwerts et al. (2006) este tipo de fertilizantes no potencializa la acumulación de metales pesados en el suelo.

En Tabla 4.6. se presenta el resumen del análisis de varianza ANOVA para las concentraciones totales de Pb, evaluando los tiempos y profundidades de muestreo para todos los tratamientos. En el tiempo de muestreo T1 y todas las profundidades, los valores de p-value fueron mayores al nivel de significancia (0.05) – 95% confiabilidad, indicando que las medias de las concentraciones totales de Pb al tiempo T1 y todas las profundidades no tuvieron variación con la aplicación de los tratamientos. Por otro lado, al

tiempo T2 y las profundidades h1 y h3 y al tiempo T3 en todas las profundidades evaluadas, los valores de p-value fueron menores que el nivel de significancia (0.05 y 0.001) – 95% y 99.9% confiabilidad, indicando que las medias de la concentración de Pb presentaron variación con la aplicación de los tratamientos en las profundidades y tiempos mencionados.

Tabla 4.6. Resumen Pb análisis de varianza- p value

	0-10 cm (h1)	10-20 cm (h2)	20-40 cm (h3)
39 días (T1)	0.958	0.198	0.219
202 días (T2)	0.01717*	0.2638	0.0000757**
259 días (T3)	0.000002026**	0.0001161**	0.00026**

*: p value<0.05; **: p value<0.001

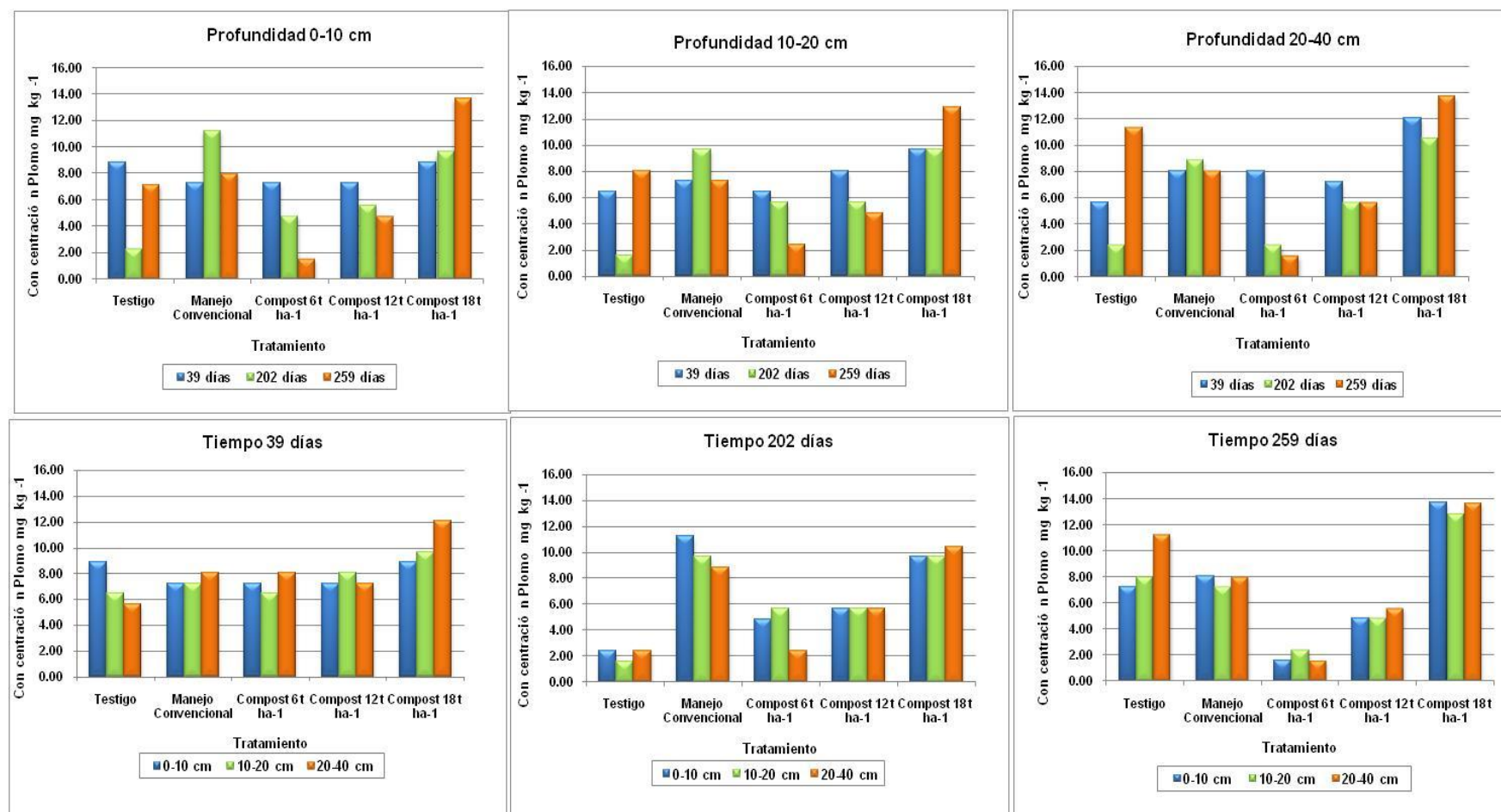
Análisis de las concentraciones totales de Pb con la profundidad

Teniendo en cuenta los datos obtenidos en las tres profundidades de muestreo y lo presentado en la Figura 4.3. y la Tabla 4.6., se evidenció un efecto en la acumulación de Pb en las tres profundidades evaluadas después de aplicar los tratamientos de compost (P<0.001). Este comportamiento era el esperado en la investigación ya el suelo estudiado presenta pH alcalinos (> 7.7 un) lo cual se convierte en un factor determinante para formar complejos estables con la materia orgánica quedando acumulado en los primeros centímetros del perfil. Al respecto Delgado (2008), encontró en su investigación que a pH alcalino, el Pb posiblemente se acumula en los primeros centímetros del perfil, especialmente para los tratamientos de bagazo y cachaza aplicados al suelo. Por otro lado, Gopinat et al. (2008) citado por Zhang (2011) reportó que el pH del suelo aumentó significativamente, en todas las parcelas tratadas con enmiendas orgánicas en comparación con el tratamiento de fertilizantes minerales, después de un periodo de transición de 2 años, lo anterior es otro factor que potencializó la acumulación de Pb en el suelo estudiado, ya que con la aplicación de los tratamientos de compost (C1, C2 y C3) el pH se mantuvo en un rango alcalino, ayudando a retener el Pb en los primeros centímetros del perfil.

A mayor dosis de compost con contenidos de metales pesados mayor es el riesgo de acumular estos elementos en los primeros centímetros del perfil (Farrell et al., 2010), lo cual es corroborado en el presente estudio ya que con el tratamiento de C3 se alcanzaron concentraciones de 13.7 mg kg⁻¹ de Pb, indicando que la concentración total de este metal pesado aumentó en un 50% en comparación a lo medido inicialmente en el suelo.

El tratamiento MC presentó un comportamiento similar en las tres profundidades evaluadas y su aplicación no influyó en la acumulación de Pb en el perfil del suelo (P≥0.05), ya que como lo menciona Mermut et al. (1996) citado por Acosta et al. (2011) la adición de fertilizantes minerales como urea y KCl no causan acumulación de metales pesados en el suelo, en comparación con el uso de fertilizantes orgánicos en suelos agrícolas.

Figura 4.3. Comportamiento Pb: profundidad y tiempo



Con respecto al tratamiento T, el comportamiento de Pb registrado fue similar en las tres profundidades evaluadas, estas concentraciones se atribuyen a los niveles iniciales de Pb que existían en el suelo antes de aplicar los tratamientos.

Análisis de las concentraciones totales de Pb en el tiempo

De acuerdo con los datos obtenidos en las tres profundidades de muestreo en el suelo y lo presentado en la Figura 4.3. y la Tabla 4.6., se evidenció un efecto en la acumulación de Pb a los tiempos T2 y T3 después de haber aplicado los tratamientos de compost ($P < 0.001$), lo anterior indica que a medida que aumenta el tiempo de muestreo existe una mayor acumulación de Pb en el suelo. Este comportamiento fue influenciado por la variación en la saturación del suelo, humedad y temperatura a causa de la época de lluvias (alta precipitación) presentada en los tiempos de muestreo T2 y T3, lo cual según Kabata-Pendias (2004) por la poca aireación hace que se vean favorecidas las condiciones de reducción en el suelo, incrementando la biodisponibilidad del Pb y su acumulación en los primeros centímetros del perfil. Por otro lado, el comportamiento obtenido con el Pb en la presente investigación fue coherente con los resultados exhibidos por Delgado (2008), en donde se evidenció que la concentración de Pb aumentó en época húmeda (alta saturación, variación de humedad) en las unidades experimentales del suelo donde se aplicó fertilización con bagazo y cachaza.

El tratamiento MC presentó concentraciones similares en los tres tiempos de muestreo, adicionalmente no se evidenció ningún efecto en la acumulación de Pb con la aplicación de este tratamiento, este comportamiento esta dentro de lo esperado ya que este tipo de fertilizante no potencializa la acumulación de Pb en el suelo. El tratamiento T no evidenció ningún cambio significativo ya que las concentraciones de Pb registradas fueron similares a las medidas inicialmente en el suelo antes de aplicar los tratamientos.

4.4.4. Efecto de la aplicación de compost sobre la acumulación y distribución de las concentraciones totales de Cd

Al aplicar los diferentes tratamientos C1, C2, C3 y MC y ejecutar el análisis del comportamiento en el tiempo (T1, T2 y T3) no se observó ningún efecto en los valores promedio de la concentración total de Cd en las profundidades evaluadas del suelo ($P \geq 0.05$). El estudio coincide con la investigación de Barzegar et al. (2004) que registró concentraciones de Cd en suelos cultivados con caña de azúcar en bajas proporciones, luego de aplicar por varios años fertilizantes orgánicos derivados de residuos agroindustriales. Por otro lado, la investigación de Delgado (2008) en donde se aplicaron residuos agroindustriales y compost, registró concentraciones totales de Cd en los primeros centímetros del perfil, muy similares a las evidenciadas en esta investigación.

Es importante destacar que todos los valores encontrados de Cd en el suelo después de aplicar los tratamientos fueron menores a 1.4 mg kg^{-1} , dicho valor se considera bajo según los límites permisibles internacionales establecidos para suelos agrícolas, en donde se plantea que el valor máximo de Cd en concentraciones totales para suelos no contaminados con $\text{pH} > 7.0$ como es el caso del estudio, es 3.0 mg kg^{-1} , valores superiores a este límite, se consideran tóxicos para el suelo y los cultivos, trayendo

consigo afectación de los organismos, alteración de las propiedades fisicoquímicas del suelo y acumulación en las cadenas tróficas (García y Dorronsoro, 2001; Barral y Paradelo, 2011).

Los valores obtenidos de Cd en esta investigación se consideran bajos; sin embargo de todos los metales pesados evaluados en la investigación, el Cd es el que se encuentra más cerca del umbral tóxico para el suelo; en este contexto al comparar los valores promedio de este metal pesado con las concentraciones reportadas nacional e internacionalmente (Tabla 4.3.) se observa que sobrepasa los contenidos totales de Cd en suelos agrícolas para la mayoría de los casos de estudio consultados. De acuerdo con lo anterior, si el sector azucarero continua con la aplicación de enmiendas orgánicas con contenidos de este metal pesado en suelos cultivados con caña de azúcar, existe el riesgo potencial de superar el límite permisible (3.0 mg kg^{-1}), trayendo consigo un impacto negativo sobre la fertilidad del suelo, el crecimiento de la caña de azúcar y posterior acumulación en las cadenas tróficas.

De manera general, la presencia de Cd en los primeros centímetros del perfil del suelo evaluado, según Barzegar et al. (2004), Rieuwerts et al. (2006) y Lamb et al. (2009) se atribuye a que el Cd es más móvil que los otros metales pesados evaluados en la investigación y su acumulación depende del pH, así a pH moderadamente alcalino como el que presenta el suelo de la investigación, su retención en la fase sólida se incrementa. Los contenidos de materia orgánica y C.I.C del suelo favorecen la acumulación de Cd, sin embargo según Zaccone et al. (2010) los complejos orgánicos que forma con la materia orgánica del suelo son menos estables que los del Zn y Cu.

En la Tabla 4.7. se presenta el resumen del análisis de varianza ANOVA para las concentraciones totales de Cd, evaluando los tiempos y profundidades de muestreo para todos los tratamientos. Estos valores permiten definir si se rechazan o aceptan las hipótesis planteadas en la investigación, de manera general los valores obtenidos de p-value fueron mayores al nivel de significancia (0.05) – 95% confiabilidad, indicando que las medias de las concentraciones totales de Cd no tuvieron variación con la aplicación de los tratamientos.

Tabla 4.7. Resumen Cd análisis de varianza- p value

	0-10 cm (h1)	10-20 cm (h2)	20-40 cm (h3)
39 días (T1)	0.704	0.694	0.051
202 días (T2)	0.174	0.339	0.234
259 días (T3)	0.711	0.582	0.577

Análisis de las concentraciones totales de Cd con la profundidad

De acuerdo con los datos obtenidos en las tres profundidades de muestreo y lo presentado en la Figura 4.4. y Tabla 4.7., no se evidenció un aumento significativo en las concentraciones totales de Cd al aplicar los tratamientos ($P \geq 0.05$). Para el tratamiento T

las concentraciones se atribuyen a los niveles iniciales de Cd que existían en el suelo antes de aplicar los tratamientos. La concentración total promedio de Cd en las tres profundidades evaluadas (h1, h2 y h3) fue similar y osciló entre 0,87 mg kg⁻¹ y 0.90 mg kg⁻¹; aunque este comportamiento no está dentro de lo esperado ya que el suelo estudiado tiene la capacidad de acumular metales pesados como se discutió anteriormente, este fenómeno se explica en que el Cd en comparación con los otros metales estudiados (Pb, Cu y Zn) es mas móvil y podría ser absorbido por la planta, al respecto Barzegar et al. (2004) demostraron que las mayores concentraciones de Cd se encontraron en la caña de azúcar con valores promedio de 10 mg kg⁻¹, en comparación con las concentraciones medidas en el suelo las cuales fueron menores a 0.10 mg kg⁻¹. Por otro lado, Micó (2005) presenta la relación Zn/Cd basada en el efecto antagónico que el Zn, presente en el suelo, puede ejercer sobre la asimilación de Cd por las plantas, esta relación es ampliamente aceptada para la identificación de suelos potencialmente contaminados, la mayoría de investigadores recomiendan que dicha relación (Zn/Cd) debe estar por encima de 100, para que el Zn pueda ejercer de manera eficaz su antagonismo frente al Cd.

De acuerdo con lo anterior, y aplicando la relación Zn/Cd con las concentraciones promedio obtenidas después de aplicar los tratamientos, se obtiene un valor de 2.11 lo que estaría indicando una toxicidad potencial en estos suelos, según el criterio utilizado por Micó (2005) en su investigación.

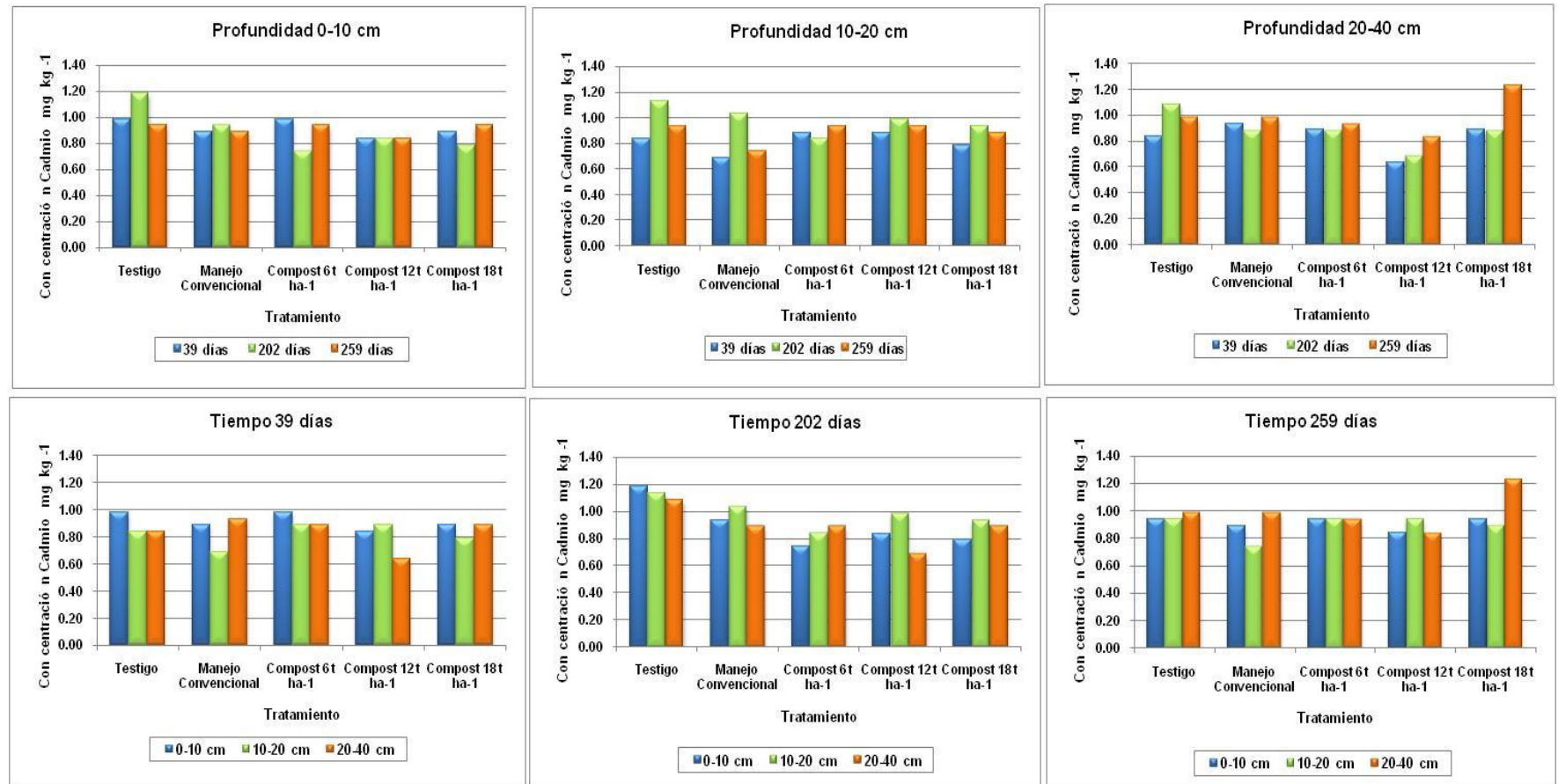
El tratamiento MC registró concentraciones totales promedio de Cd similares en las tres profundidades de muestreo, no se evidenció ningún efecto en la acumulación de Cd en el suelo por la aplicación de este tratamiento, este comportamiento fue similar al encontrado con los demás metales pesados evaluados en la investigación y es coherente con lo encontrado por Mermut et al. (1996) citado por Acosta et al. (2011) en donde la adición de fertilizantes minerales como urea y KCl no causó acumulación de metales pesados en el suelo, en comparación con otro tipo de fertilizantes.

Análisis de las concentraciones totales de Cd en el tiempo

En los tiempos de muestreo evaluados no se evidenció un aumento significativo en las concentraciones totales de Cd al aplicar los diferentes tratamientos ($P \geq 0.05$). Al igual que para los otros metales pesados evaluados, las concentraciones totales de Cd en el tratamiento T se atribuyen a los niveles encontrados en el suelo antes de aplicar los tratamientos.

Las concentraciones totales promedio de Cd en suelo para el T1 y T2 fueron de 0.86 y 0.84 mg kg⁻¹ respectivamente, y para el tiempo T3 fue de 0.94 mg kg⁻¹. Aunque este leve aumento de la concentración de Cd en el tiempo T3 que fue potencializado por el tratamiento C3, no afectó estadísticamente los datos para concluir que si se presentó una acumulación de Cd en el tiempo por la adición de los tratamientos de compost, es importante mencionarlo, ya que coincide con los datos obtenidos por Delgado (2008) en donde las concentraciones de Cd aumentaron en la época húmeda con respecto a los de la época seca.

Figura 4.4. Comportamiento Cd: profundidad y tiempo



Lo anterior fue corroborado en esta investigación, ya que los tiempos T2 y T3 corresponden a épocas húmedas (alta precipitación) trayendo consigo mayores concentraciones promedio de Cd en el suelo en comparación con las épocas secas (Ver anexo C), debido a que el pH alcalino incrementa el número de sitios de adsorción del Cd con la materia orgánica y las arcillas presentes en el suelo estudiado; otro factor que también influyó fue la alta saturación, variación de la humedad del suelo y las condiciones redox debido a la precipitación incrementando la biodisponibilidad de ciertos metales pesados entre ellos el Cd (García y Dorronsoro, 2001; Kabata-Pendias, 2004; Delgado, 2008).

De acuerdo con lo observado en la Figura 4.4., el tratamiento MC presentó concentraciones muy homogéneas en los tres tiempos de muestreo y su aplicación no produjo ningún efecto significativo en la concentración total de Cd ($P \geq 0.05$), este comportamiento fue similar al encontrado con los demás metales pesados evaluados en la investigación y está dentro de lo esperado, ya que no contiene ningún tipo de metal pesado que potencialice la acumulación de estos elementos por su aplicación en el perfil del suelo estudiado.

4.4 PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO *TYPIC HAPLUSTOLLS* Y SU RELACIÓN CON LA ACUMULACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE METALES PESADOS

En la Tabla 4.8. se presentan las correlaciones obtenidas haciendo uso del estadístico de Pearson en el software R[®] v. 2.12.2. Dichas correlaciones muestran descriptivamente la relación entre variables cuantitativas como: pH, materia orgánica, C.I.C y concentración del metal pesado en cada uno de los tiempos de muestreo.

Los resultados indican que no se presentó una relación paramétrica definida es decir, los comportamientos entre las propiedades químicas y el metal pesado no son homogéneos presentando correlaciones bajas debido a la alta variabilidad estadística de los datos, lo cual es relativamente común en este tipo de investigaciones, dados los altos costos que impiden realizar toma de mayor número de muestras.

Para validar estadísticamente lo mencionado, se utilizó la regresión Kernel en el software estadístico R[®] v. 2.12.2., y se encontró que los datos de concentración de metal pesado vs. propiedad fisicoquímica no tuvieron una distribución paramétrica definida, en el Anexo G se presentan los resultados obtenidos.

Tabla 4.8. Correlaciones (r) entre metal pesado y propiedad química

Metal	39 días (T1)			202 días (T2)			259 días (T3)		
	pH	C.I.C	MO	pH	C.I.C	MO	pH	C.I.C	MO
Zn	-0,50	0,19	0,38	-0,61	0,13	0,62	-0,72	0,39	0,61
Cu	-0,55	-0,19	-0,05	-0,29	-0,37	0,01	-0,80	0,34	0,43
Pb	-0,03	-0,01	0,14	0,31	-0,09	-0,37	0,32	-0,16	-0,21
Cd	0,07	0,12	0,12	-0,01	0,11	0,15	0,07	-0,15	-0,13

MO: Materia orgánica

En las Figuras 4.5., 4.6. y 4.7. se presenta un resumen del comportamiento de las propiedades fisicoquímicas después de la aplicación de los tratamientos, en las profundidades y tiempos de muestreo.

Materia orgánica

Esta propiedad presentó correlaciones positivas en la mayoría de los tiempos de muestreo para el Zn, Cu y Cd, lo cual está dentro de lo esperado y coincide con lo encontrado por Micó (2005) en donde la MO presentó coeficientes de correlación positivos altos con estos metales pesados, indicando una estrecha relación con las concentraciones de Zn, Cu y Cd evidenciadas en los primeros centímetros del perfil del suelo. Lo anterior se explica en que la MO presentó concentraciones estables (medias y altas) en el tiempo y profundidades evaluadas (Figura 4.6.) lo cual según Kabata-Pendias (2004) potencializa la adsorción de estos metales pesados a las sustancias húmicas presentes en la misma, formando posiblemente complejos de cambio y quelatos estables en los primeros centímetros del perfil del suelo.

Por otro lado, las correlaciones obtenidas para el Pb no fueron homogéneas, contrario a lo que se esperaba, dada la importancia de la MO en la dinámica de los metales pesados en el suelo (García y Dorronsoro, 2001). En algunos tiempos evaluados fueron positivas pero con valores muy cercanos a cero y en otros la correlación fue negativa, este comportamiento indica que se tiene una relación inversa y que a medida que aumenta la concentración de MO en el suelo la concentración total de estos metales pesados tiende a disminuir. En este contexto, Cala et al. (1985) citado por Micó (2005) también encuentran una correlación débil del Pb con la MO, estos autores indican que la baja correlación encontrada puede ser debida al origen antrópico de este metal pesado en el suelo, que determinaría que la fracción más importante fuera la soluble.

C.I.C.

El comportamiento de las correlaciones de esta propiedad química con los metales pesados fue muy similar al obtenido con la MO, ya que la C.I.C depende del contenido de MO y arcillas del suelo (Pinamonti et al., 1997). La C.I.C presentó correlaciones positivas en la mayoría de los tiempos de muestreo para el Zn, Cu y Cd, lo cual está dentro de lo esperado y coincide con lo encontrado por Micó (2005) en donde la C.I.C presentó coeficientes de correlación positivos altos con estos metales pesados, dicho comportamiento es validado por diversos autores (Esteves da Silva y Oliveira, 2002; Silveira et al., 2006; Zhu et al., 2011) quienes explican que las concentraciones de Zn, Cu y Cd en el suelo se encuentran reguladas por los procesos de intercambio catiónico, así un suelo con una capacidad de intercambio catiónico (C.I.C) alta, tiene más sitios de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para una mayor adsorción y posible fijación de los metales. Adicionalmente este comportamiento se potencializó con los valores medios y altos de C.I.C. encontradas en las profundidades y tiempos evaluados en la investigación (Figura 4.5.).

Figura 4.5. Comportamiento C.I.C: profundidad y tiempo

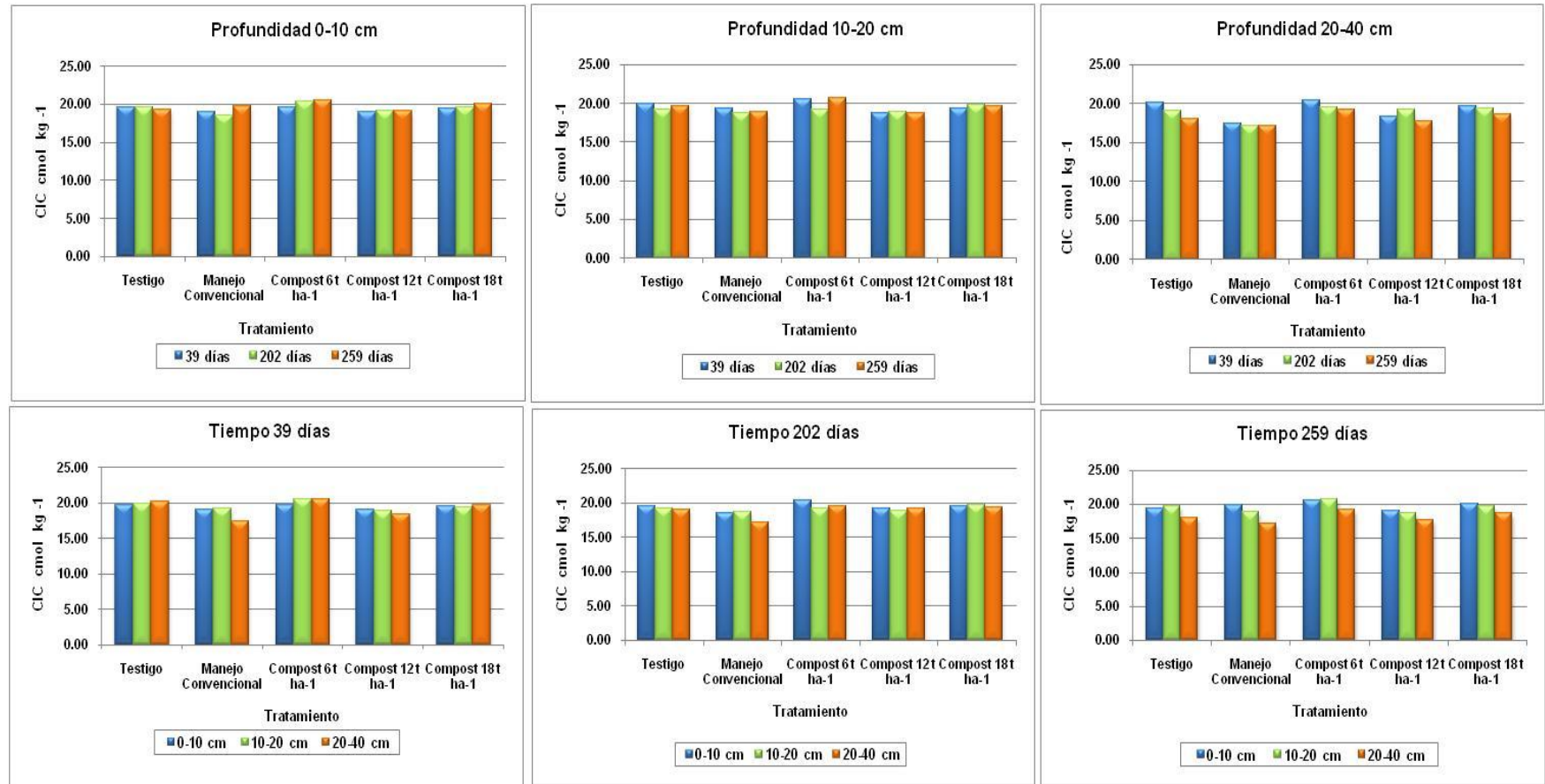


Figura 4.6. Comportamiento Materia Orgánica: profundidad y tiempo

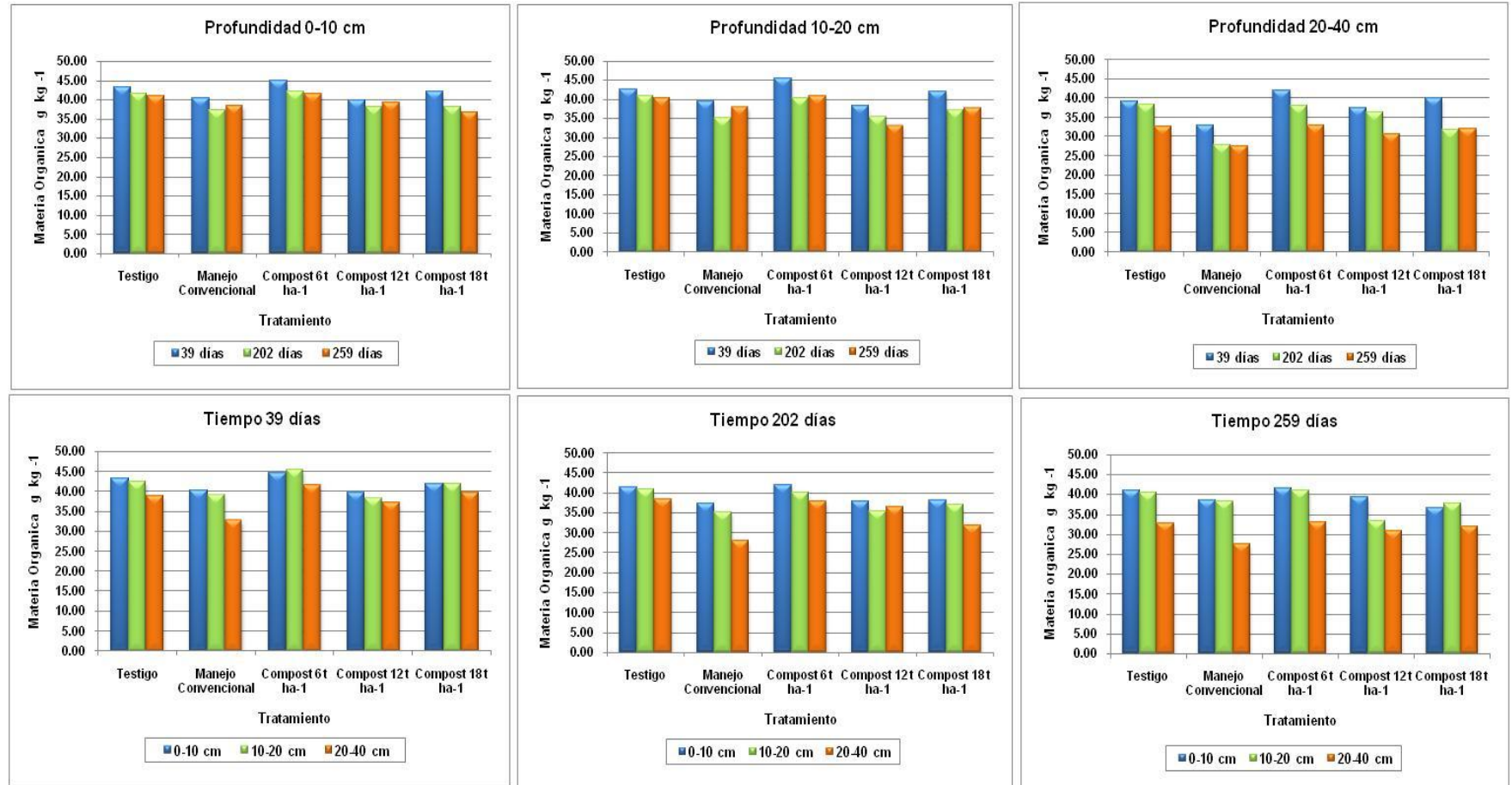
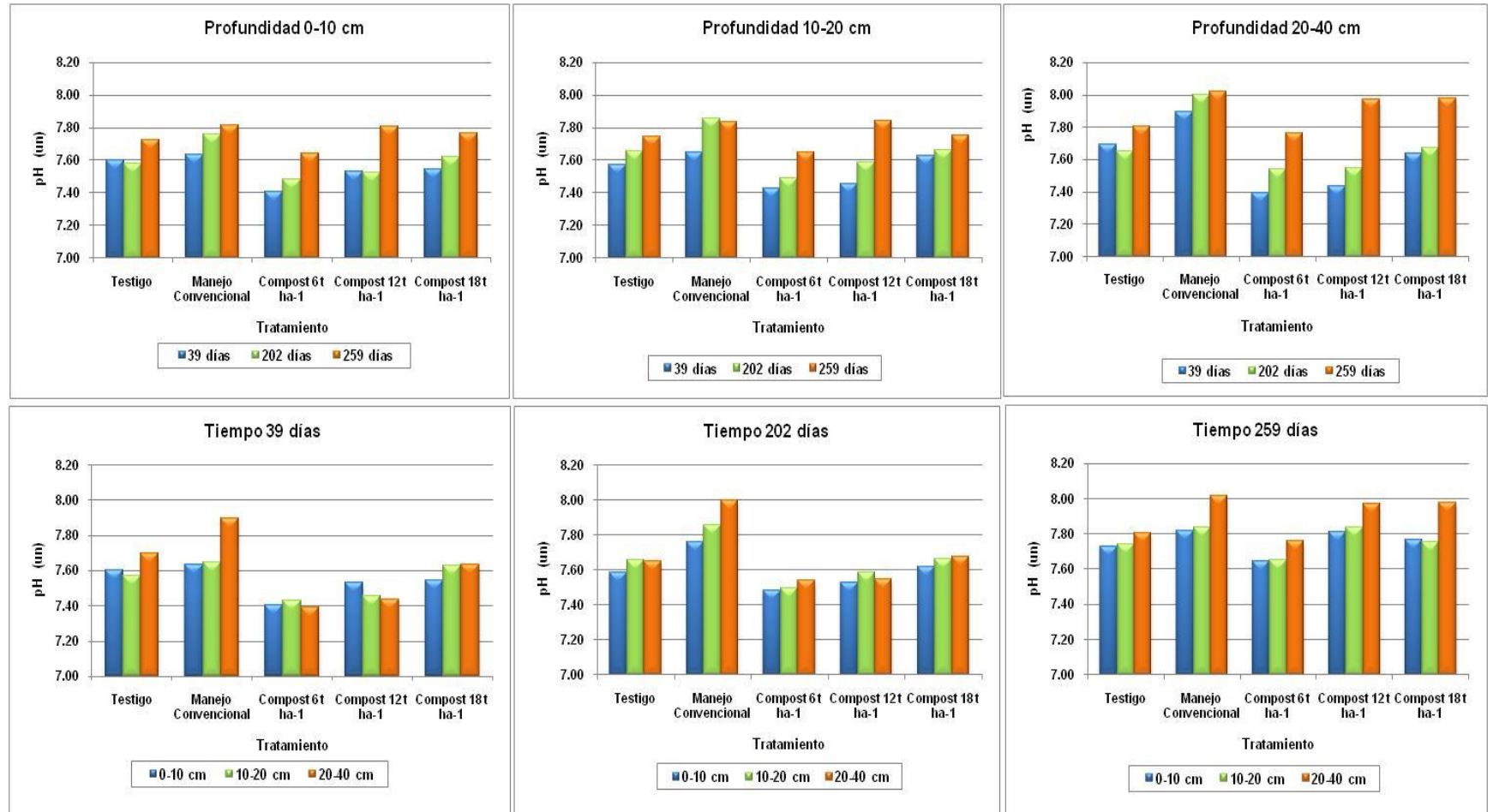


Figura 4.7. Comportamiento pH: profundidad y tiempo



Por otro lado, las correlaciones obtenidas para el Pb no fueron homogéneas, contrario a lo que se esperaba, dada la importancia de la C.I.C en la dinámica de los metales pesados en el suelo (Pinamonti et al., 1997). En algunos tiempos evaluados fueron positivas pero con valores muy cercanos a cero y en otros la correlación fue negativa, este comportamiento fue corroborado por Micó (2005) en donde evidenció que el Pb no presentan correlaciones positivas con la C.I.C.

Para el Pb, la MO y la C.I.C posiblemente, no fueron determinantes en la presencia de este metal pesado en los primeros centímetros del perfil del suelo estudiado.

pH

Presentó correlaciones negativas en todos los tiempos de muestreo con el Zn y Cu, lo cual no está dentro de lo esperado dada la importancia del pH en la acumulación de estos metales pesados en los primeros centímetros del perfil; en este contexto, Andreu (1991) citado por Micó (2005) también encuentra una correlación negativa entre el pH y los contenidos totales de metales pesados en suelos agrícolas de España, debido al paso de formas insolubles a formas solubles con la disminución del pH.

Lo anterior indica posiblemente, que para el Cu y Zn, el pH no es un factor determinante en la acumulación de metales pesados en el tipo de suelo estudiado, como si lo es la MO y la C.I.C. las cuales tienen influencia directa sobre las concentraciones totales de metales pesados encontradas en la investigación, de acuerdo con lo expuesto anteriormente.

Por otro lado, aunque para el Pb y Cd las correlaciones no fueron homogéneas, se puede observar que la mayoría presentan correlaciones positivas, lo cual coincide con lo evidenciado por Micó (2005) en donde la correlación encontrada entre el pH y el Pb fue 0.047 y entre el pH y el Cd fue cercano a 0. De acuerdo con lo anterior, es importante destacar que se comprueba lo evidenciado por diversos autores (García y Dorronsoro, 2001; Delgado, 2008; Achiba et al., 2009) los cuales concluyen que el pH es un factor determinante en la movilidad y biodisponibilidad del Cd y Pb en el suelo. Por lo tanto, esta correlación positiva explica la presencia de estos dos metales pesados en el perfil del suelo evaluado, ya que a valores de pH altos (alcalinos) se favorecen los procesos de acumulación en los primeros centímetros del perfil, teniendo en cuenta que su movilidad disminuye conforme aumenta el valor de pH.

5 CONCLUSIONES

La investigación evidenció que el uso de compost industrial procesado en los ingenios azucareros como abono orgánico para el suelo, en dosis por encima de 12 t ha^{-1} incrementó las concentraciones totales de Pb y Cu en los primeros centímetros del perfil, favoreciendo su presencia en la profundidad de 20 a 40 cm debido a la influencia de las propiedades químicas como el pH, CIC y materia orgánica; este resultado es de relevancia, teniendo en cuenta que en la actualidad los ingenios azucareros de la región están aplicando entre 10 y 20 t ha^{-1} en la fertilización orgánica con compost. Por lo tanto, a mayor dosificación de compost existe mayor riesgo de incrementar las concentraciones totales Pb y Cu en el suelo.

Con respecto al Cd y Zn, no se evidenció incremento en sus concentraciones totales. El tratamiento de manejo convencional evaluado en el estudio no afectó las concentraciones totales de los metales pesados: Cd, Cu, Zn y Pb.

Se destaca que las concentraciones totales de todos los metales pesados evaluados en la investigación son bajas y se encuentran por debajo de los umbrales de toxicidad y contaminación establecidos para suelos agrícolas a nivel internacional.

Las características químicas del suelo utilizado en el estudio, tales como pH, materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico y la textura, pueden favorecer la presencia de Cu y Pb en los primeros centímetros del perfil (0 a 40 cm); sin embargo no es posible establecer una tendencia definida entre el comportamiento del metal pesado y la propiedad química, ya que esto depende de muchos factores, entre los cuales están: tipo de suelo, condiciones climatológicas, gradientes de temperatura y humedad y condiciones redox.

De las correlaciones calculadas en esta investigación entre las propiedades químicas y los metales pesados, se estima que posiblemente el pH tiene mayor influencia sobre la presencia de Pb y Cd en los primeros centímetros del perfil del suelo, mientras que la materia orgánica y la CIC hacen lo mismo sobre el Zn y Cu.

6 RECOMENDACIONES

Se recomienda un mayor control sobre la materia prima utilizada en la elaboración del abono orgánico por parte de las plantas procesadoras de compost que utilizan los residuos de la producción del azúcar y etanol, con el objetivo de prevenir posibles impactos ambientales producto de la acumulación de metales pesados en el suelo, ocasionada por la frecuente aplicación del compost en los cultivos de caña de azúcar. Así mismo, es viable realizar más investigaciones al respecto, en donde se estudien todos los abonos orgánicos que actualmente se aplican en los cultivos de caña de azúcar para mejorar su rendimiento, tales como vinaza, urea y combinaciones entre estos, con el objetivo de evaluar posibles acumulaciones de metales pesados en el suelo tales como: Pb, Cd, Cu y Zn, teniendo en cuenta que son elementos acumulativos, no son biodegradables y al aumentar sus concentraciones totales se vuelven tóxicos para el suelo y los organismos vivos. Por otro lado, resultaría interesante evaluar las concentraciones de Cu y Zn que posiblemente son tomadas por la planta como microelementos.

Para próximas investigaciones se propone realizar especiaciones químicas de los metales pesados y fraccionamiento de materia orgánica, para determinar las formas en que se encuentran en el suelo y así entender de una mejor manera los procesos de acumulación y distribución en el perfil del mismo. La determinación de la fracción extraíble aportaría información adicional en cuanto a la situación actual de estos suelos en comparación con la información proporcionada por los contenidos totales, ya que permite conocer la movilidad de los metales y la cantidad de metal que puede ser asimilada por los cultivos. Esta fracción representa un mejor indicador acerca del peligro actual que significa la presencia de metales pesados en el suelo y, por consiguiente, supone una caracterización más adecuada del riesgo existente para la salud humana y/o el ambiente.

Los entes de control ambiental regional y nacional deberán apoyar e impulsar más investigaciones en esta temática, con el objetivo que se establezcan valores de referencia para metales pesados en suelos nacionales que propendan por la preservación de los suelos y contribuyan a la sostenibilidad ambiental de la economía agrícola del país.

BIBLIOGRAFÍA

- ACOSTA, J. A., FAZ, A., MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S. & AROCENA, J. M. (2011) Enrichment of metals in soils subjected to different land uses in a typical Mediterranean environment (Murcia City, southeast Spain). *Applied Geochemistry*, 26, 405-414.
- ACHIBA, W. B., GABTENI, N., LAKHDAR, A., LAING, G. D., VERLOO, M., JEDIDI, N. & GALLALI, T. (2009) Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130, 156-163.
- ACHIBA, W. B., LAKHDAR, A., GABTENI, N., LAING, G. D., VERLOO, M., BOECKX, P., VAN CLEEMPUT, O., JEDIDI, N. & GALLALI, T. (2010) Accumulation and fractionation of trace metals in a Tunisian calcareous soil amended with farmyard manure and municipal solid waste compost. *Journal of Hazardous Materials*, 176, 99-108.
- ALUMAA, P., KIRSO, U., PETERSELL, V. & STEINNES, E. (2002) Sorption of toxic heavy metals to soil. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 204, 375-376.
- ARAO, T., ISHIKAWA, S., MURAKAMI, M., ABE, K., MAEJIMA, Y. & MAKINO, T. (2010) Heavy metal contamination of agricultural soil and countermeasures in Japan. *Paddy and Water Environment*, 8, 247-257.
- ASOCAÑA (2009) Informe Anual 2008-2009 Sector Azucarero Colombiano. *Junta Directiva Asocaña*, 1, 93.
- ASOCAÑA (2010) Informe Anual 2009-2010 Sector Azucarero Colombiano. *Junta Directiva Asocaña*, 1, 93.
- BARRAL, M. T. & PARADELO, R. (2011) Trace elements in compost regulation: The case of Spain. *Waste Management*, 31, 407-410.
- BARZEGAR, R., KOOCHKEZADEH, A., XING, B. & HERBERT, S. (2004) Concentration changes of Cd, Ni and Zn in sugarcane cultivated soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 161, 97-112.
- BASANTA, M., DELGADO, M. A. G., MARTÍNEZ, J. E. C., VÁZQUEZ, H. M. & VÁZQUEZ, G. B. (2007) Sostenibilidad del reciclaje de residuos de la agroindustria azucarera: una revisión. *Ciencia y Tecnología Alimentaria*, 5.
- BASTA, N. T. & MCGOWEN, S. L. (2004) Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environmental Pollution*, 127, 73-82.

- BECH, J., TUME, P., LONGAN, L., REVERTER, F., BECH, J., TUME, L. & TEMPIO, M. (2008) Concentration of Cd, Cu, Pb, Zn, Al, and Fe in soils of Manresa, NE Spain. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145, 257-266.
- BRADL, H. B. (2004) Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277, 1-18.
- BROWN, S., CHRISTENSEN, B., LOMBI, E., MCLAUGHLIN, M., MCGRATH, S., COLPAERT, J. & VANGRONSVELD, J. (2005) An inter-laboratory study to test the ability of amendments to reduce the availability of Cd, Pb, and Zn in situ. *Environmental Pollution*, 138, 34-45.
- BUSINELLI, D., MASSACCESI, L., SAID-PULLICINO, D. & GIGLIOTTI, G. (2009) Long-term distribution, mobility and plant availability of compost-derived heavy metals in a landfill covering soil. *Science of The Total Environment*, 407, 1426-1435.
- CALA, V. & KUNIMINE, Y. (2003) Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 19, 109-115.
- CALBRIX, R., BARRAY, S., CHABRERIE, O., FOURRIE, L. & LAVAL, K. (2007) Impact of organic amendments on the dynamics of soil microbial biomass and bacterial communities in cultivated land. *Applied Soil Ecology*, 35, 511-522.
- CENICAÑA (1995) Fertilización y nutrición en caña de azúcar. *Centro de Investigación de la caña de azúcar en Colombia*, 2, 177.
- CONIL, P. (2006) Manejo de vinazas, metanización y compostaje, aplicaciones industriales. *Nota técnica-TECNICAÑA*.
- CORNU, S., NEAL, C., AMBROSI, J.-P., WHITEHEAD, P., NEAL, M., SIGOLO, J. & VACHIER, P. (2001) The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferralsols (São Paulo, Brazil). *The Science of The Total Environment*, 271, 27-48.
- CUI, Y.-J., ZHU, Y.-G., ZHAI, R.-H., CHEN, D.-Y., HUANG, Y.-Z., QIU, Y. & LIANG, J.-Z. (2004) Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International*, 30, 785-791.
- CVC (2004) Estudio de suelos en el Valle del Cauca , caracterizaciones taxonómicas. Corporación autonoma regional del Valle del Cauca. 23-45, Disponible en: <http://190.97.204.39:8080/cvc/Informacion.Ambiental/Suelos/>
- CHAMON, A. S., GERZABEK, M. H., MONDOL, M. N., ULLAH, S. M., RAHMAN, M. & BLUM, W. E. H. (2005) Influence of soil amendments on heavy metal accumulation in crops on polluted soils of Bangladesh. *Communications in soil science and plant analysis*, 36, 907-924.

- DE ARMAS, T. & CASTRO, D. (2007) Impacto de la contaminación ambiental sobre los cultivos: metales pesados. 17, 75-80.
- DELGADO, D. M. (2008) Presencia de Flavonoides y Metales Pesados en el Suelo, Aplicando Residuos Agroindustriales Biotransformados de la Caña de Azúcar "Saccharum officinarum" y el Plátano "Musa spp". *Facultad de Ciencias Agropecuarias*. Palmira, Universidad Nacional de Colombia.
- DOELSCH, E., MASION, A., MOUSSARD, G., CHEVASSUS-ROSSET, C. & WOJCIECHOWICZ, O. (2010) Impact of pig slurry and green waste compost application on heavy metal exchangeable fractions in tropical soils. *Geoderma*, 155, 390-400.
- ESTEVEZ DA SILVA, J. C. G. & OLIVEIRA, C. J. S. (2002) Metal ion complexation properties of fulvic acids extracted from composted sewage sludge as compared to a soil fulvic acid. *Water Research*, 36, 3404-3409.
- FACCHINELLI, A., SACCHI, E. & MALLIN, L. (2001) Multivariate statistical and GISbased approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*, 114, 313-324.
- FARRELL, M. & JONES, D. L. (2009) Heavy metal contamination of a mixed waste compost: Metal speciation and fate. *Bioresource Technology*, 100, 4423-4432.
- FARRELL, M., PERKINS, W. T., HOBBS, P. J., GRIFFITH, G. W. & JONES, D. L. (2010) Migration of heavy metals in soil as influenced by compost amendments. *Environmental Pollution*, 158, 55-64.
- FERRERAS, L., GOMEZ, E., TORESANI, S., FIRPO, I. & ROTONDO, R. (2006) Effect of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 97, 635-640.
- FLORIDO, M. D. C., MADRID, F. & MADRID, L. (2011) Effect of an organic amendment on availability and bio-accessibility of some metals in soils of urban recreational areas. *Environmental Pollution*, 159, 383-390.
- FRANKLIN, R. E., DUIS, L., SMITH, B. R., BROWN, R. & TOLER, J. E. (2003) Elemental concentrations in soils of south Carolina. *Soil Science*, 168, 280-291.
- GARCÍA-MARTÍNEZ, I., PINEDA RODRÍGUEZ, J. J., TOTOSAUS, A. & GONZÁLEZ GONZÁLEZ, L. R. (2008) COMPOSTAS 2. Evaluación de la presencia de metales pesados en compostas. *Investigación Universitaria Multidisciplinaria*, 7.
- GARCÍA, A. & ALONSO, J. (2001) Contenido de Metales Pesados en Suelos Forestales de Navarra. *Gorosti*, 1, 18-24.
- GARCÍA, A. & ROJAS, C. (2008) Producción de alcohol carburante y uso de sus subproductos en agricultura. *Memorias congreso Ecuatoriano de la Ciencia del suelo. Socieedad Ecuatoriana de la Ciencia del Suelo*, 1, 1-13.

- GARCÍA, I. & DORRONSORO, C. (2001) Contaminación por metales pesados. *Departamento de edafología y química agrícola de España*, 1-16, Disponible en: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema00/progr.htm>.
- GIUFFRÉ, L., RATTO, S., MARBÁN, L., SCHONWALD, J. & ROMANIUK, R. (2005) Riesgo por metales pesados en horticultura urbana. *Ciencia del Suelo*, 23, 101-106.
- GORDILLO, F. (2010) Evaluación comparativa de la calidad del compost producido a partir de diferentes combinaciones de desechos agroindustriales azucareros. *Escuela superior politécnica del litoral. Facultad de de Ingenieria en Mecánica y ciencias de la producción* Tesis de Grado para obtener titulo de Ingeniero agrícola y biológico, 143.
- GORDILLO, F. & CHÁVEZ, E. (2010) Evaluación comparativa de la calidad del compost producido a partir de diferentes combinaciones de desechos agroindustriales azucareros. *Centro de Investigación científica y tecnológica ESPOL. Escuela superior politécnica del litoral*, 1, 1-10.
- GREENWAY, G. M. & SONG, Q. J. (2002) Heavy Metal Speciation in the Composting Process. *Journal of Environmental Monitoring*, 4, 300-305.
- GUERRA, P., AHUMADA, I. & CARRASCO, A. (2007) Effect of biosolid incorporation to mollisol soils on Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn fractionation, and relationship with their bioavailability. *Chemosphere*, 68, 2021-2027.
- HARGREAVES, J. C., ADL, M. S. & WARMAN, P. R. (2008) A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123, 1-14.
- HERNÁNDEZ, L., PROBST, A., PROBST, J. L. & ULRICH, E. (2003) Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *The Science of The Total Environment*, 312, 195-219.
- INGELMO, F., MOLINA, M. J., SORIANO, M. D., GALLARDO, A. & LAPEÑA, L. (2011) Influence of organic matter transformations on the bioavailability of heavy metals in a sludge based compost. *Journal of Environmental Management*, In Press, Corrected Proof.
- JANOS, P., VÁVROVÁ, J., HERZOGOVÁ, L. & PILAROVÁ, V. (2010) Effects of inorganic and organic amendments on the mobility (leachability) of heavy metals in contaminated soil: A sequential extraction study. *Geoderma*, In Press, Corrected Proof.
- JORDÃO, C., NASCENTES, C., CECON, P., FONTES, R. & PEREIRA, J. (2006) Heavy Metal Availability in Soil Amended with Composted Urban Solid Wastes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112, 309-326.

- JÚNIOR, C. C., MARQUES, M. O. & JÚNIOR, L. C. T. (2008) Efeito residual de quatro aplicações anuais de lodo de esgoto e vinhaça na qualidade tecnológica da cana-de-açúcar. *Eng. Agríc*, 28.
- KABATA-PENDIAS, A. (2004) Soil-plant transfer of trace elements--an environmental issue. *Geoderma*, 122, 143-149.
- KO, H. J., KIM, K. Y., KIM, H. T., KIM, C. N. & UMEDA, M. (2008) Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management*, 28, 813-820.
- KUEHL, R. (2001) *Diseño de Experimentos: Principios Estadísticos de Diseño y análisis de Investigación*, Mexico D.F., Thomson Editores S.A.
- KUMPIENE, J., LAGERKVIST, A. & MAURICE, C. (2008) Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments - A review. *Waste Management*, 28, 215-225.
- LAMB, D. T., MING, H., MEGHARAJ, M. & NAIDU, R. (2009) Heavy metal (Cu, Zn, Cd and Pb) partitioning and bioaccessibility in uncontaminated and long-term contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 171, 1150-1158.
- LASARIDI, K., PROTOPAPA, I., KOTSOU, M., PILIDIS, G., MANIOS, T. & KYRIACOU, A. (2006) Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, 80, 58-65.
- LI, F., NI, L., YUAN, J. & DANIEL SHENG, G. (2010) Cultivation practices affect heavy metal migration between soil and Vicia faba (broad bean). *Chemosphere*.
- LINDE, M., ÖBORN, I. & GUSTAFSSON, J. (2007) Effects of Changed Soil Conditions on the Mobility of Trace Metals in Moderately Contaminated Urban Soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, 183, 69-83.
- LIU, L., CHEN, H., CAI, P., LIANG, W. & HUANG, Q. (2009) Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 563-567.
- LONDOÑO, L. (2007) Producción de Etanol en Colombia. *Sector Azucarero Colombiano*. ASOCAÑA.
- LLOSA, R., NORIEGA, G., NEGRO DE AGUIRRE, E. & KESTEN, E. (1990) Niveles de Plomo, Cadmio, Zinc y Cobre en suelos del área metropolitana y suburbana de buenos aires. *Ciencia del Suelo* 8 N°1, 3-8.
- MARÍN, A., ALONSO-MARTINERA, J., ANDRADES, M. & PIZARRO, C. (2000) Contenido de metales pesados en suelos de viñedo de la D.O.Ca. Rioja. *Edafología*, 3, 351-357.
- MÉNDEZ, C. (1991) *Metodología de la investigación* México: Mc Graw Hill. Pag 45-67.

- MENDOZA, J. F. (2009) Producción de Compost a Partir de Residuos Orgánicos Para el Ingenio Castilla Industrial S.A. *Departamento de Ciencias Ambientales*. Santiago de Cali, Universidad Autonoma de Occidente.
- MICÓ, C. (2005) Tesis Doctoral: Estudio de metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de Alicante. *Universitat de Valencia*, Servei de publicacions, 508.
- MICÓ, C., RECATALÁ, L., PERIS, M. & SÁNCHEZ, J. (2005) Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos con cultivos vegetales de la comarca del bajo vinalopó (alicante). *Edafología*, 12, 185-197.
- MURRAY, H., PINCHIN, T. & MACFIE, S. (2011) Compost application affects metal uptake in plants grown in urban garden soils and potential human health risk. *Journal of Soils and Sediments*, 1-15.
- ORTIZ, I., SANZ, J., DORADO, M. & VILLAR, S. (2007) Técnicas de Recuperación de Suelos Contaminados. IN RÍUS, J. D. L. S. (Ed.) 1 ed. Madrid, Círculo de innovación en tecnologías medioambientales y energía.
- PINAMONTI, F., STRINGARI, G., GASPERI, F. & ZORZI, G. (1997) The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 21, 129-143.
- PIOTROWSKA, M. & KABATA-PENDIAS, A. (1997) Impact of soils amended with Zn and Pb smelter dust on Cd concentrations in potatoes. *Journal of Geochemical Exploration*, 58, 319-322.
- QUINTERO, D. R. (2004) Efectos de la aplicación de elementos menores en caña de azúcar en suelos del valle del rio Cauca. *Centro de Investigación de la caña de azúcar en Colombia*, 14.
- RAMALHO, J. & SOBRINHO, N. (2001) Metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais. *Floresta & Ambiente*, 8, 120-129.
- RAYMENT, G. E., JEFFREY, A., J. & BARRY, G. A. (2002) Heavy Metals in Australian Sugarcane. *Communications in soil science and plant analysis*, 33, 3203 -3212.
- REYES, J. R. B. (2004) Materiales Orgánicos Utilizados como Fertilizantes o Acondicionadores de Suelos. *Centro de Investigación de la caña de azúcar en Colombia*, Norma técnica Colombiana 5167, 8.
- RIEUWERTS, J. S., ASHMORE, M. R., FARAGO, M. E. & THORNTON, I. (2006) The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. *Science of The Total Environment*, 366, 864-875.
- SAEEDI, M., HOSSEINZADEH, M., JAMSHIDI, A. & PAJOOHESHFAR, S. (2009) Assessment of heavy metals contamination and leaching characteristics in highway side soils, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151, 231-241.

- SÁNCHEZ, E. G. (2009) El Compost: Producción, caracterización, legislación y aplicación de compost en el Ingenio Providencia. Memorias: Seminario Internacional de Fertilización y Nutrición de la Caña de Azúcar. IN 1 (Ed.). Sena y Asocaña.
- SANTOS, S., COSTA, C. A. E., DUARTE, A. C., SCHERER, H. W., SCHNEIDER, R. J., ESTEVES, V. I. & SANTOS, E. B. H. (2010) Influence of different organic amendments on the potential availability of metals from soil: A study on metal fractionation and extraction kinetics by EDTA. *Chemosphere*, 78, 389-396.
- SEGURA-MUÑOZ, S. I., DA SILVA OLIVEIRA, A., NIKAIDO, M., TREVILATO, T. M. B., BOCIO, A., TAKAYANAGUI, A. M. M. & DOMINGO, J. L. (2006) Metal levels in sugar cane (*Saccharum spp.*) samples from an area under the influence of a municipal landfill and a medical waste treatment system in Brazil. *Environment International*, 32, 52-57.
- SILVEIRA, M. L., ALLEONI, L. R. F., O'CONNOR, G. A. & CHANG, A. C. (2006) Heavy metal sequential extraction methods--A modification for tropical soils. *Chemosphere*, 64, 1929-1938.
- SMITH, S. R. (2009) A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International*, 35, 142-156.
- SOLANO, G., FONSECA, P. L., ESCALONA, L., CASTILLO, P. & NIETO, M. (2005) Alternativas para el reciclaje sostenible de residuales sólidos y líquidos. *Revista Electrónica Granma Ciencia*. Vol, 9.
- SOLER-ROVIRA, P., MADEJÓN, E., MADEJÓN, P. & PLAZA, C. (2010) In situ remediation of metal-contaminated soils with organic amendments: Role of humic acids in copper bioavailability. *Chemosphere*, 79, 844-849.
- STOFFELLA, P. J. & GRAETZ, D. A. (2000) Utilization of Sugarcane Compost as a Soil Amendment In a Tomato Production System. *Compost science & utilization*, 8, 210-214.
- TAM MALAGA, J., VERA RICARDO, G. & RAMOS, O. (2008) Tipos, métodos y estrategias de investigación *Pensamiento y Accion*, 5, 145-154.
- TANDY, S., HEALEY, J. R., NASON, M. A., WILLIAMSON, J. C. & JONES, D. L. (2009) Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation. *Environmental Pollution*, 157, 690-697.
- TECNICAÑA (2009) Memorias seminario internacional de fertilización y nutrición de la caña de azúcar. *Publicación SENA-Asocaña*, 232.
- TEJADA, M., GARCÍA-MARTÍNEZ, A. M. & PARRADO, J. (2009) Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *CATENA*, 77, 238-247.

- VENEGAS-GONZÁLEZ, J., CAJUSTE, J. L., TRINIDAD-SANTOS, A., GAVI-REYES, F. & SÁNCHEZ-GARCÍA, P. (2005) Análisis químico de compost y efecto de su adición sobre la producción de biomasa en zarzamora. *TERRA Latinoamericana*, 23, 285-292.
- WALTER, I., MARTINEZ, F. & CUEVAS, G. (2003) Dinámica de los Metales Pesados en un Suelo Degradado Enmendado con Residuos Orgánicos Urbanos. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*, VI, 367-372.
- WANG, X.-S. & QIN, Y. (2007) Some characteristics of the distribution of heavy metals in urban topsoil of Xuzhou, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 29, 11-19.
- WONG, S. C., LI, X. D., ZHANG, G., QI, S. H. & MIN, Y. S. (2002) Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution*, 119, 33-44.
- XUE, H., NHAT, P. H., GÄCHTER, R. & HOODA, P. S. (2003) The transport of Cu and Zn from agricultural soils to surface water in a small catchment. *Advances in Environmental Research*, 8, 69-76.
- ZACCONE, C., DI CATERINA, R., ROTUNNO, T. & QUINTO, M. (2010) Soil - farming system - food - health: Effect of conventional and organic fertilizers on heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) content in semolina samples. *Soil and Tillage Research*, In Press, Corrected Proof.
- ZENG, F., ALI, S., ZHANG, H., OUYANG, Y., QIU, B., WU, F. & ZHANG, G. (2011) The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, 159, 84-91.
- ZHANG, M. (2011) Adsorption study of Pb(II), Cu(II) and Zn(II) from simulated acid mine drainage using dairy manure compost. *Chemical Engineering Journal*, In Press, Corrected Proof.
- ZHU, R., WU, M. & YANG, J. (2011) Mobilities and leachabilities of heavy metals in sludge with humus soil. *Journal of Environmental Sciences*, 23, 247-254.
- ZINATI, G. M., YUNCONG, L., BRYAN, H. H., MYLAVARAPU, R. S. & CODALLO, M. (2004) Distribution and Fractionation of Phosphorus, Cadmium, Nickel, and Lead in Calcareous Soils Amended with Composts. *Journal of Environmental Science & Health, Part B -- Pesticides, Food Contaminants, & Agricultural Wastes*, 39, 209-223.
- ZUBILLAGA, M. S., BRANZINI, A. & LAVADO, R. S. (2008) PROBLEMAS DE FITOTOXICIDAD EN COMPOST. *Universidad de Buenos Aires, Año X, N°9*, 9.

ANEXOS

Anexo A Registro fotográfico

Imagen A1. Delimitación área experimental, costado Norte



Imagen A2. Delimitación área experimental costado occidental



Imagen A3. Muestreo inicial unidad experimental



Imagen A4. Verificación profundidad, muestreo inicial



Imagen A5. Adecuación muestra densidad unidad experimental



Imagen A6. Muestras tres profundidades unidad experimental



Imagen A7. Aplicación compost unidad experimental



Imagen A8. Preparación para aplicación compost



Imagen A9. Aplicación tratamiento manejo convencional



Imagen A10. Tratamiento manejo convencional (urea+KCl) aplicado en la unidad experimental



Imagen A11. Área experimental a los 39 días de haber aplicado los tratamientos



Imagen A12. Toma de muestras a los 39 días de haber aplicado los tratamientos



Imagen A13. Área experimental a los 202 días de haber aplicado los tratamientos



Imagen A14. Identificación muestras unidad experimental



Imagen A15. Toma de muestras unidad experimental, a los 202 días de la aplicación de los tratamientos



Imagen A 16. Recipientes para separación de las profundidades de unidad experimental (202 días)



Anexo B Resultados de laboratorio

T: Testigo; MC: Manejo convencional; C: Compost

Primer número: Dosis, Segundo numero: Bloque, Tercer numero: Profundidad

Muestra	Descripción	MO (g/kg)	pH (un)	CIC (cmol/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb(mg/kg)	Cd(mg/kg)
MUESTREO INICIAL (ABRIL 29 DE 2010)								
1	MUESTREO INICIAL 0 -10 cm	41.62	7.73	18.90	0.48	1.88	9.7	0.3
2	MUESTREO INICIAL 10-20 cm	35.84	7.85	18.30	0.49	1.70	9.7	0.3
3	MUESTREO INICIAL 20-40 cm	21.76	8.15	14.90	0.16	0.26	2.4	0.2
MUESTREO 1 (JUNIO 08 DE 2010)								
4	T011	39.88	7.59	18.30	0.49	1.82	12.08	0.89
5	T012	39.30	7.65	19.20	0.61	2.51	7.25	1.03
6	T013	40.46	7.66	20.20	0.55	2.20	7.25	0.74
7	T021	42.21	7.66	20.00	0.39	2.34	7.25	0.89
8	T022	41.05	7.59	20.00	0.52	2.18	7.25	0.59
9	T023	37.58	7.66	20.50	0.58	2.09	7.25	0.89
10	T031	47.50	7.55	20.60	0.45	2.17	7.25	1.18
11	T032	47.50	7.48	20.60	0.45	2.16	4.83	0.89
12	T033	39.31	7.77	19.70	0.32	1.53	2.42	0.89
13	MC011	39.89	7.79	19.90	0.42	1.74	7.25	0.89
14	MC012	38.18	7.74	20.30	0.41	1.69	7.25	0.89
15	MC013	30.19	8.00	18.20	0.20	0.84	7.25	0.89
16	MC021	41.69	7.49	19.60	0.62	2.49	7.25	0.89
17	MC022	42.28	7.47	20.20	0.60	2.81	7.25	0.89
18	MC023	37.07	7.71	18.30	0.42	1.68	7.25	0.89
19	MC031	39.40	7.63	17.70	0.57	2.15	7.25	0.89
20	MC032	37.67	7.74	17.40	0.47	1.89	7.25	0.30
21	MC033	31.40	7.98	15.80	0.28	0.94	9.66	1.03
22	C111	42.38	7.56	19.50	0.50	2.66	9.66	1.18
23	C112	45.33	7.50	20.10	0.43	2.61	7.25	0.89
24	C113	41.82	7.53	20.30	0.48	2.41	9.66	0.89
25	C121	44.18	7.27	19.90	0.52	2.85	7.25	0.89
26	C122	44.78	7.37	20.50	0.51	2.94	4.83	0.89
27	C123	38.94	7.15	20.00	0.65	1.75	4.83	0.89
28	C131	47.77	7.39	19.60	0.37	1.58	4.83	0.89
29	C132	46.60	7.42	21.10	0.35	1.67	7.25	0.89
30	C133	44.83	7.50	21.20	0.34	1.20	9.66	0.89
31	C211	34.93	7.82	17.20	0.44	2.17	9.66	0.89
32	C212	38.43	7.64	18.80	0.49	1.92	9.66	0.89
33	C213	34.95	7.66	17.10	0.68	2.09	7.25	0.74
34	C221	42.53	7.39	18.10	0.56	2.12	7.25	0.74
35	C222	40.76	7.34	18.10	0.67	2.37	7.25	0.89
36	C223	36.67	7.41	17.20	0.82	1.99	4.83	0.74
37	C231	41.93	7.38	21.70	0.51	1.99	4.83	0.89
38	C232	36.08	7.39	19.60	0.82	3.09	7.25	0.89
39	C233	40.75	7.24	20.80	0.53	1.77	9.66	0.44
40	C311	36.07	7.85	19.00	0.37	1.84	4.83	0.89
41	C312	38.99	7.82	19.80	0.35	1.91	7.25	0.89
42	C313	36.07	7.89	20.00	0.23	1.39	7.25	0.89
43	C321	41.93	7.44	19.00	0.58	2.41	4.83	0.59
44	C322	40.74	7.49	17.70	0.58	2.22	9.66	0.89
45	C323	37.80	7.55	18.30	0.71	2.02	14.49	0.89
46	C331	47.89	7.35	20.60	0.42	2.40	16.91	1.18
47	C332	46.69	7.57	20.50	0.39	2.25	12.08	0.59
48	C333	46.09	7.47	20.90	0.42	1.92	14.49	0.89

MUESTREO 2 (NOVIEMBRE 18 DE 2010)								
Muestra	Descripción	MO (g/kg)	pH (un)	CIC (cmol/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb(mg/kg)	Cd(mg/kg)
49	T011	39.55	7.59	18.70	0.54	2.43	4.83	0.89
50	T012	40.73	7.75	19.10	0.41	2.37	0.00	0.89
51	T013	39.55	7.70	18.40	0.48	2.22	2.42	0.89
52	T021	39.47	7.63	20.00	0.48	2.28	2.42	1.48
53	T022	40.05	7.57	19.50	0.52	2.00	2.42	1.33
54	T023	34.78	7.57	19.80	0.60	1.40	2.42	1.18
55	T031	45.37	7.53	20.00	0.39	1.99	0.00	1.18
56	T032	41.79	7.65	18.90	0.45	1.91	2.42	1.18
57	T033	40.60	7.68	19.10	0.37	1.59	2.42	1.18
58	MC011	38.83	7.86	19.40	0.34	1.61	12.08	1.03
59	MC012	34.75	8.02	19.50	0.36	1.47	12.08	0.89
60	MC013	25.62	8.17	17.20	0.31	0.47	9.66	0.89
61	MC021	38.77	7.61	18.70	0.60	1.95	12.08	0.89
62	MC022	38.18	7.70	19.50	0.60	1.94	9.66	1.03
63	MC023	31.28	7.85	18.10	0.63	0.99	9.66	0.89
64	MC031	34.14	7.81	17.50	0.63	2.07	9.66	0.89
65	MC032	32.42	7.85	17.20	0.50	1.42	7.25	1.18
66	MC033	26.76	7.98	16.10	0.44	1.14	7.25	0.89
67	C111	38.74	7.48	19.90	0.44	1.93	2.42	0.74
68	C112	39.29	7.48	18.90	0.49	2.24	16.91	0.74
69	C113	37.52	7.57	19.30	0.48	2.01	2.42	0.89
70	C121	42.14	7.41	19.60	0.48	2.35	2.42	0.59
71	C122	38.62	7.43	18.20	0.58	1.68	0.00	0.89
72	C123	40.91	7.35	18.90	0.52	2.84	2.42	0.89
73	C131	44.99	7.55	21.60	0.25	1.93	9.66	0.89
74	C132	42.61	7.57	20.50	0.29	1.55	0.00	0.89
75	C133	35.60	7.71	20.50	0.26	1.20	2.42	0.89
76	C211	37.30	7.68	19.10	0.51	2.38	4.83	0.89
77	C212	32.66	7.69	18.20	0.55	1.65	4.83	0.74
78	C213	33.20	7.74	17.70	0.52	1.64	7.25	0.30
79	C221	35.47	7.46	18.50	0.58	2.59	7.25	0.74
80	C222	35.44	7.53	17.80	0.57	2.77	7.25	1.33
81	C223	36.56	7.45	18.60	0.62	2.44	4.83	1.03
82	C231	41.20	7.44	20.00	0.37	2.12	4.83	0.89
83	C232	38.24	7.54	20.60	0.38	1.72	4.83	0.89
84	C233	39.38	7.46	21.30	0.40	1.80	4.83	0.74
85	C311	35.85	7.80	18.90	0.31	1.94	9.66	0.44
86	C312	33.51	7.96	19.10	0.26	1.75	9.66	1.03
87	C313	25.98	7.92	17.50	0.11	0.16	9.66	0.89
88	C321	36.88	7.52	18.50	0.52	2.34	9.66	0.89
89	C322	35.73	7.53	19.30	0.48	2.35	9.66	0.89
90	C323	35.16	7.64	18.90	0.48	2.14	9.66	0.74
91	C331	41.56	7.54	21.50	0.33	1.99	9.66	1.03
92	C332	42.15	7.50	20.90	0.35	2.29	9.66	0.89
93	C333	34.05	7.46	21.70	0.33	0.83	12.08	1.03

MUESTREO 3 (ENERO 14 DE 2011)								
Muestra	Descripción	MO (g/kg)	pH (un)	CIC (cmol/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb(mg/kg)	Cd(mg/kg)
94	T011	44.05	7.64	19.30	0.44	2.58	7.25	0.89
95	T012	43.38	7.71	19.30	0.42	2.47	7.25	0.89
96	T013	35.91	7.81	18.10	0.32	1.26	12.08	1.18
97	T021	42.03	7.59	20.50	0.46	1.93	7.25	0.89
98	T022	39.74	7.59	19.90	0.54	1.92	7.25	1.03
99	T023	33.95	7.65	19.80	0.68	1.37	9.66	0.89
100	T031	36.48	7.95	18.20	0.39	1.99	7.25	1.03
101	T032	37.74	7.93	19.80	0.37	1.54	9.66	0.89
102	T033	28.24	7.96	16.30	0.07	1.57	12.08	0.89
103	MC011	38.03	7.87	20.30	0.29	1.48	9.66	0.89
104	MC012	37.04	8.01	20.10	0.27	1.12	7.25	0.30
105	MC013	24.42	8.12	17.20	0.04	0.17	7.25	0.89
106	MC021	39.17	7.86	19.90	0.46	1.30	7.25	0.89
107	MC022	40.12	7.78	19.30	0.48	1.23	7.25	1.03
108	MC023	33.06	7.86	19.90	0.37	1.32	7.25	0.89
109	MC031	38.13	7.72	19.30	0.61	2.07	7.25	0.89
110	MC032	37.14	7.72	17.30	0.58	1.40	7.25	0.89
111	MC033	25.24	8.08	14.30	0.17	0.25	9.66	1.18
112	C111	44.03	7.68	20.50	0.36	3.28	2.42	0.89
113	C112	42.11	7.60	20.90	0.40	2.76	2.42	0.89
114	C113	35.76	7.73	19.50	0.41	2.04	0.00	0.89
115	C121	38.00	7.57	20.20	0.55	2.20	2.42	0.89
116	C122	37.07	7.59	20.00	0.61	2.41	0.00	0.89
117	C123	31.45	7.47	19.10	0.81	2.25	0.00	1.03
118	C131	42.24	7.68	21.00	0.29	1.70	0.00	1.03
119	C132	43.56	7.76	21.30	0.25	1.51	4.83	1.03
120	C133	31.81	8.08	19.00	0.13	0.45	4.83	0.89
121	C211	40.10	7.88	19.70	0.54	2.59	4.83	0.89
122	C212	37.87	7.80	21.70	0.46	2.26	4.83	0.89
123	C213	29.73	8.00	19.00	0.22	1.10	7.25	0.59
124	C221	40.81	7.79	19.00	0.42	3.01	4.83	0.59
125	C222	26.07	8.12	14.90	0.10	0.12	4.83	1.03
126	C223	37.32	7.95	17.00	0.32	1.79	4.83	0.89
127	C231	37.02	7.76	18.70	0.52	1.98	4.83	1.03
128	C232	35.77	7.60	19.50	0.56	1.93	4.83	0.89
129	C233	25.21	7.96	17.10	0.38	0.76	4.83	1.03
130	C311	36.12	7.92	19.80	0.34	1.77	14.49	1.03
131	C312	33.57	8.02	20.00	0.27	1.39	14.49	0.89
132	C313	27.31	8.18	17.90	0.11	0.65	14.49	0.89
133	C321	37.02	7.63	18.90	0.48	3.20	14.49	0.89
134	C322	37.65	7.54	18.90	0.53	5.33	12.08	0.89
135	C323	34.44	7.74	18.50	0.52	2.01	14.49	0.89
136	C331	36.97	7.75	21.60	0.33	1.76	12.08	0.89
137	C332	42.12	7.70	20.10	0.33	2.07	12.08	0.89
138	C333	34.06	8.02	19.50	0.14	0.60	12.08	1.92

Anexo C Información meteorológica IDEAM épocas de muestreo

I D E A M - INSTITUTO DE HIDROLOGIA, METEOROLOGIA Y ESTUDIOS AMBIENTALES

VALORES MAXIMOS MENSUALES DE TEMPERATURA (oC)

SISTEMA DE INFORMACION
NACIONAL AMBIENTAL

FECHA DE PROCESO : 2012/02/15

ESTACION : 26075040 APTO A BONILLA AUT

LATITUD	0332 N	TIPO EST	SP	DEPTO	VALLE	FECHA-INSTALACION	1971-JUL
LONGITUD	7623 W	ENTIDAD	01 IDEAM	MUNICIPIO	PALMIRA	FECHA-SUSPENSION	
ELEVACION	0961 m.s.n.m	REGIONAL	09 VALLE-QUINDI	CORRIENTE	GUACHAL		

```

*****
A#O EST ENT ENERO * FEBRE * MARZO * ABRIL * MAYO * JUNIO * JULIO * AGOST * SEPTI * OCTUB * NOVE * DICIE * VR ANUAL *
*****
2010 1 01 33.4 35.3 3 34.0 32.8 32.2 31.2 30.9 32.8 31.4 32.7 30.0 30.8 35.3 3
2011 1 01 31.5 32.3 32.0 32.4 32.8 32.8 33.0 34.2 34.7 31.8 32.4 32.0 34.7
MEDIOS 32.5 33.8 33.0 32.6 32.5 32.0 32.0 33.5 33.1 32.3 31.2 31.4 32.5
MAXIMOS 33.4 35.3 34.0 32.8 32.8 32.8 33.0 34.2 34.7 32.7 32.4 32.0 35.3
MINIMOS 31.5 32.3 32.0 32.4 32.2 31.2 30.9 32.8 31.4 31.8 30.0 30.8 30.0

```

I D E A M - INSTITUTO DE HIDROLOGIA, METEOROLOGIA Y ESTUDIOS AMBIENTALES

VALORES No DIAS MENSUALES DE PRECIPITACION

SISTEMA DE INFORMACION
NACIONAL AMBIENTAL

FECHA DE PROCESO : 2012/02/15

ESTACION : 26075040 APTO A BONILLA AUT

LATITUD	0332 N	TIPO EST	SP	DEPTO	VALLE	FECHA-INSTALACION	1971-JUL
LONGITUD	7623 W	ENTIDAD	01 IDEAM	MUNICIPIO	PALMIRA	FECHA-SUSPENSION	
ELEVACION	0961 m.s.n.m	REGIONAL	09 VALLE-QUINDI	CORRIENTE	GUACHAL		

```

*****
A#O EST ENT ENERO * FEBRE * MARZO * ABRIL * MAYO * JUNIO * JULIO * AGOST * SEPTI * OCTUB * NOVE * DICIE * VR ANUAL *
*****
2010 1 01 3 9 8 21 3 13 13 18 12 22 19 28 21 187 3
2011 1 01 7 18 15 23 15 12 13 5 8 20 19 18 173
MEDIOS 5 14 12 22 14 13 16 9 15 20 24 20 180
MAXIMOS 7 18 15 23 15 13 18 12 22 20 28 21 28.0
MINIMOS 3 9 8 21 13 12 13 5 8 19 19 18 3.0

```

I D E A M - INSTITUTO DE HIDROLOGIA, METEOROLOGIA Y ESTUDIOS AMBIENTALES

SISTEMA DE INFORMACION
NACIONAL AMBIENTAL

VALORES TOTALES MENSUALES DE PRECIPITACION (mms)

FECHA DE PROCESO : 2012/02/15

ESTACION : 26075040 APTO A BONILLA AUT

LATITUD	0332 N	TIPO EST	SP	DEPTO	VALLE	FECHA-INSTALACION	1971-JUL
LONGITUD	7623 W	ENTIDAD	01 IDEAM	MUNICIPIO	PALMIRA	FECHA-SUSPENSION	
ELEVACION	0961 m.s.n.m	REGIONAL	09 VALLE-QUINDI	CORRIENTE	GUACHAL		

 A#O EST ENT ENERO * FEBRE * MARZO * ABRIL * MAYO * JUNIO * JULIO * AGOST * SEPTI * OCTUB * NOVE * DICIE * VR ANUAL *

2010	1	01	4.7	40.8	15.8	223.5	3	96.2	83.3	75.6	30.8	77.5	103.0	381.2	118.6	1251.0	3
2011	1	01	32.8	171.4	47.3	172.2		77.2	45.8	67.3	6.3	26.0	98.5	116.4	139.9	1001.1	
MEDIOS			18.8	106.1	31.6	197.9		86.7	64.6	71.5	18.6	51.8	100.8	248.8	129.3	1126.1	
MAXIMOS			32.8	171.4	47.3	223.5		96.2	83.3	75.6	30.8	77.5	103.0	381.2	139.9	381.2	
MINIMOS			4.7	40.8	15.8	172.2		77.2	45.8	67.3	6.3	26.0	98.5	116.4	118.6	4.7	

I D E A M - INSTITUTO DE HIDROLOGIA, METEOROLOGIA Y ESTUDIOS AMBIENTALES

SISTEMA DE INFORMACION
NACIONAL AMBIENTAL

VALORES MEDIOS MENSUALES DE TEMPERATURA (oC)

FECHA DE PROCESO : 2012/02/15

ESTACION : 26075040 APTO A BONILLA AUT

LATITUD	0332 N	TIPO EST	SP	DEPTO	VALLE	FECHA-INSTALACION	1971-JUL
LONGITUD	7623 W	ENTIDAD	01 IDEAM	MUNICIPIO	PALMIRA	FECHA-SUSPENSION	
ELEVACION	0961 m.s.n.m	REGIONAL	09 VALLE-QUINDI	CORRIENTE	GUACHAL		

 A#O EST ENT ENERO * FEBRE * MARZO * ABRIL * MAYO * JUNIO * JULIO * AGOST * SEPTI * OCTUB * NOVE * DICIE * VR ANUAL *

2010	1	01	25.3	25.6	26.1	3	24.3	24.5	24.0	23.6	24.1	23.5	23.7	22.4	22.8	24.2	3
2011	1	01	23.9	23.7	23.3		23.4	24.2	24.4	24.1	24.9	24.5	23.0	23.5	23.7	23.9	
MEDIOS			24.6	24.7	24.7		23.9	24.4	24.2	23.9	24.5	24.0	23.4	23.0	23.3	24.0	
MAXIMOS			25.3	25.6	26.1		24.3	24.5	24.4	24.1	24.9	24.5	23.7	23.5	23.7	26.1	
MINIMOS			23.9	23.7	23.3		23.4	24.2	24.0	23.6	24.1	23.5	23.0	22.4	22.8	22.4	

I D E A M - INSTITUTO DE HIDROLOGIA, METEOROLOGIA Y ESTUDIOS AMBIENTALES

SISTEMA DE INFORMACION
NACIONAL AMBIENTAL

VALORES MEDIOS MENSUALES DE HUMEDAD RELATIVA (%)

FECHA DE PROCESO : 2012/02/15

ESTACION : 26075040 APTO A BONILLA AUT

LATITUD	0332 N	TIPO EST	SP	DEPTO	VALLE	FECHA-INSTALACION	1971-JUL
LONGITUD	7623 W	ENTIDAD	01 IDEAM	MUNICIPIO	PALMIRA	FECHA-SUSPENSION	
ELEVACION	0961 m.s.n.m	REGIONAL	09 VALLE-QUINDI	CORRIENTE	GUACHAL		

```

*****
A#O EST ENT ENERO * FEBRE * MARZO * ABRIL * MAYO * JUNIO * JULIO * AGOST * SEPTI * OCTUB * NOVE * DICIE * VR ANUAL *
*****
2010 1 01      68 1      70      68 3      77 1      77 1      77 1      77 1      72 1      74 1      74 1      80 1      78 1      74 3
2011 1 01      72 1      74 1      75 1      77 1      75 1      73 1      73      68      70      74 1      74 1      76 1      73

MEDIOS          70          72          72          77          76          75          75          70          72          74          77          77          74
MAXIMOS         72          74          75          77          77          77          77          72          74          74          80          78          80
MINIMOS         68          70          68          77          75          73          73          68          70          74          74          76          68
*****

```

** C O N V E N C I O N E S **

EST = ESTADO DE LA INFORMACION

** AUSENCIAS DE DATO **

** ORIGENES DE DATO **

1 : Preliminares Ideam
2 : Definitivos Ideam
3 : Preliminares Otra Entidad
4 : Definitivos Otra Entidad

1 : Ausencia del observ
2 : Desperfecto instru.
3 : Ausencia instrument
4 : Dato rechazado
6 : Nivel superior
7 : Nivel inferior
8 : Curva de gastos
9 : Seccion inestable
A : Instr. sedimentado
M : Maximo no extrapol.
* : Datos insuficientes

1 : Registrados
3 : Incompletos
4 : Dudosos
6 : Est. Regresion
7 : Est. Interpolacion
8 : Est. Otros metodos
9 : Generados (Series)

Anexo D Figuras validación de supuestos modelo DBA

Figura D1. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 39 días0-10 cm

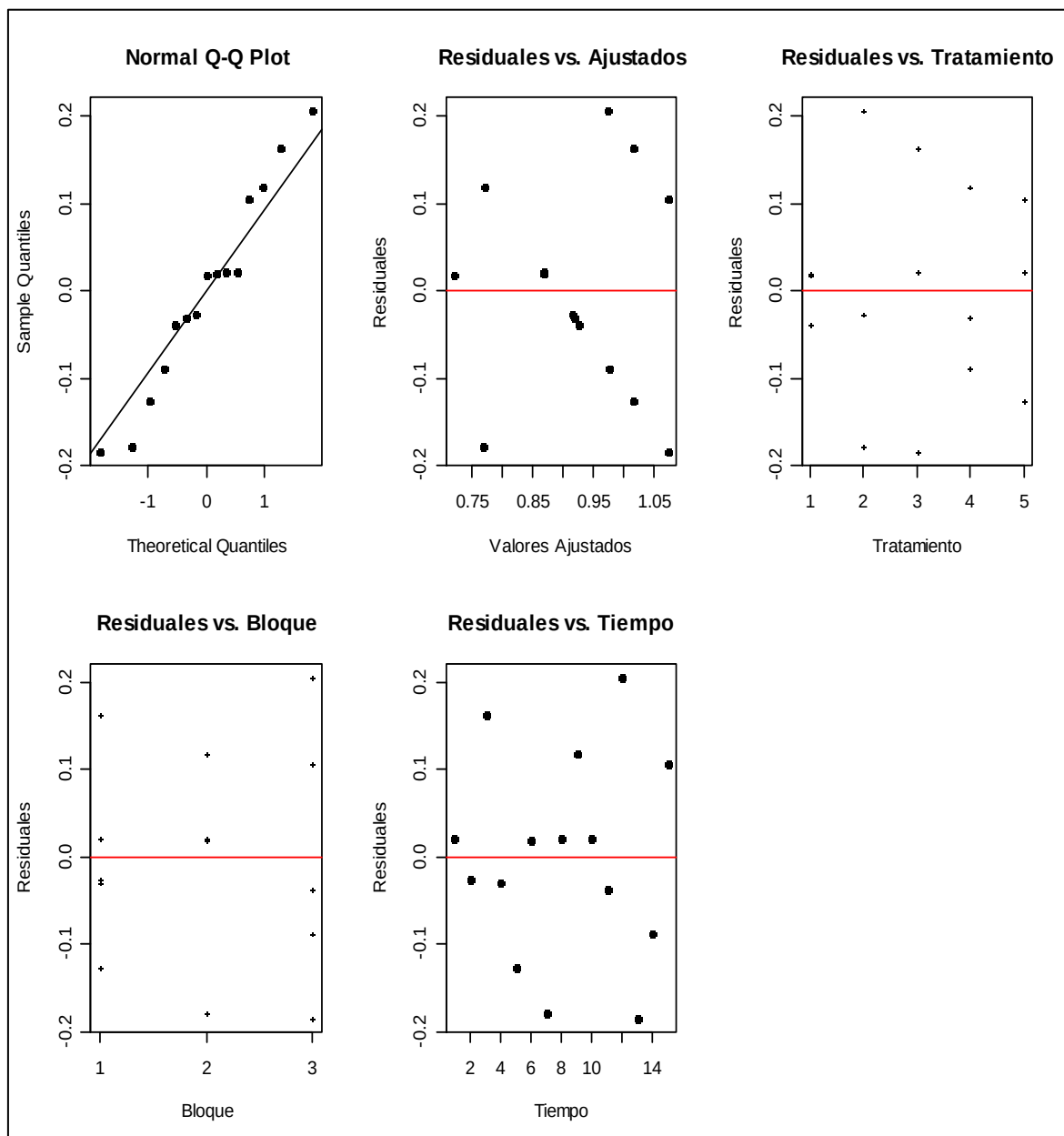


Figura D2. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 39 días 10-20 cm

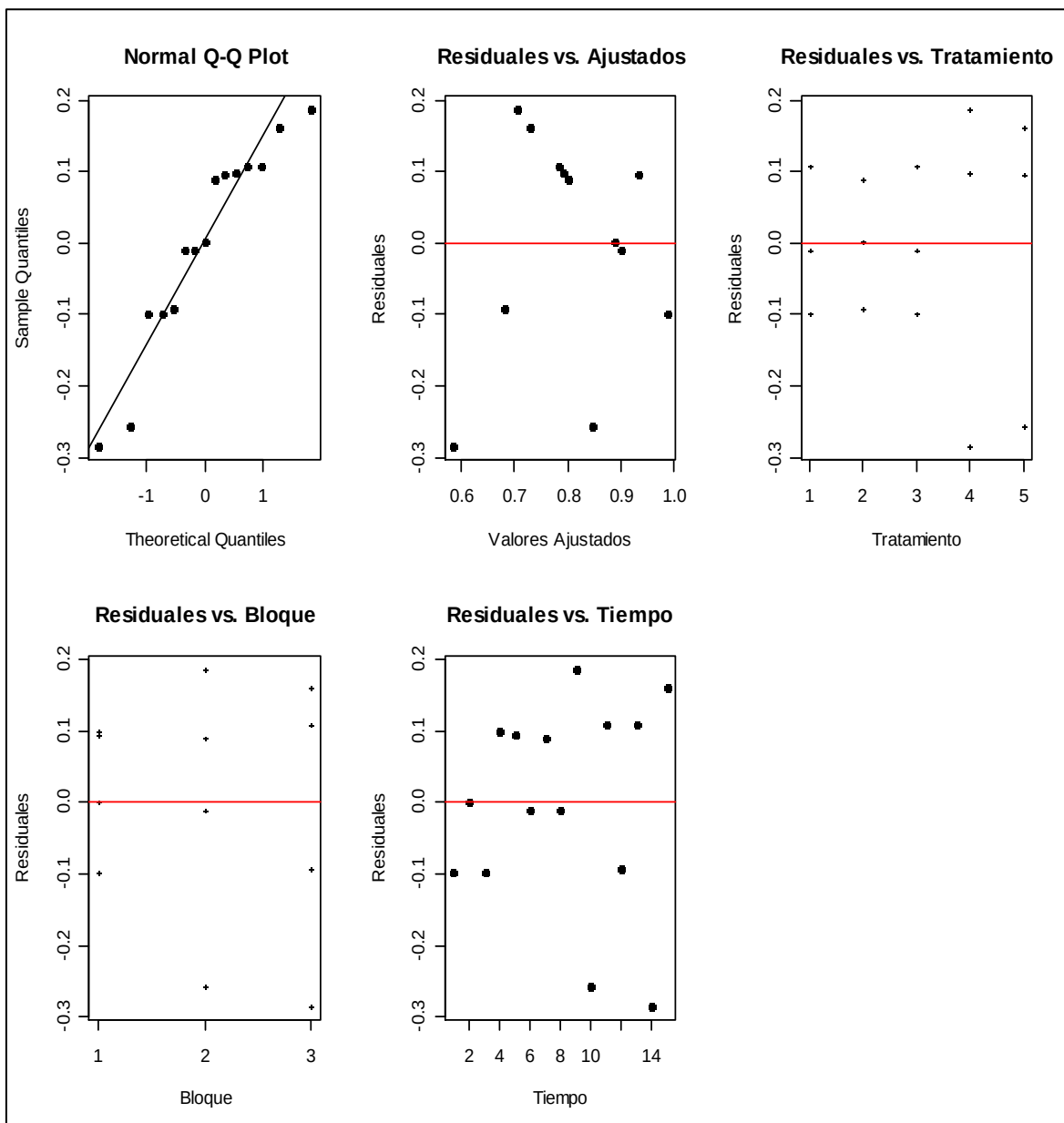


Figura D3. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 39 días 20-40 cm

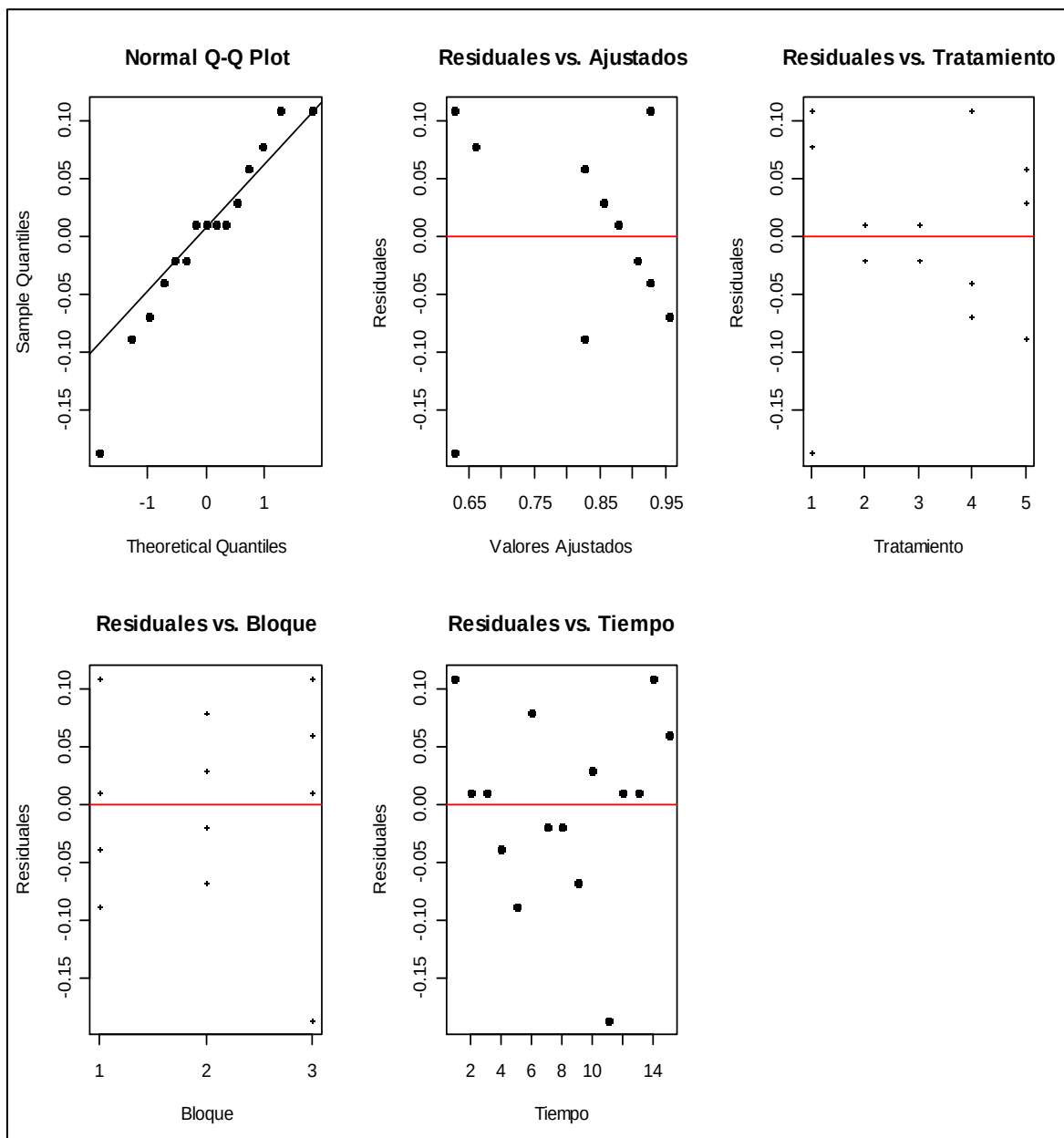


Figura D4. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 202 días 0-10 cm

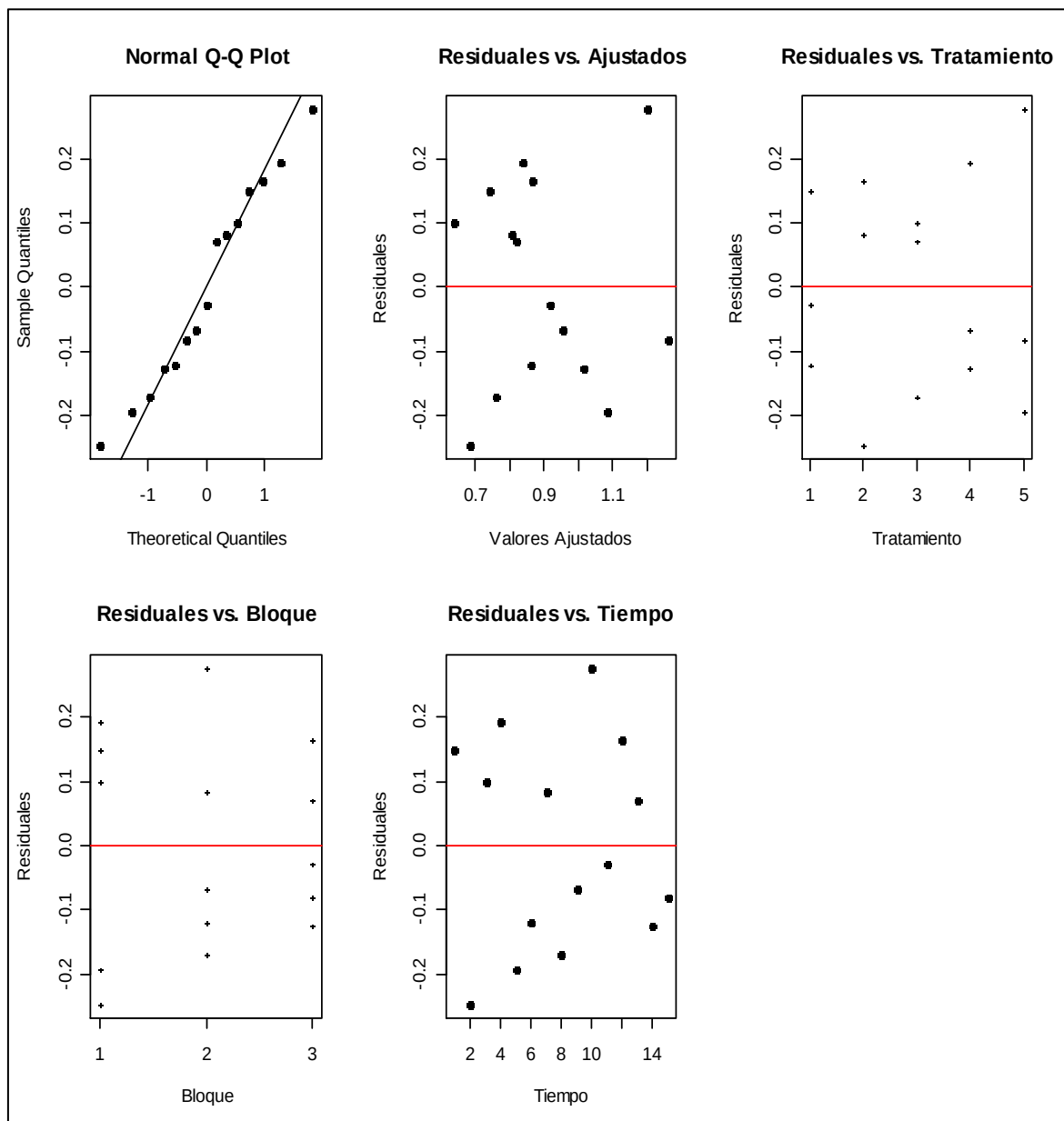


Figura D5. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 202 días10-20 cm

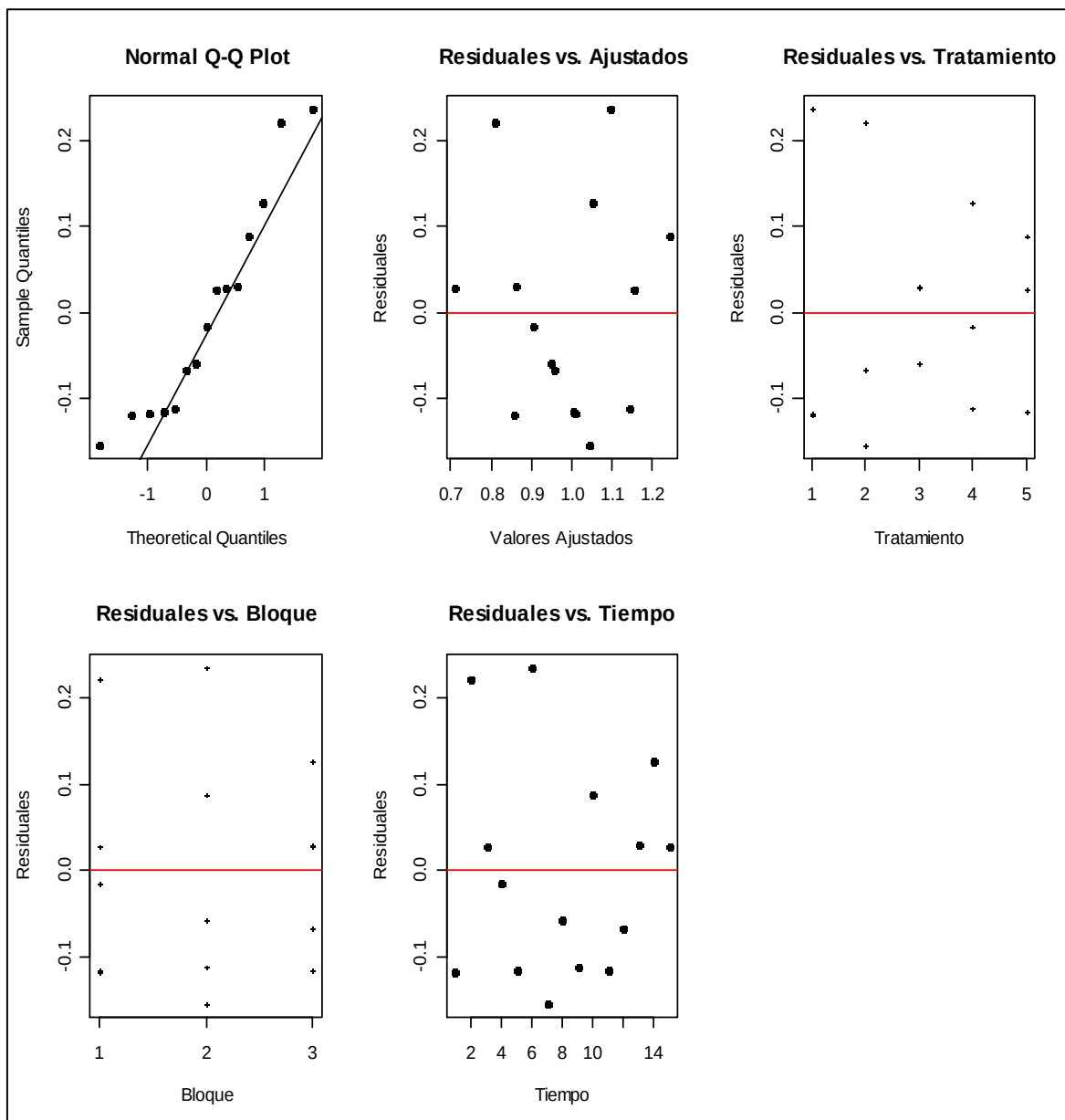


Figura D6. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 202 días 20-40 cm

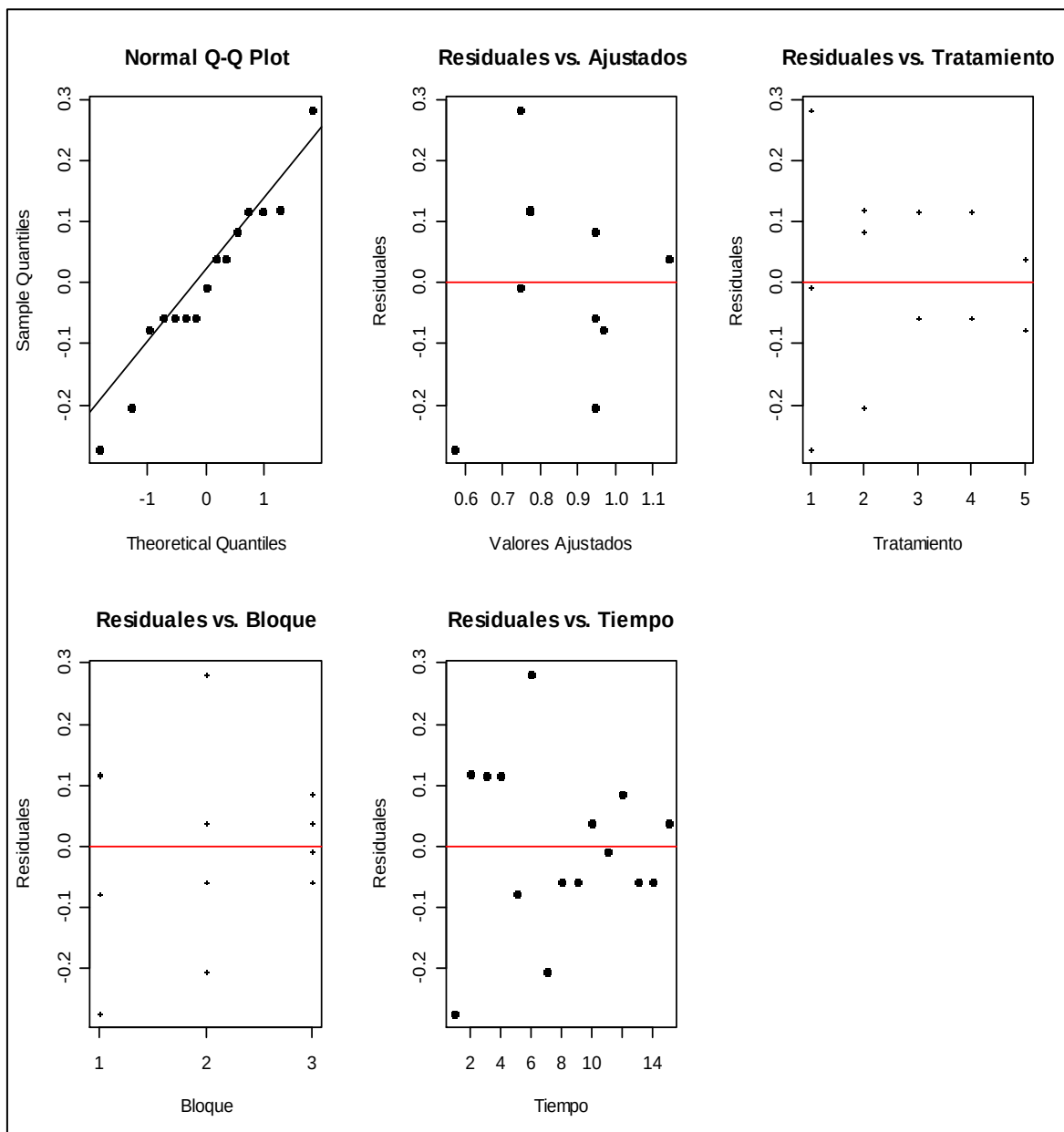


Figura D7. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 259 días 0-10 cm

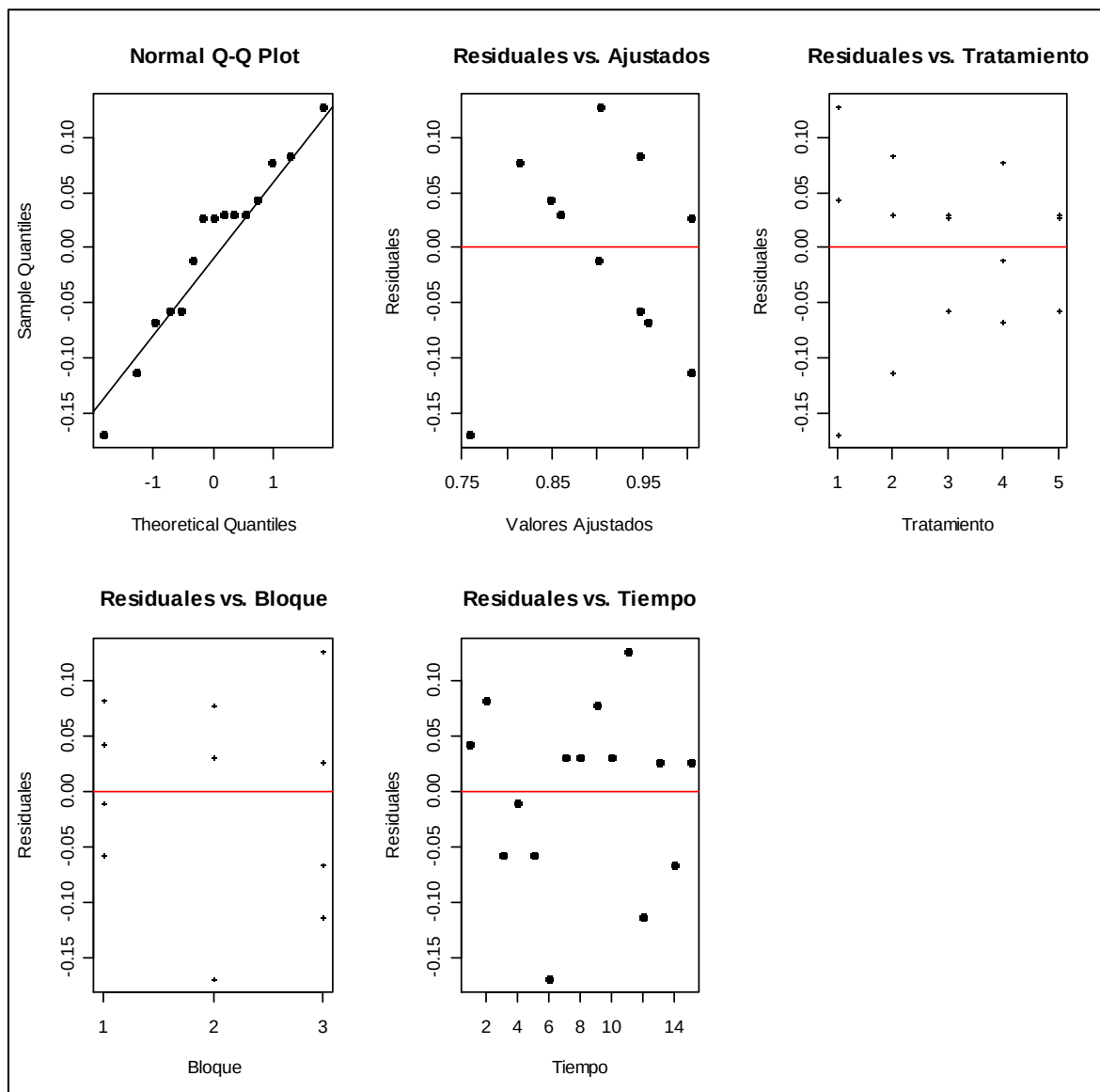


Figura D8. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 259 días 10-20 cm

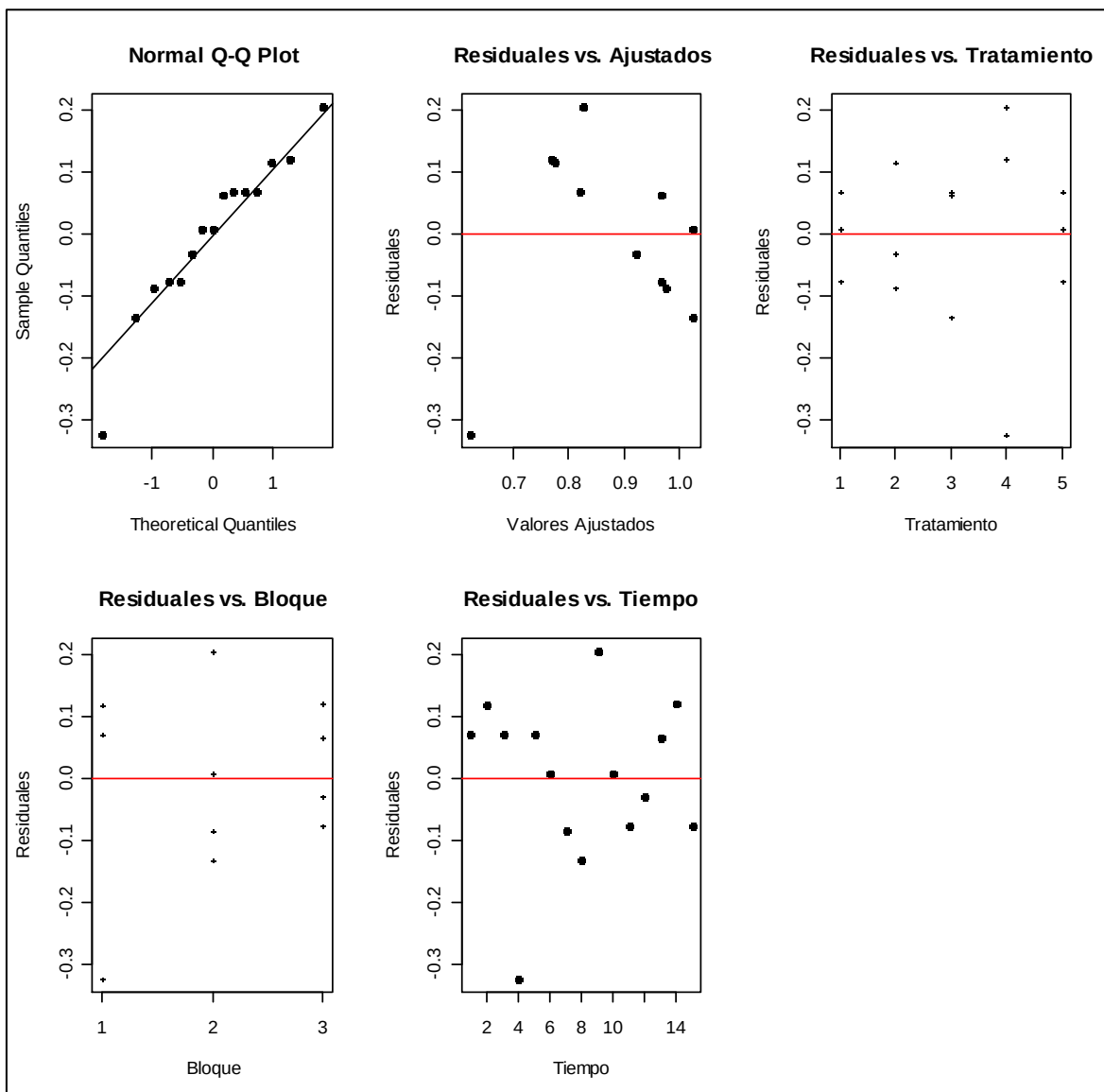


Figura D9. Validación de supuestos modelo DBA Cadmio 259 días 20-40 cm

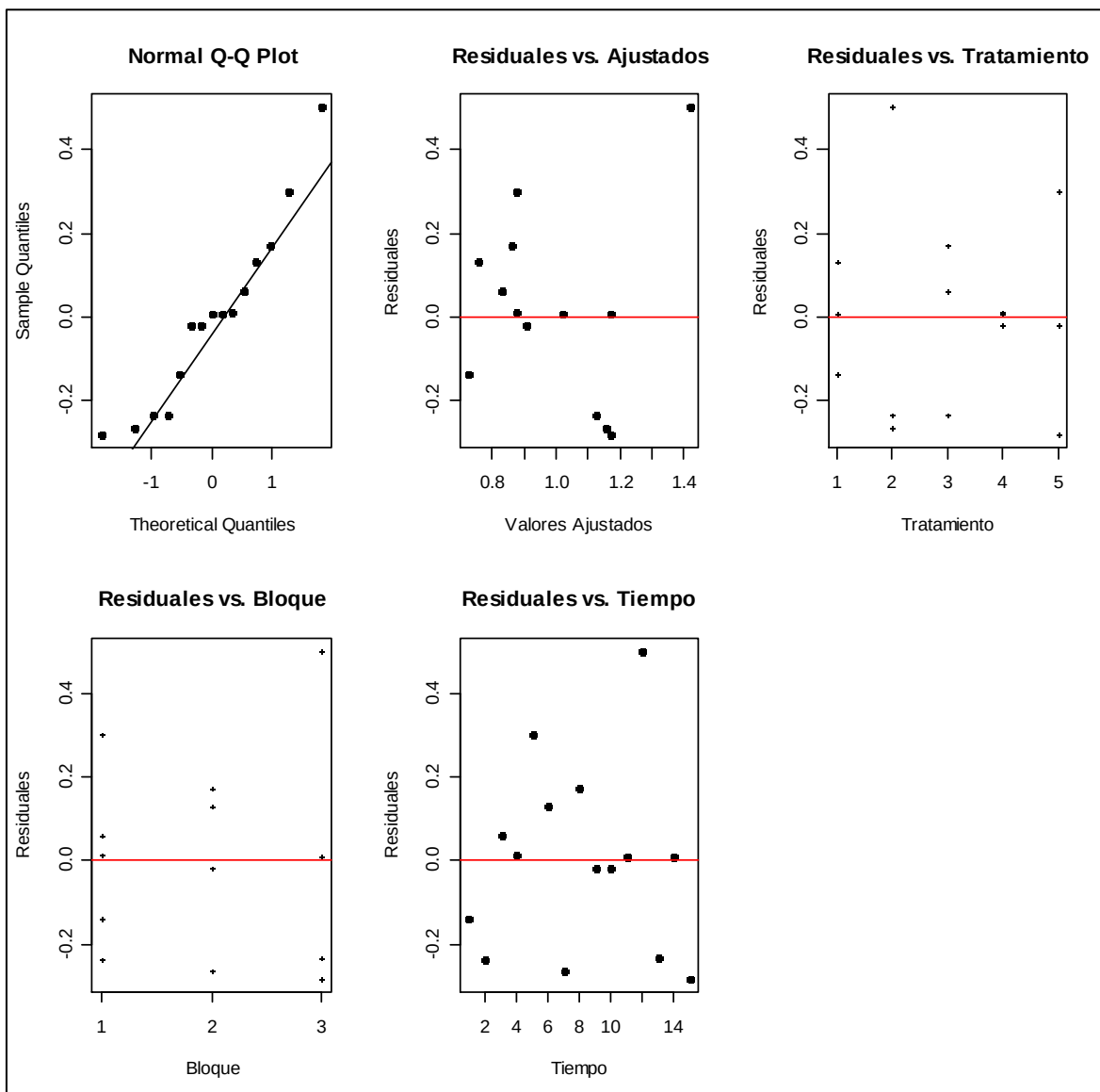


Figura D10. Validación de supuestos modelo DBA Cobre39 días 0-10 cm

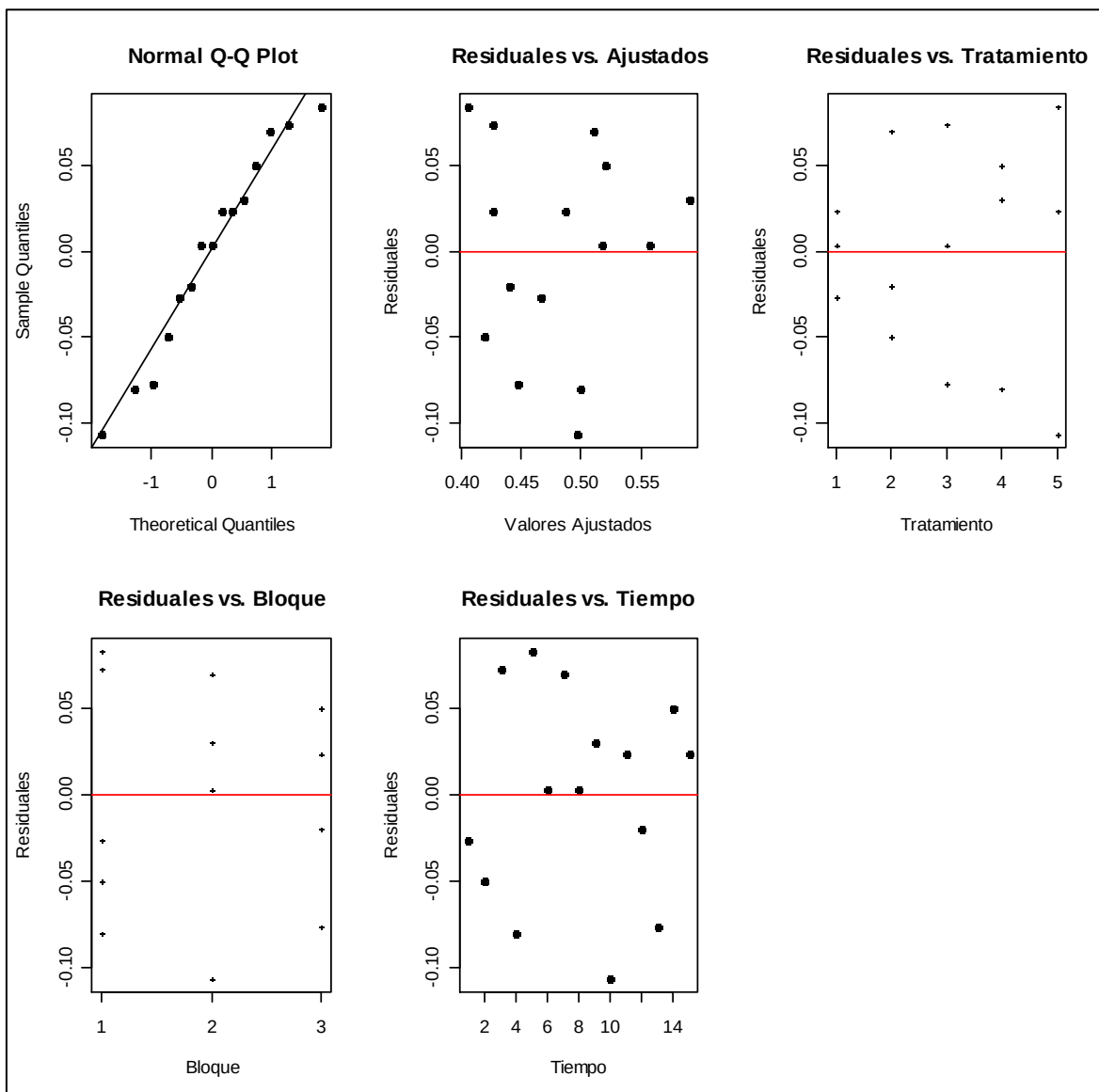


Figura D11. Validación de supuestos modelo DBA Cobre39 días 10-20 cm

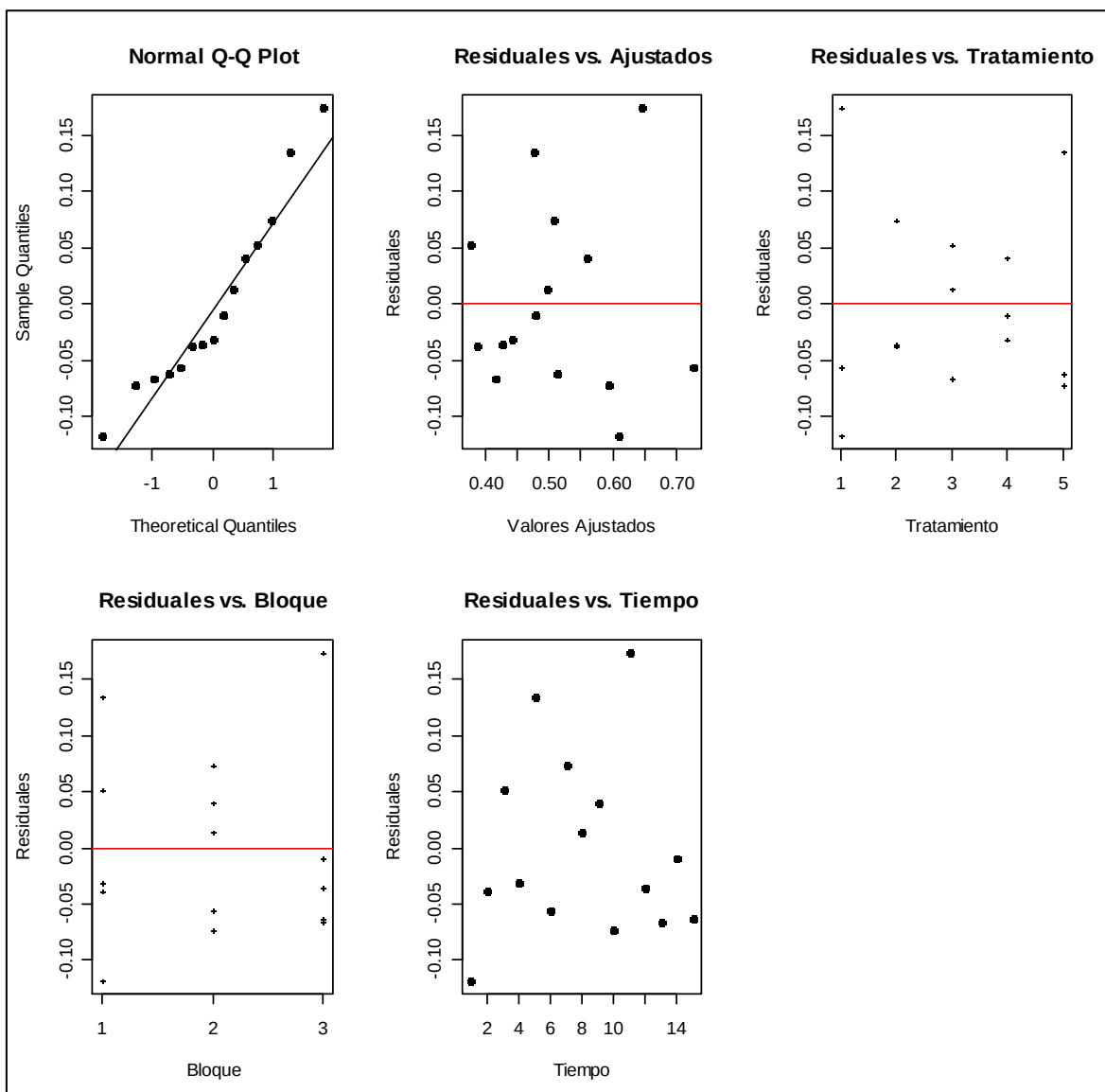


Figura D12. Validación de supuestos modelo DBA Cobre39 días 20-40 cm

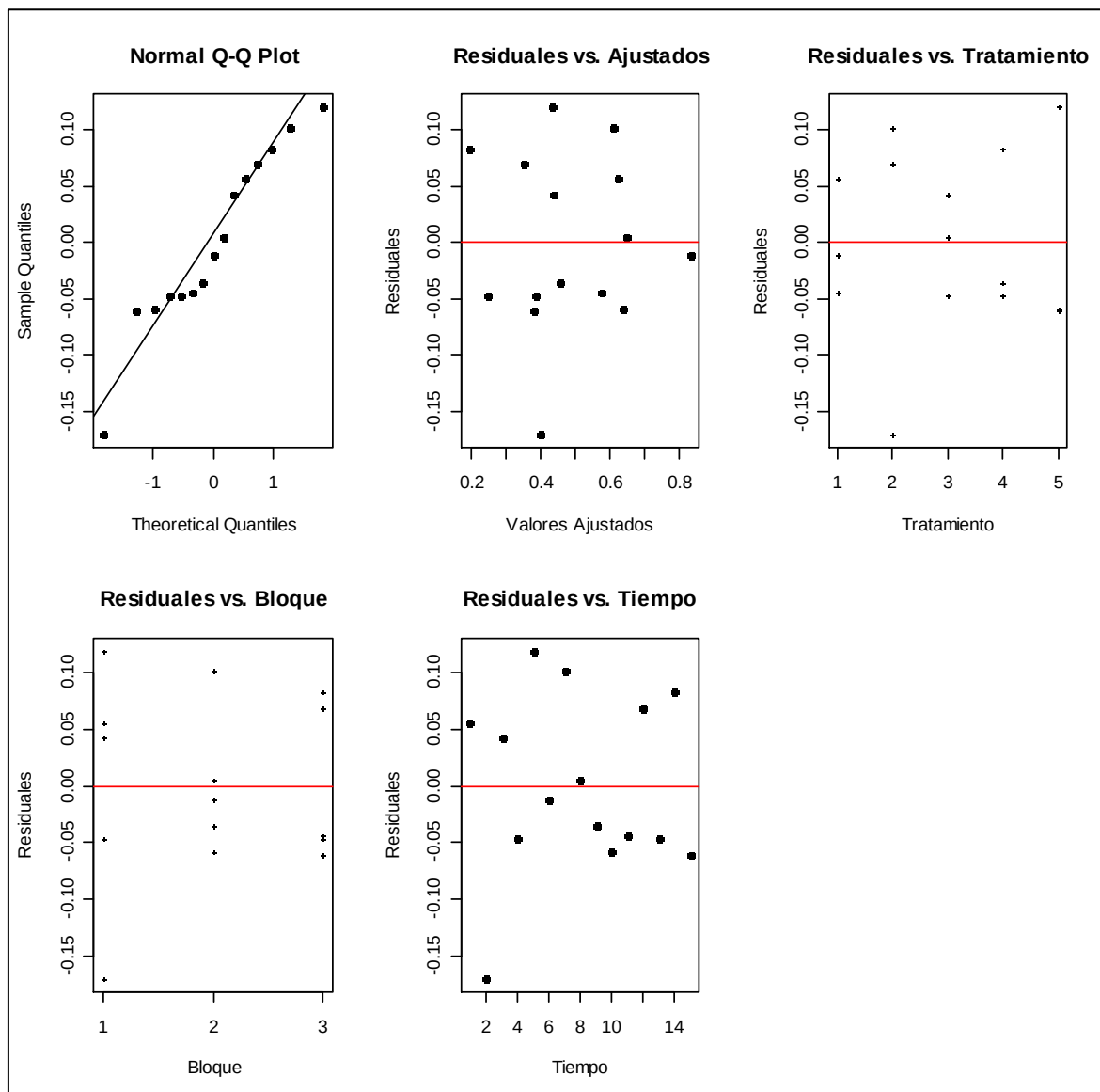


Figura D13. Validación de supuestos modelo DBA Cobre202 días 0-10 cm

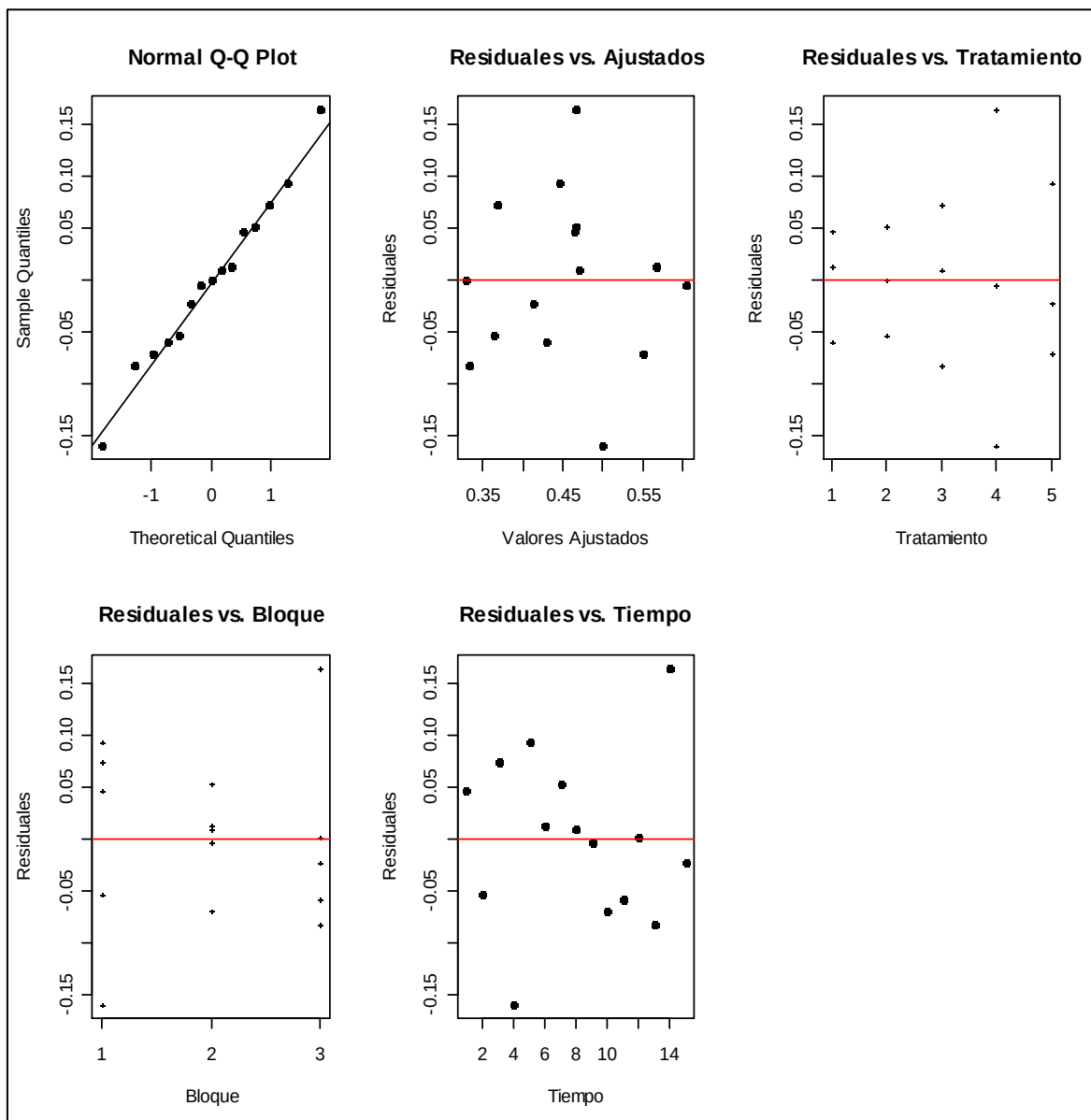


Figura D14. Validación de supuestos modelo DBA Cobre202 días 10-20 cm

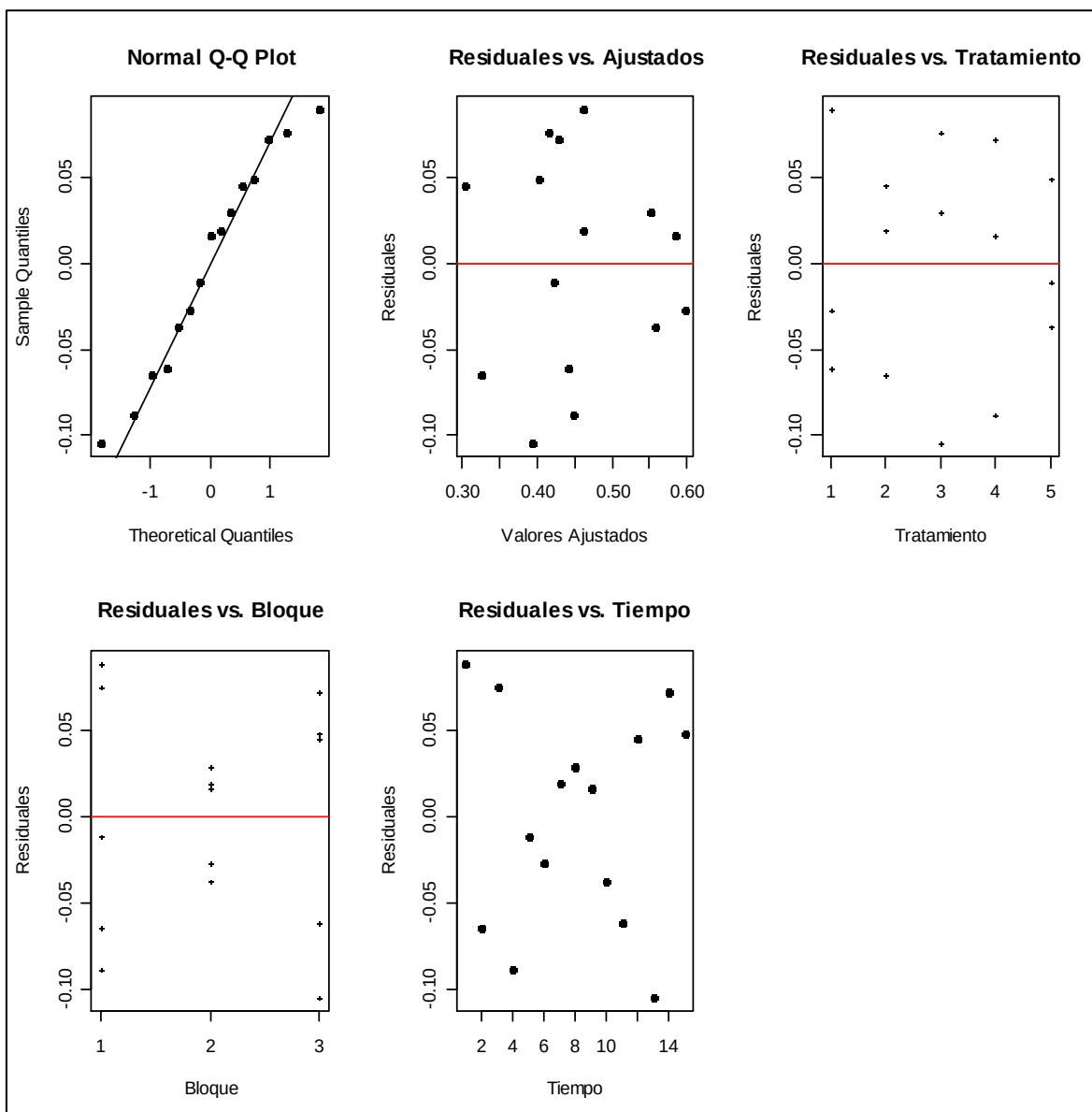


Figura D15. Validación de supuestos modelo DBA Cobre202 días 20-40 cm

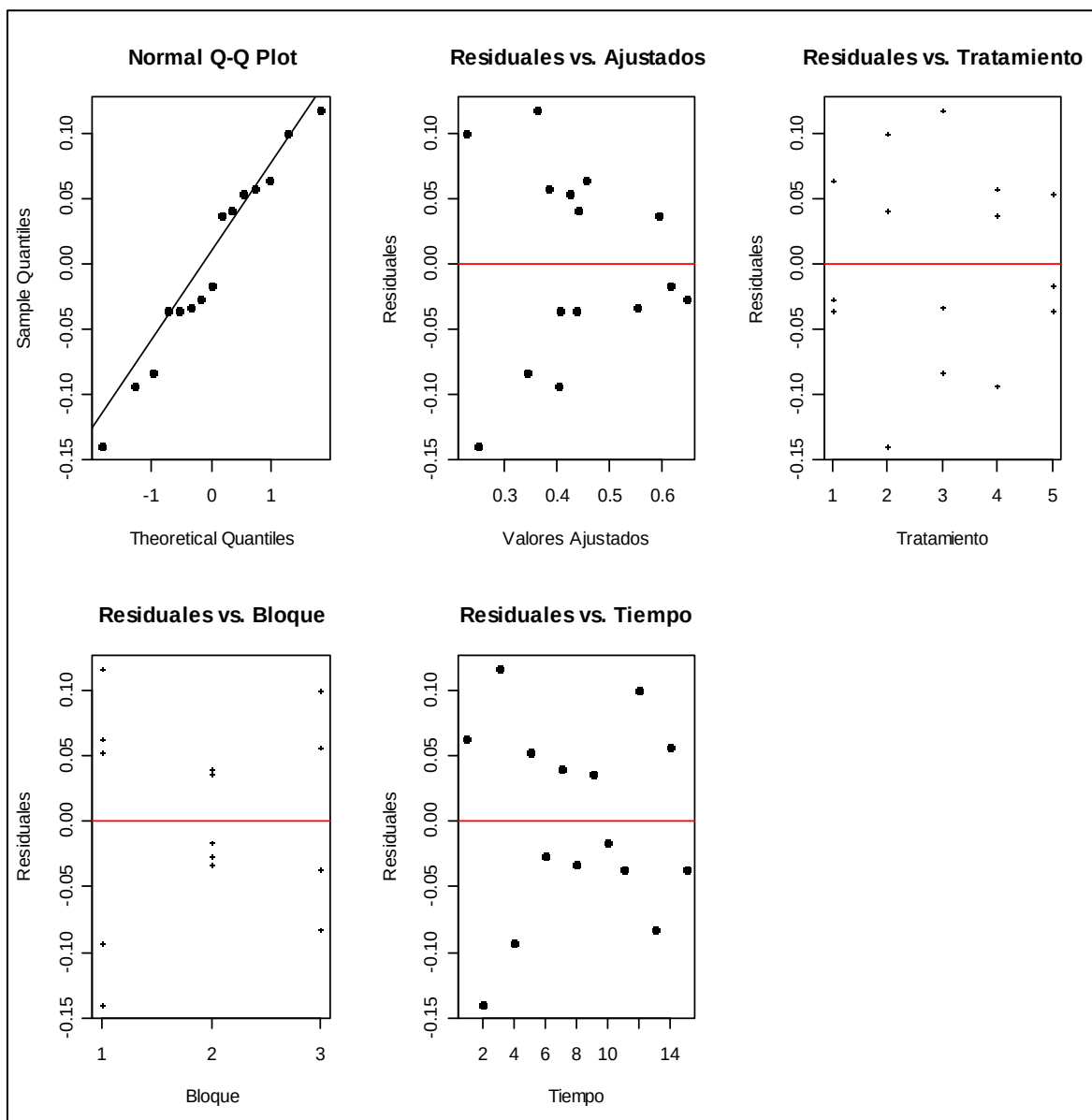


Figura D16. Validación de supuestos modelo DBA Cobre259 días 0-10 cm

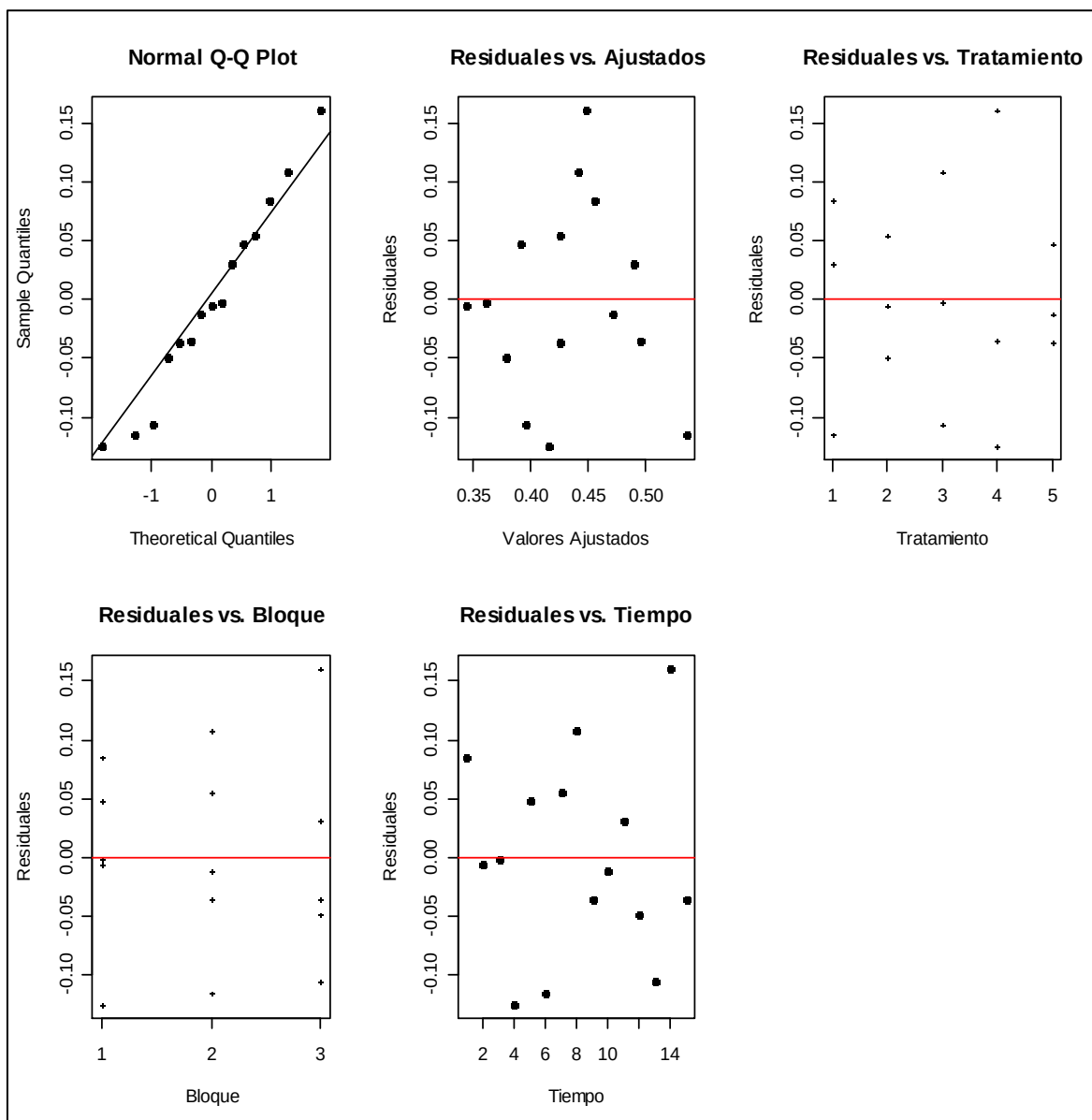


Figura D17. Validación de supuestos modelo DBA Cobre259 días10-20 cm

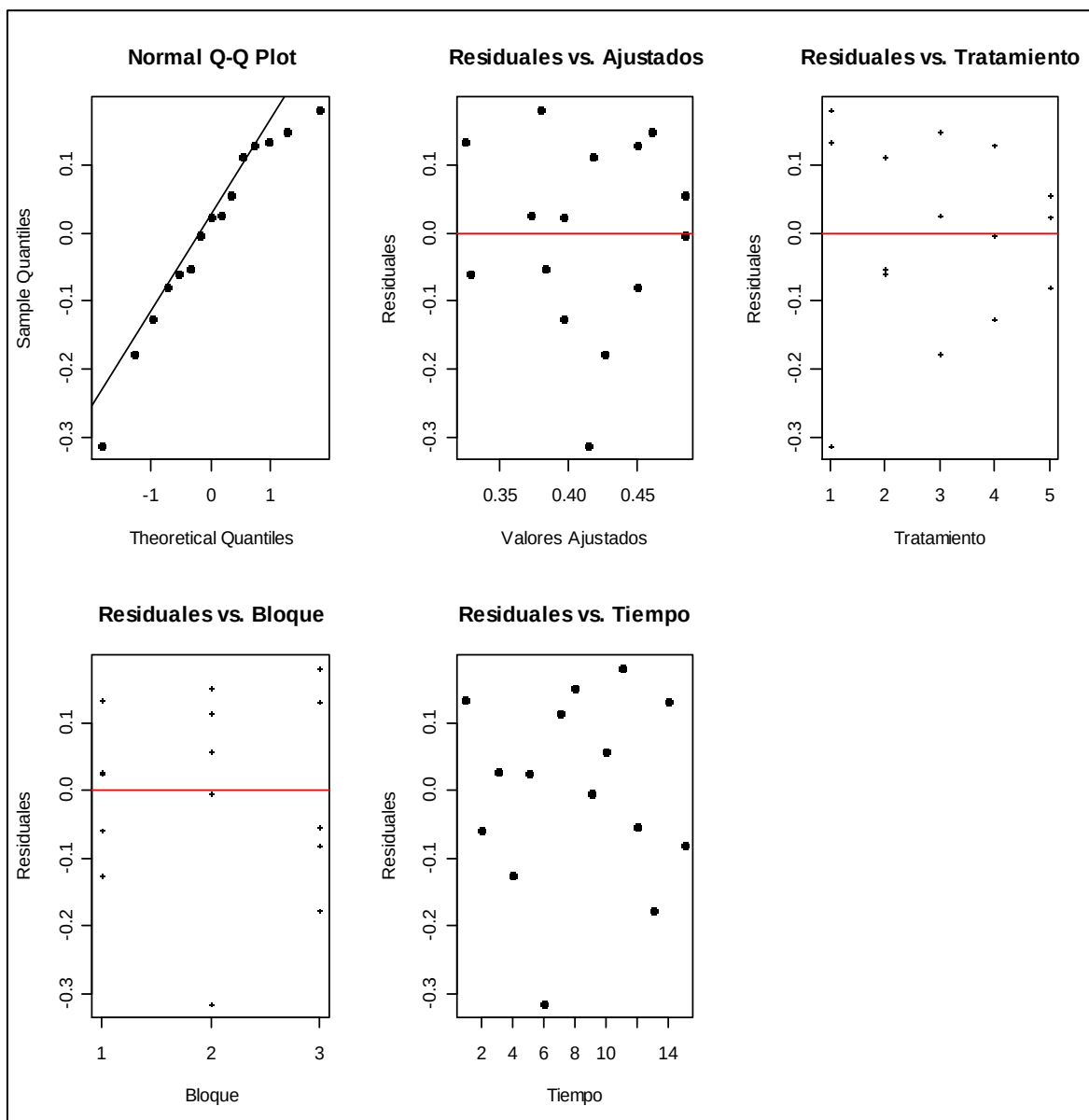


Figura D18. Validación de supuestos modelo DBA Cobre259 días 20-40 cm

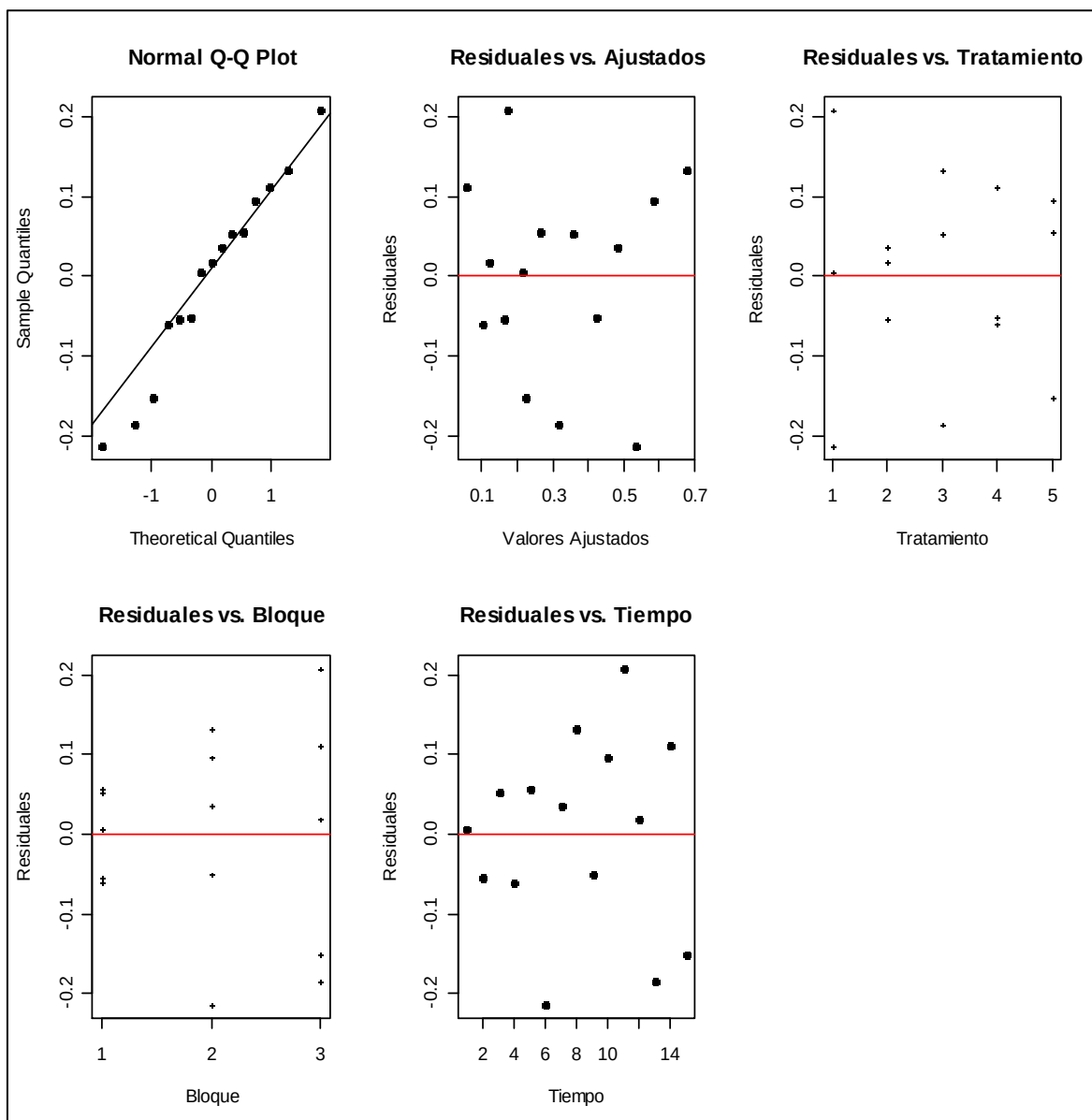


Figura D19. Validación de supuestos modelo DBA Plomo39 días 0-10 cm

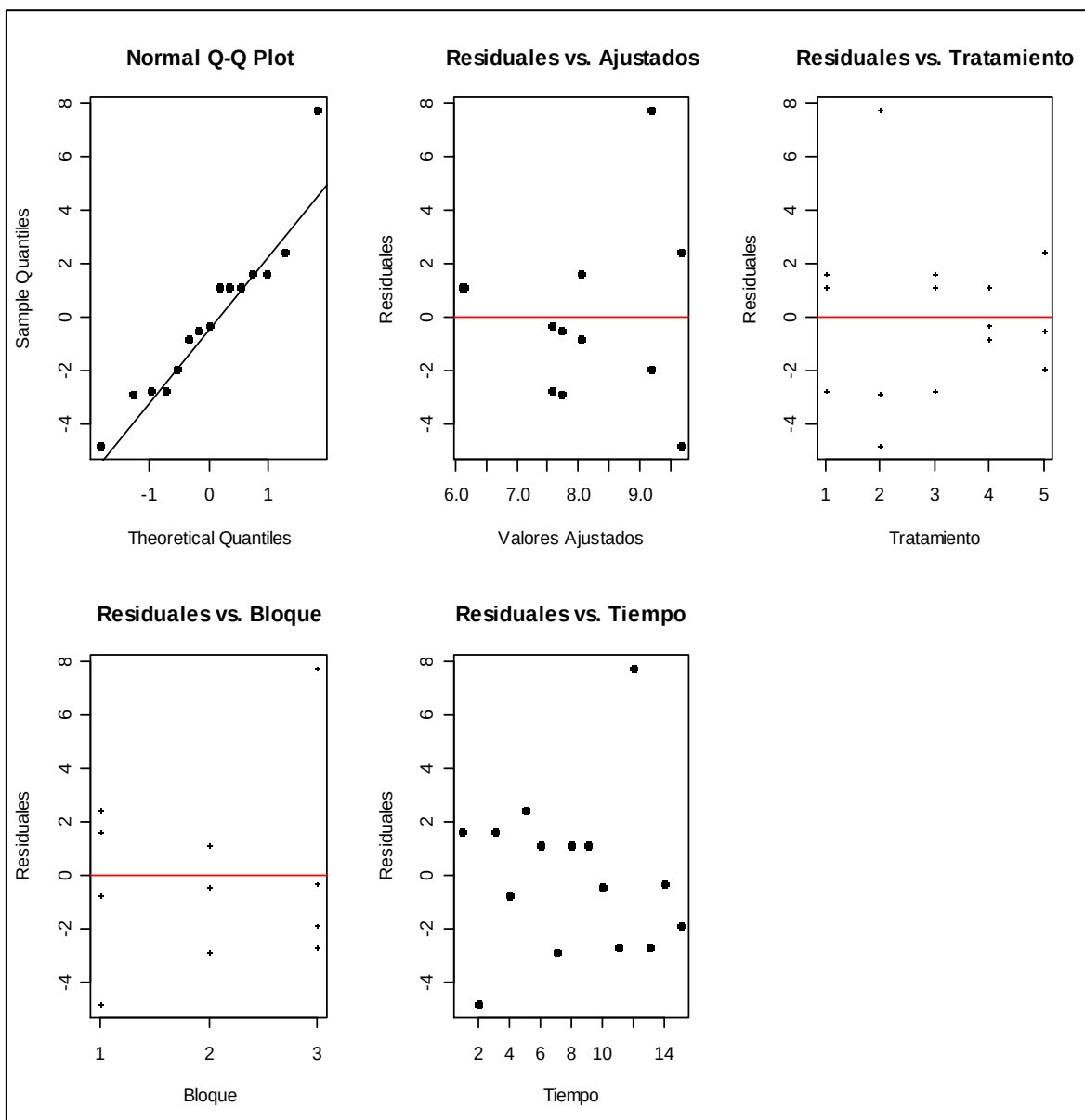


Figura D20. Validación de supuestos modelo DBA Plomo39 días 10-20 cm

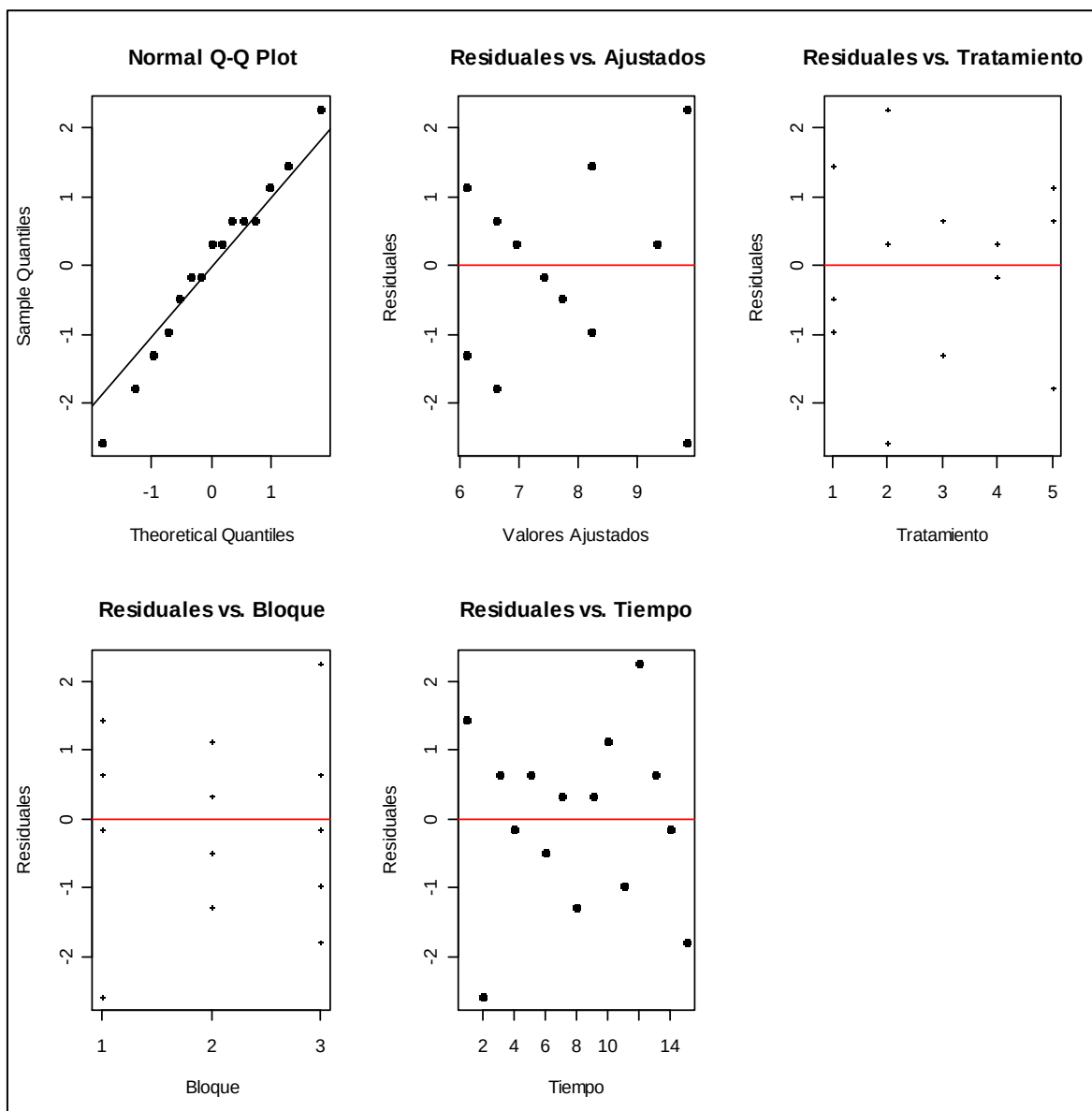


Figura D21. Validación de supuestos modelo DBA Plomo39 días 20-40 cm

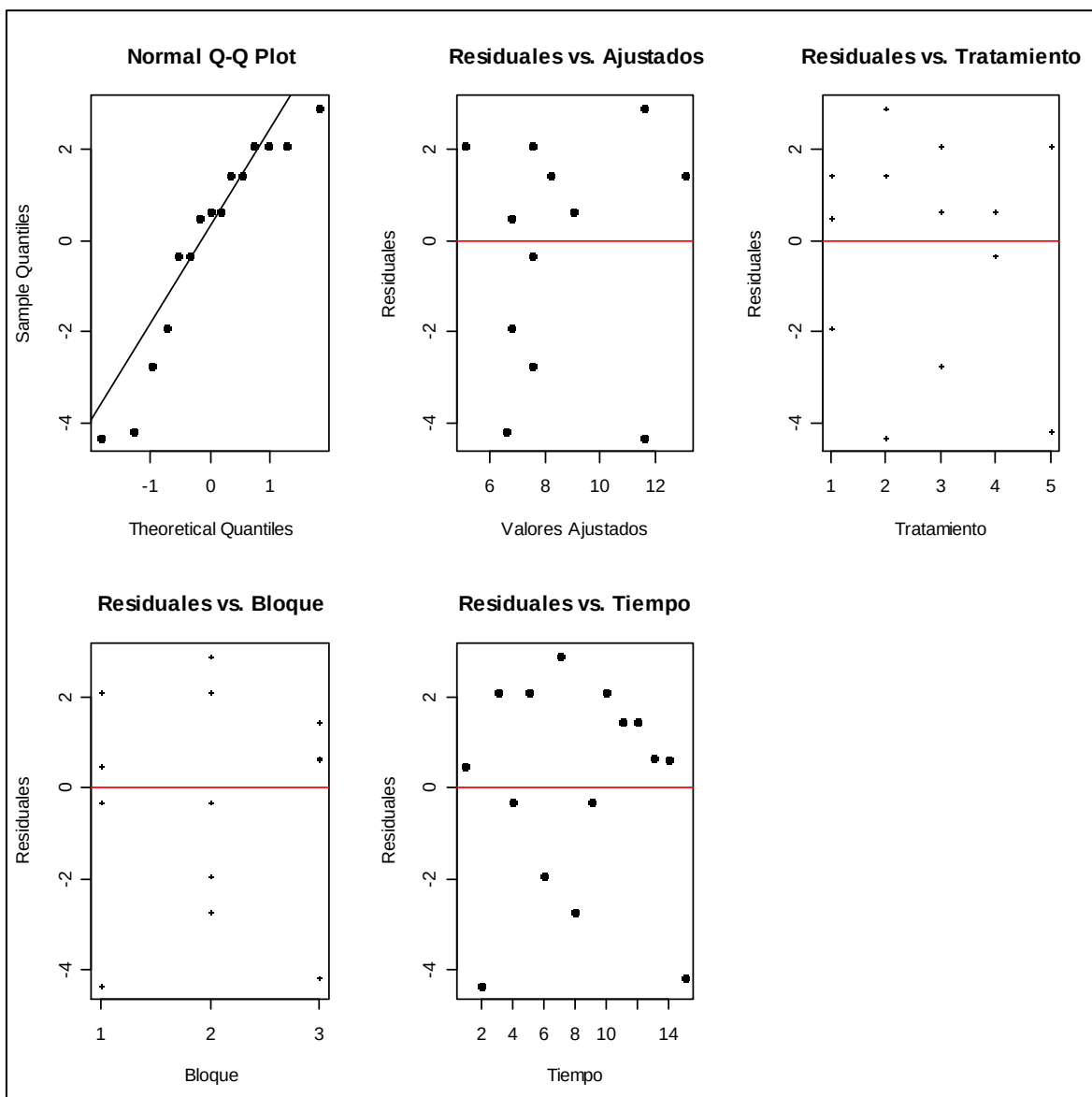


Figura D22. Validación de supuestos modelo DBA Plomo202 días 0-10 cm

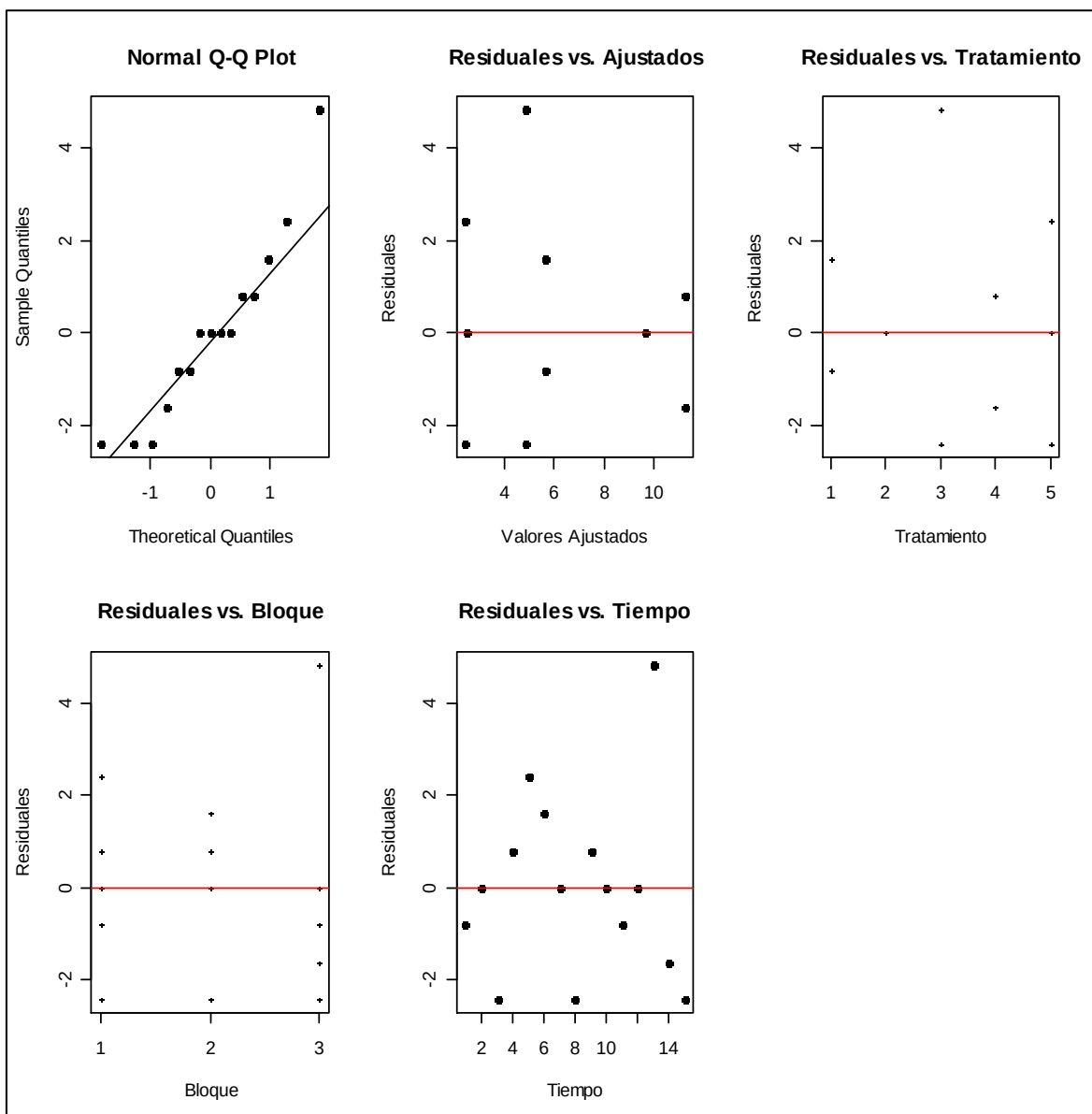


Figura D23. Validación de supuestos modelo DBA Plomo202 días 10-20 cm

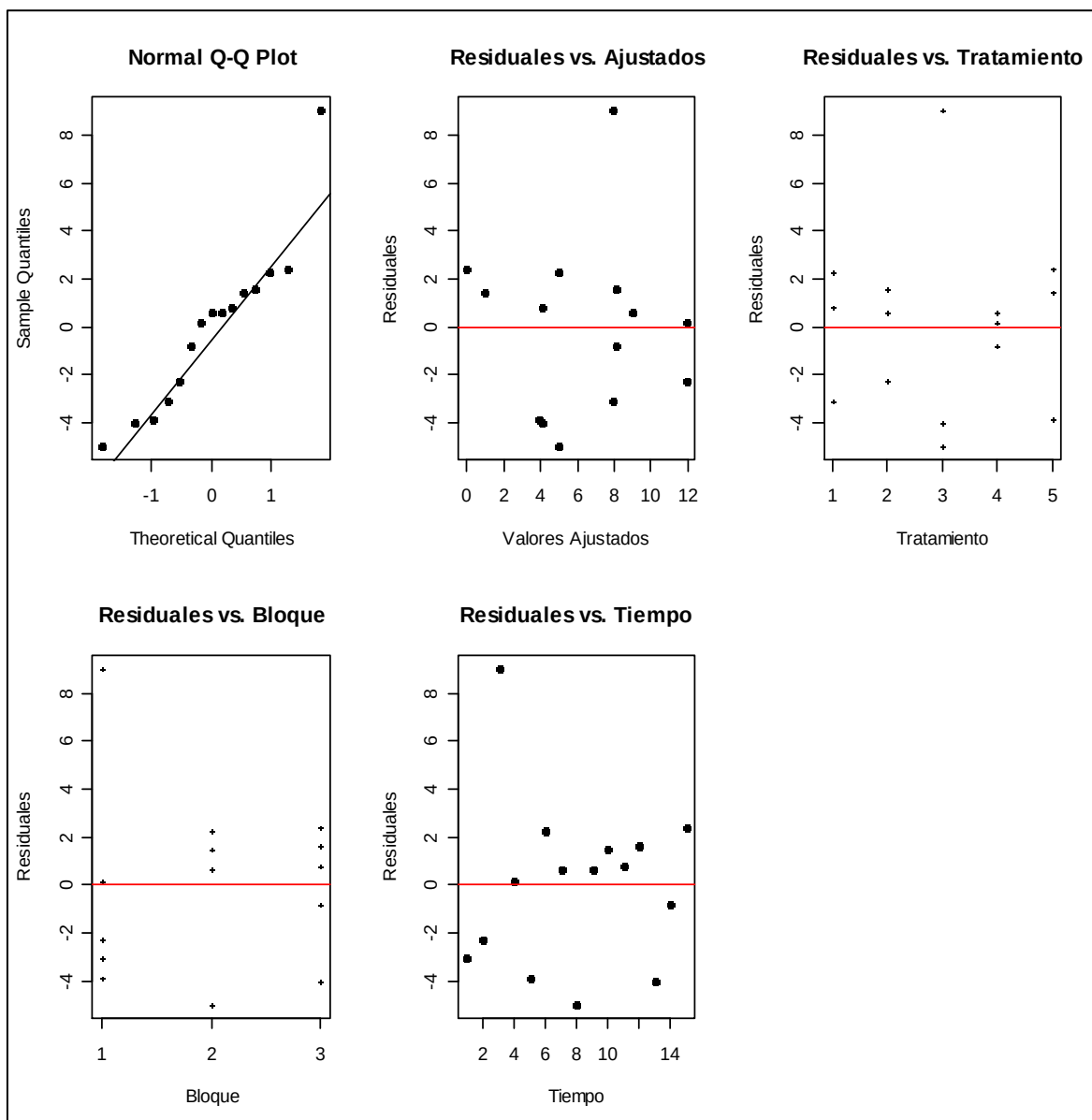


Figura D24. Validación de supuestos modelo DBA Plomo202 días 20-40 cm

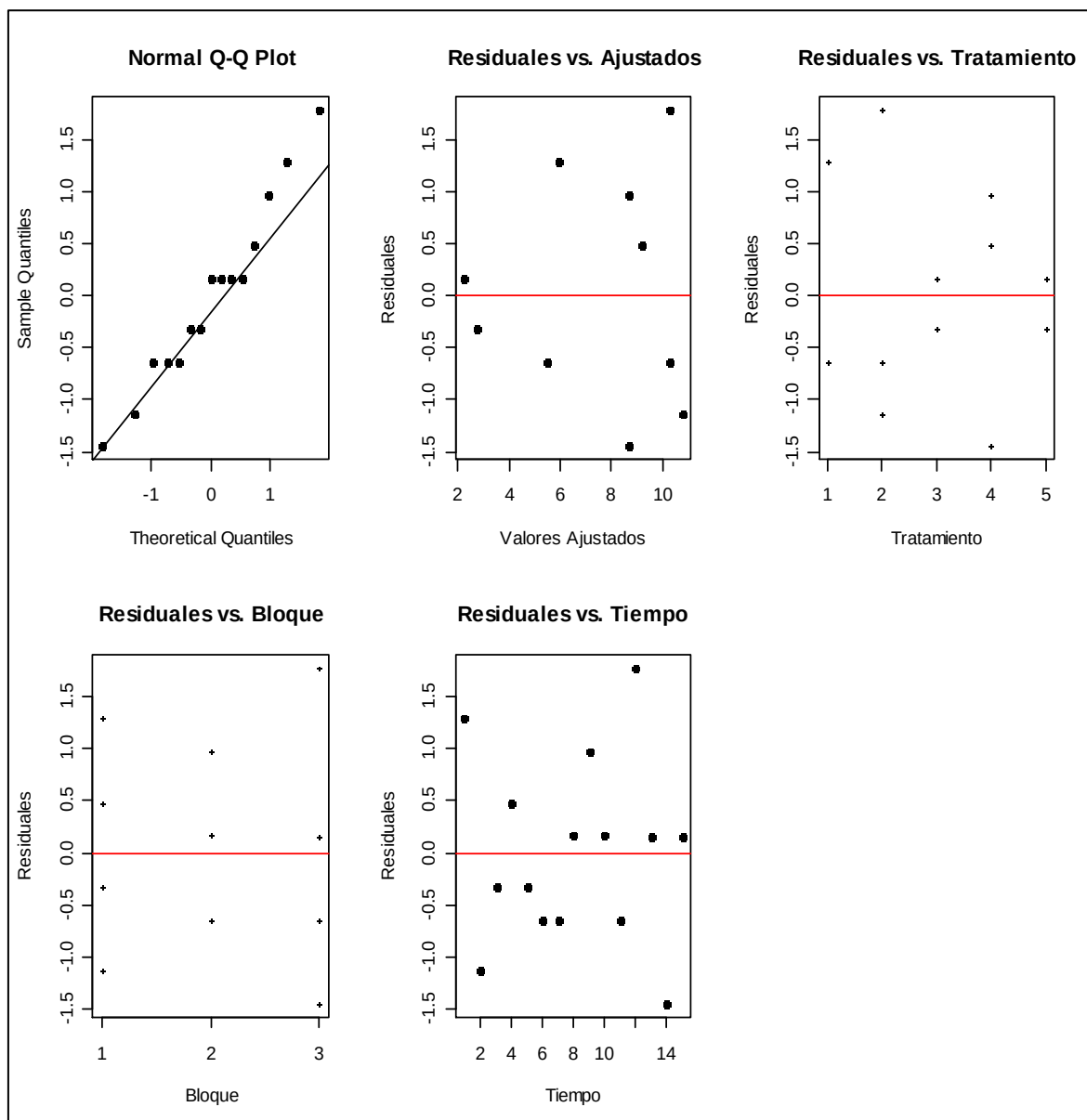


Figura D25. Validación de supuestos modelo DBA Plomo259 días 0-10 cm

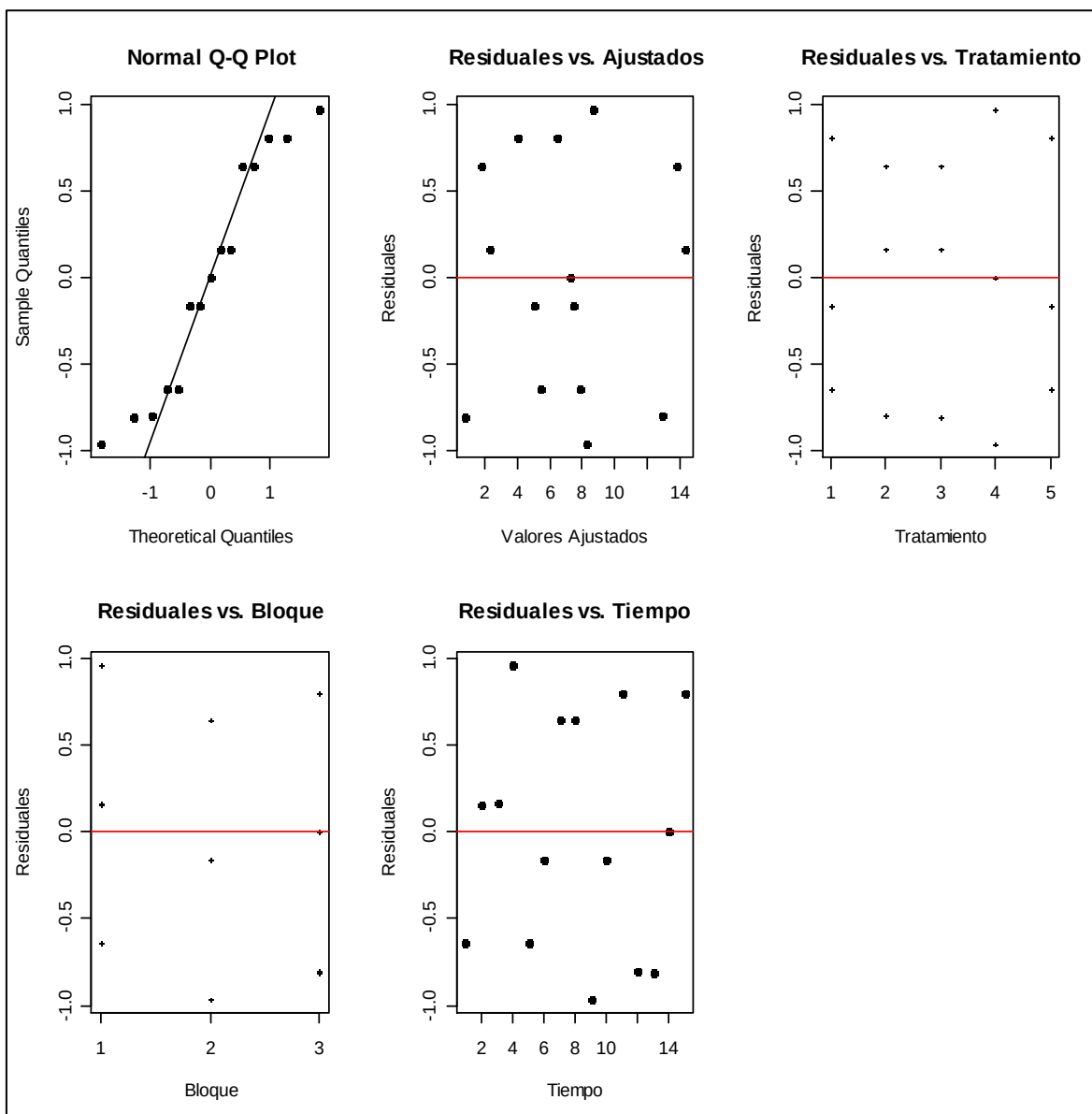


Figura D26. Validación de supuestos modelo DBA Plomo259 días 10-20 cm

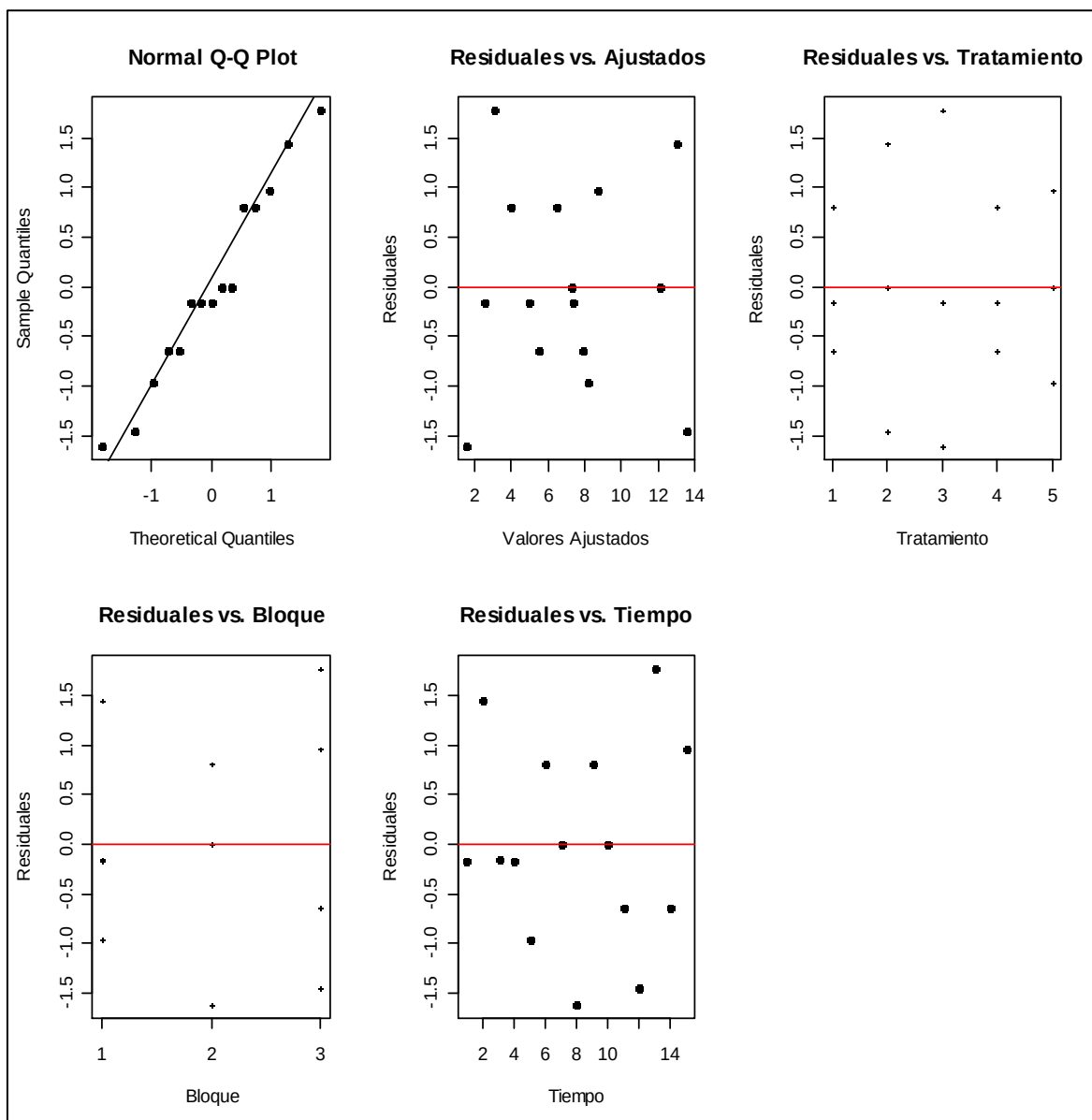


Figura D27. Validación de supuestos modelo DBA Plomo259 días 20-40 cm

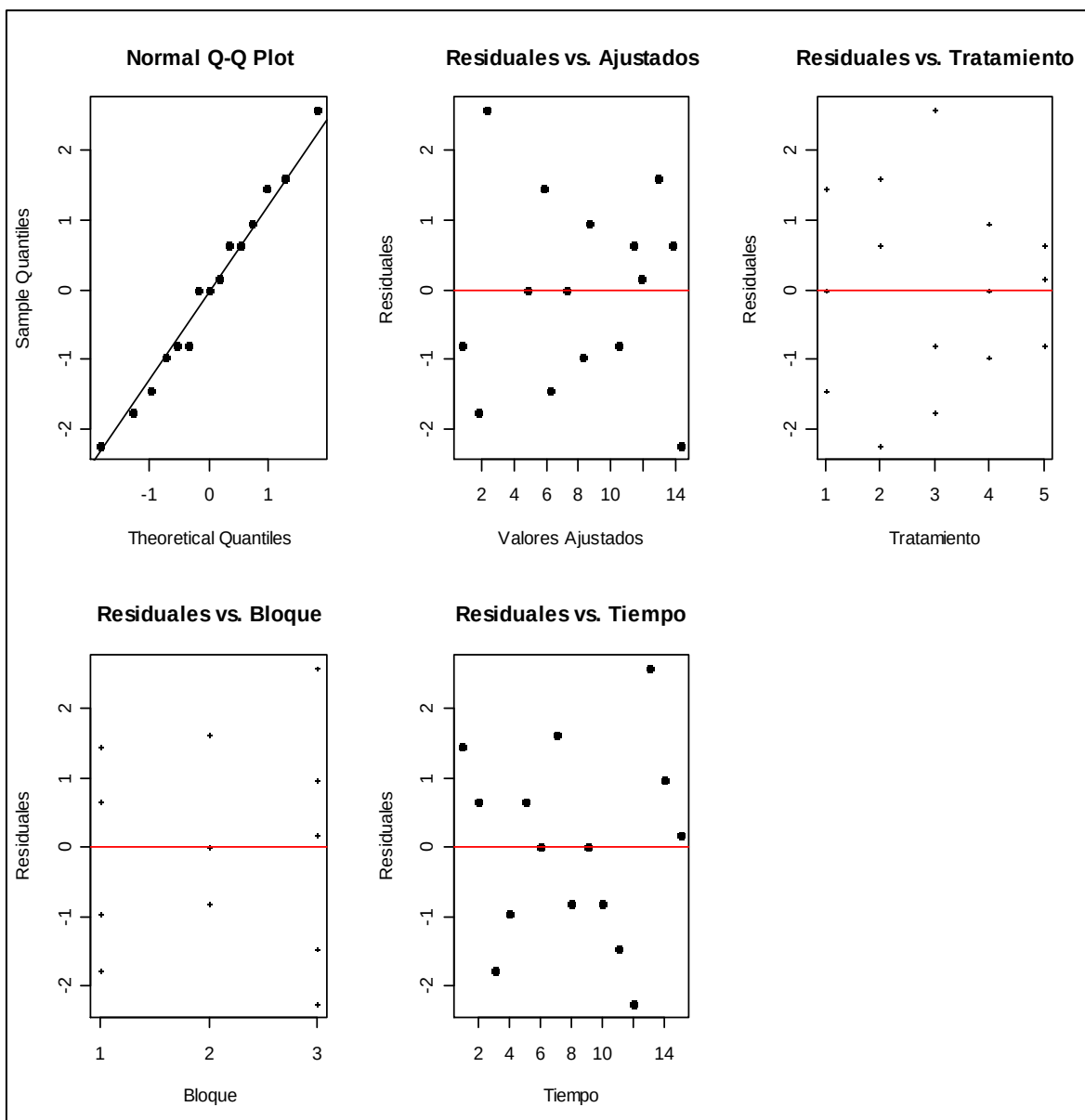


Figura D28. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 39 días 0-10 cm

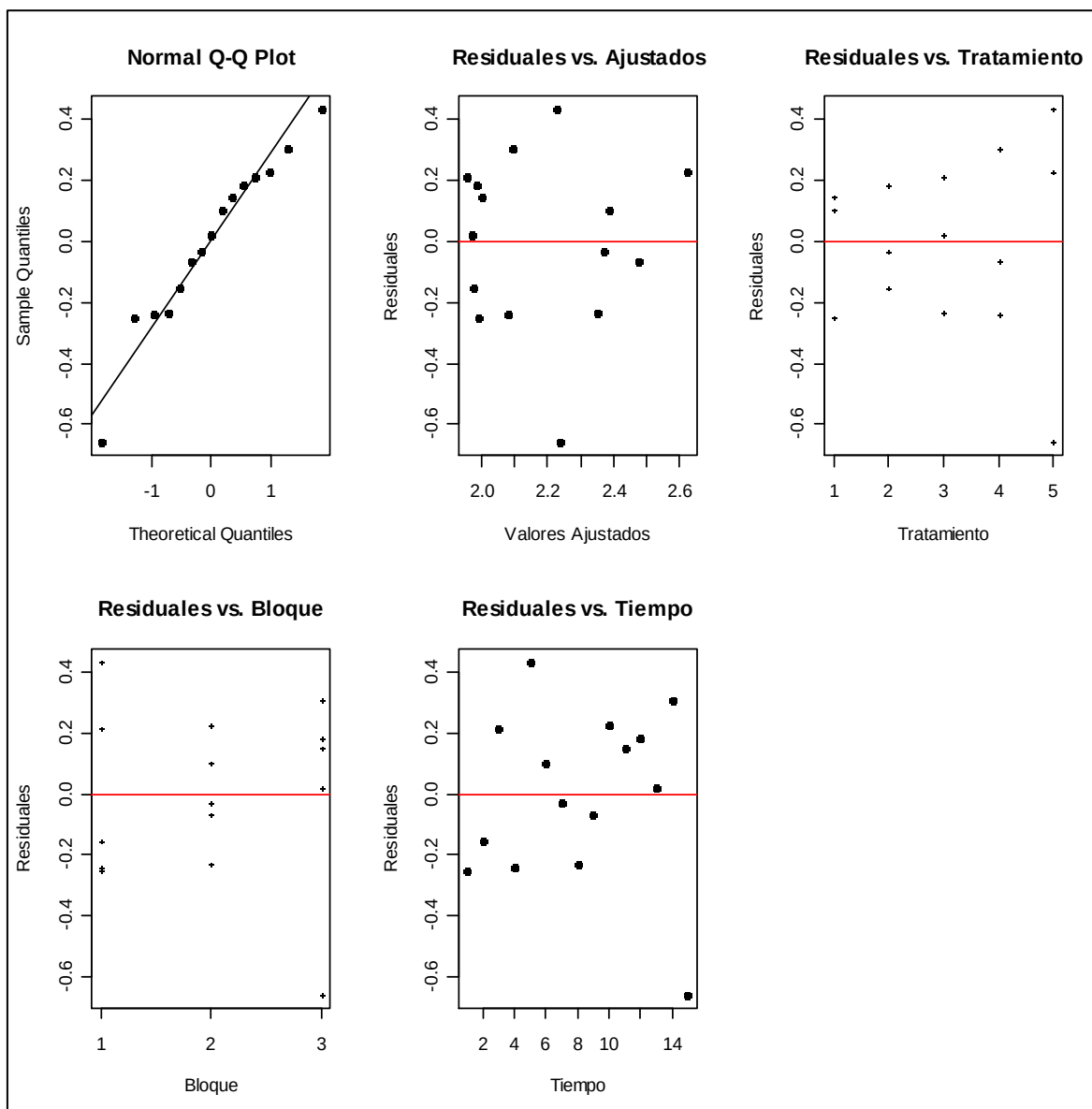


Figura D29. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 39 días 10-20 cm

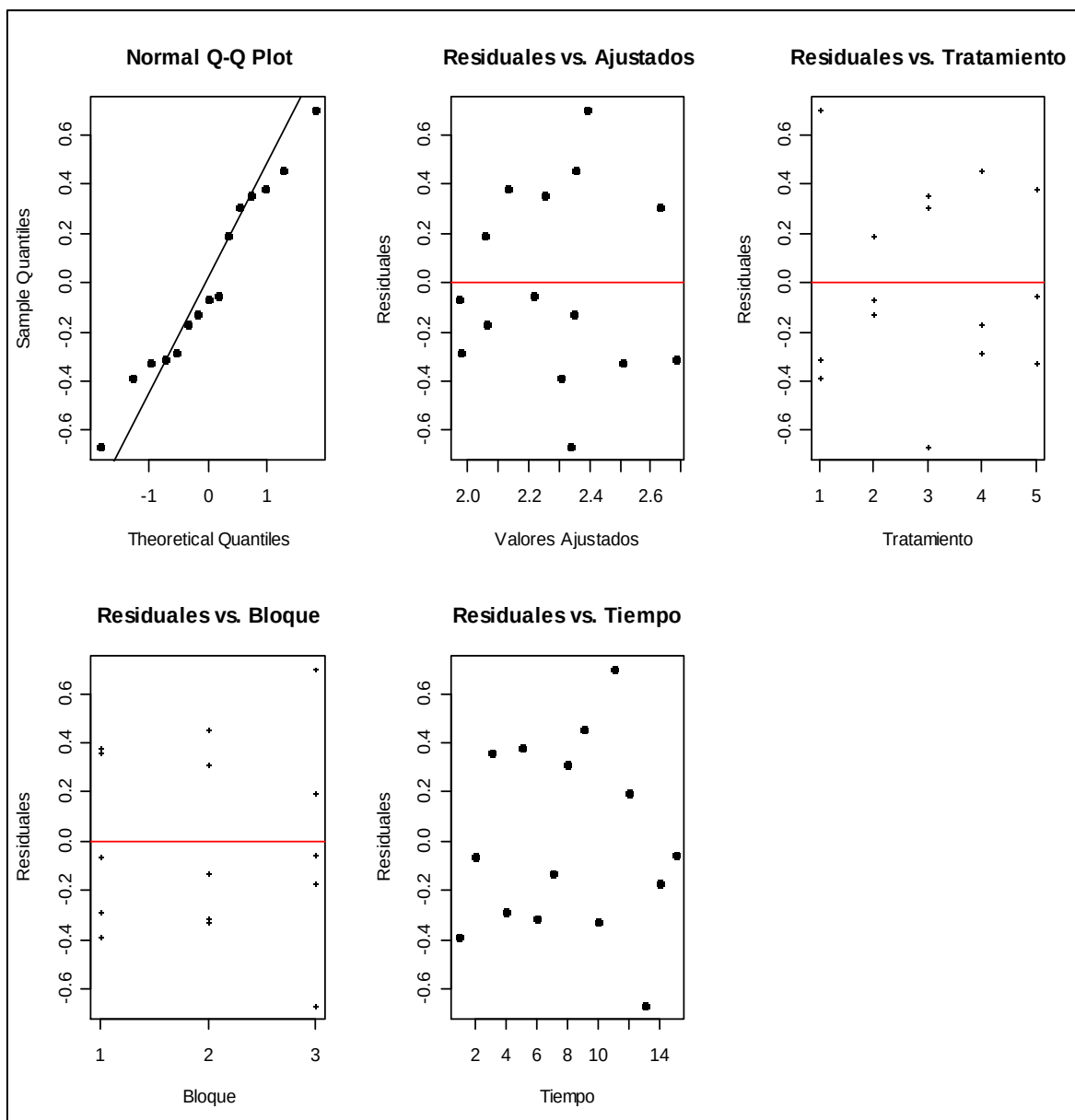


Figura D30. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 39 días 20-40 cm

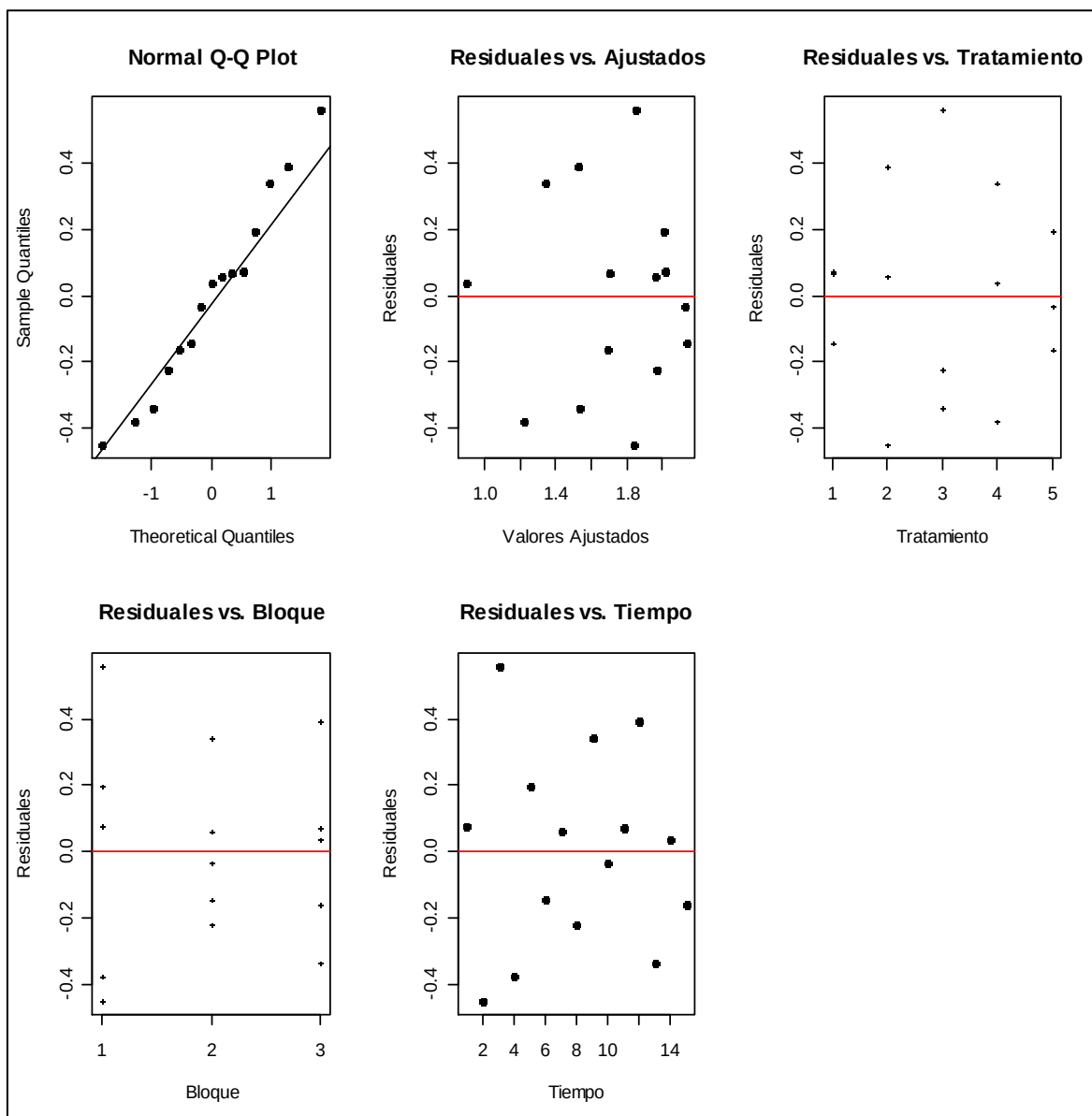


Figura D31. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 202 días 0-10 cm

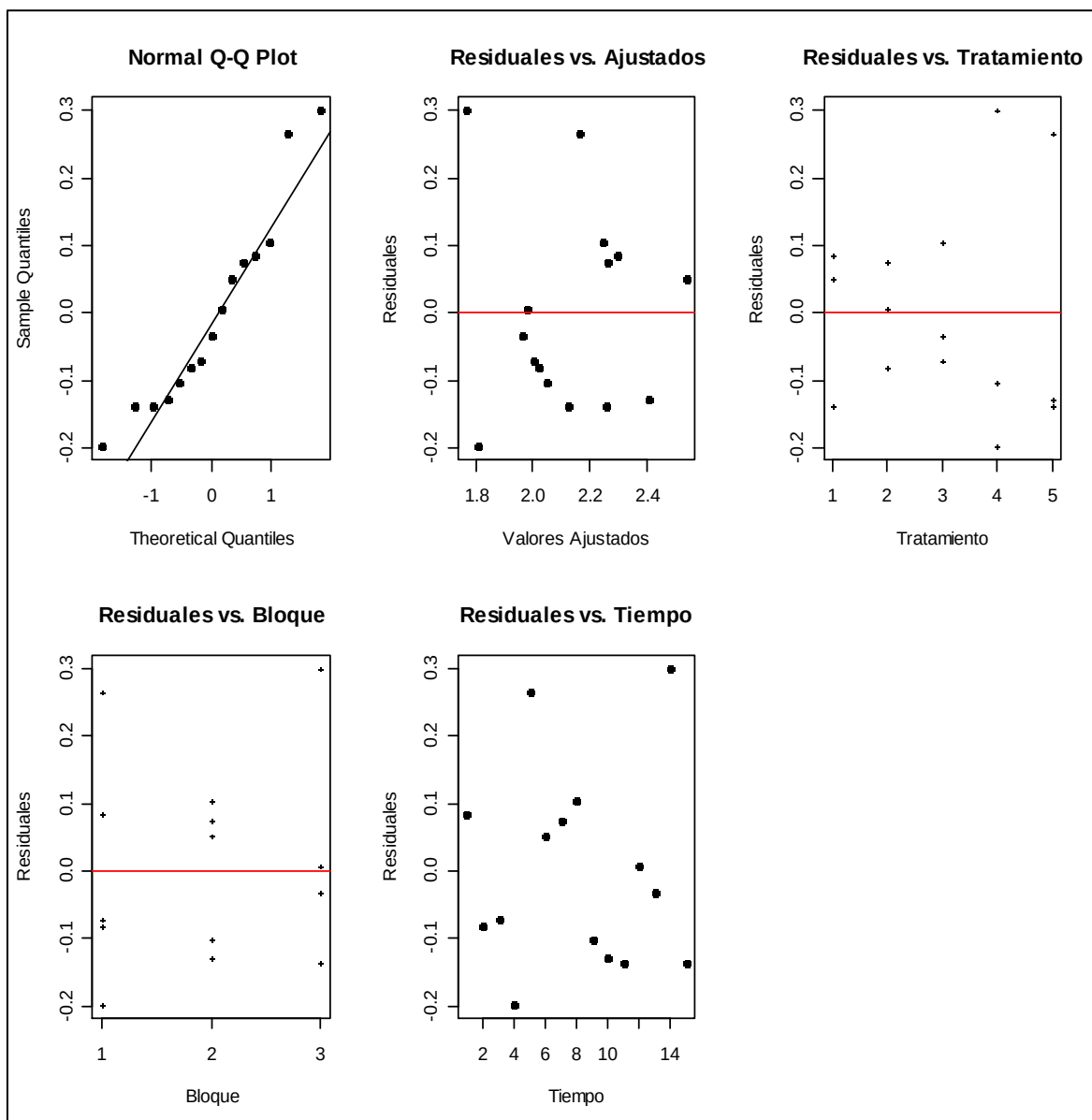


Figura D32. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 202 días 10-20 cm

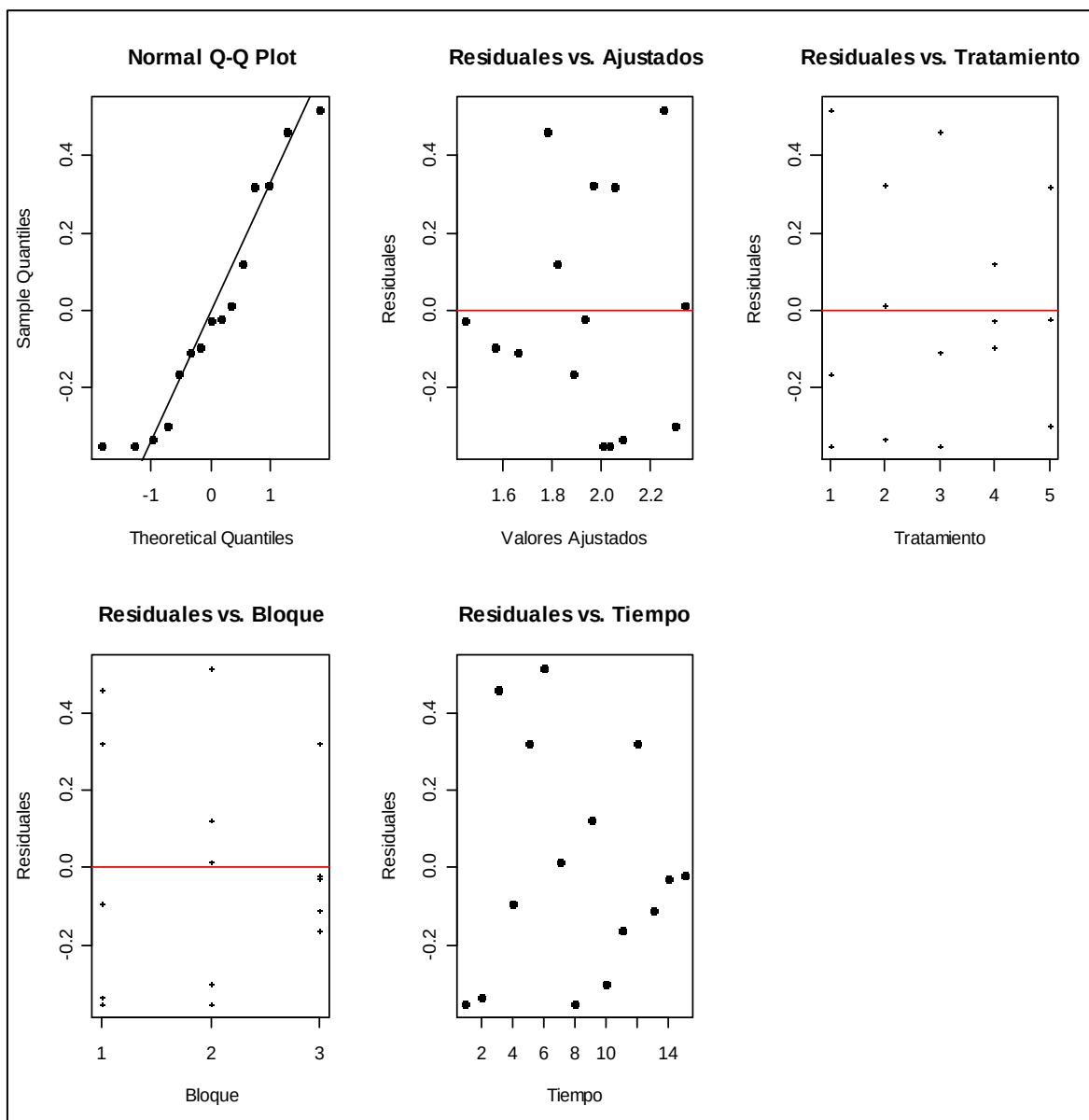


Figura D33. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 202 días 20-40 cm

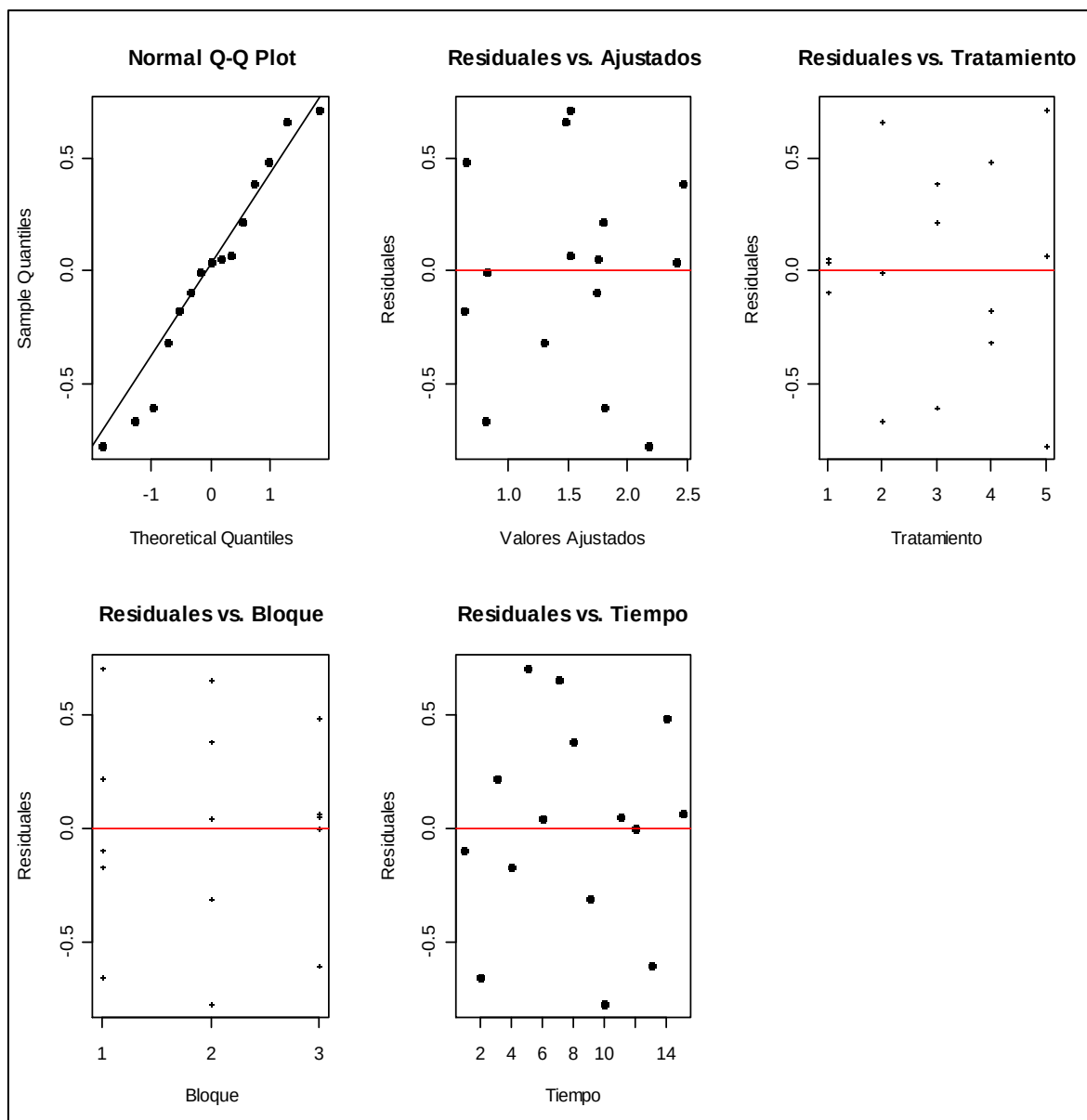


Figura D34. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 259 días 0-10 cm

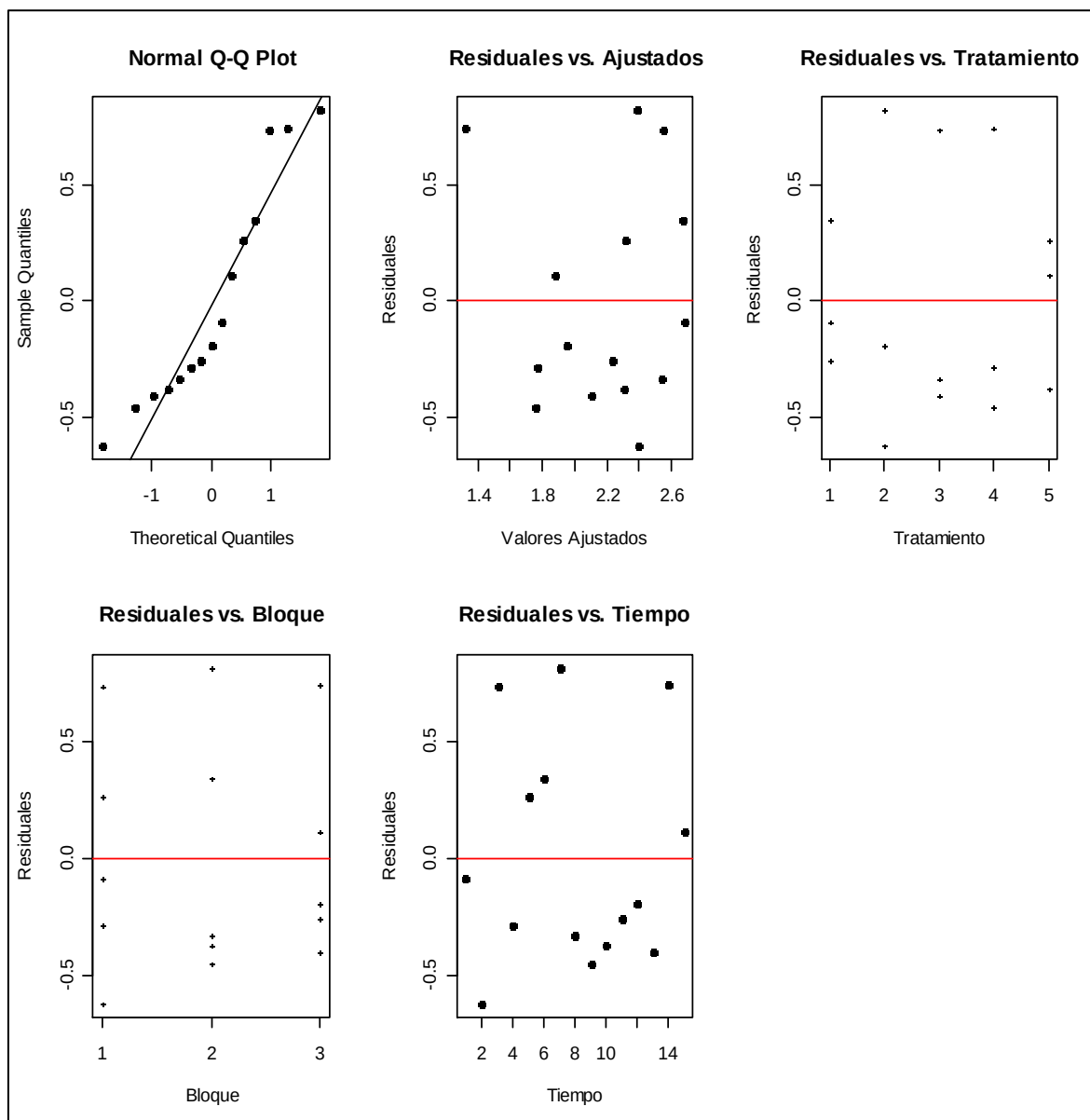


Figura D35. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 259 días 10-20 cm

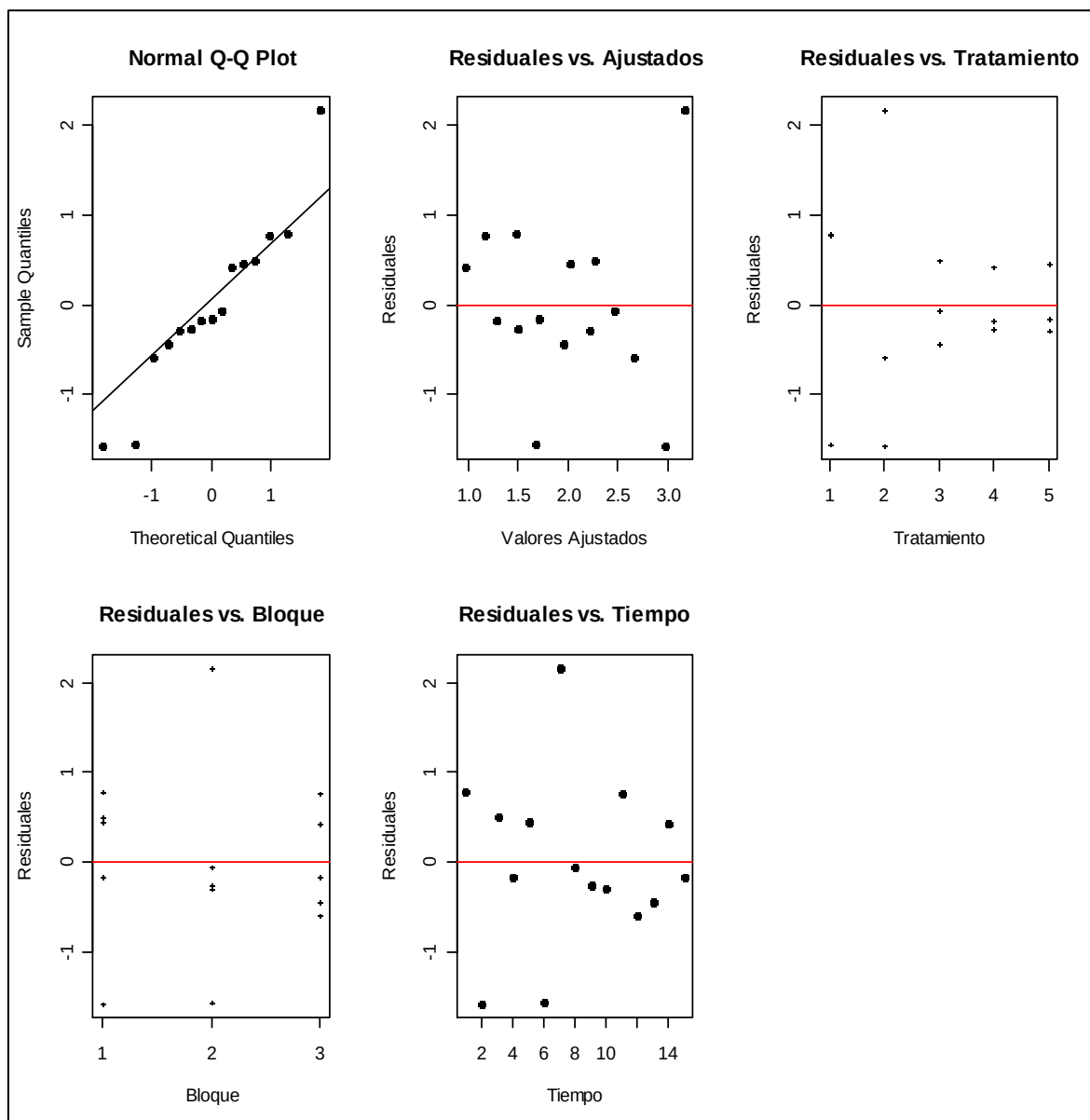
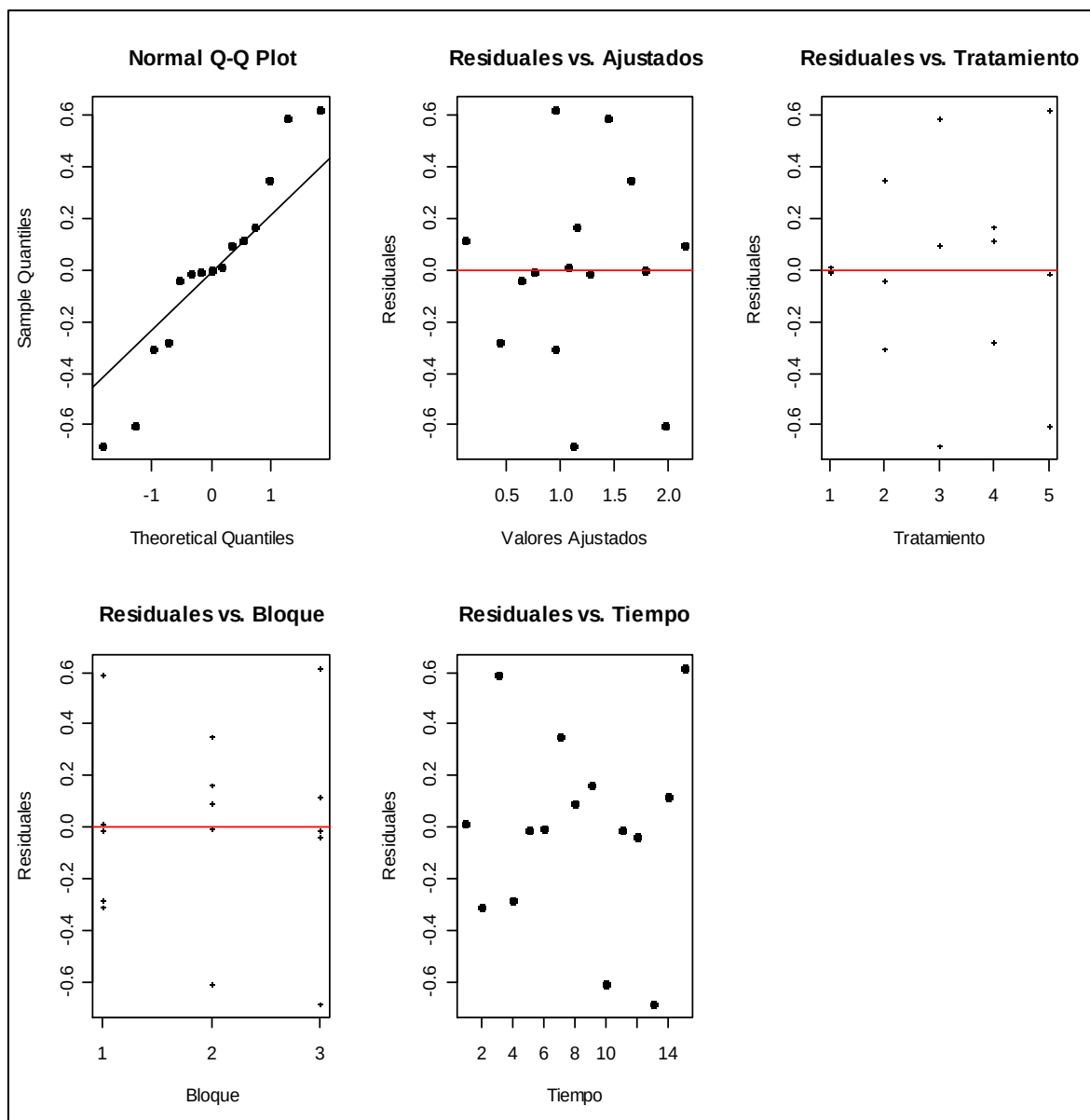


Figura D36. Validación de supuestos modelo DBA Zinc 259 días 20-40 cm



Anexo E Resumen estadística descriptiva

Tabla E1. Estadística descriptiva Zinc profundidad 0-10 cm

	Dosis (ton/ha)	Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.
Testigo	-	2,11	2,17	0,27	13%	2,23	2,28	0,22	10%	2,17	1,99	0,36	17%
Manejo Convencional	-	2,13	2,15	0,38	18%	1,88	1,95	0,24	13%	1,62	1,48	0,40	25%
Compost	6	2,36	2,66	0,69	29%	2,07	1,93	0,24	12%	2,39	2,20	0,81	34%
	12	2,09	2,12	0,09	4%	2,36	2,38	0,24	10%	2,53	2,59	0,52	20%
	18	2,22	2,40	0,33	15%	2,09	1,99	0,22	11%	2,24	1,77	0,83	37%

Tabla E2. Estadística descriptiva Zinc profundidad 10-20 cm

	Dosis (ton/ha)	Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.
Testigo	-	2,28	2,18	0,20	9%	2,09	2,00	0,24	11%	1,98	1,92	0,47	24%
Manejo Convencional	-	2,13	1,89	0,60	28%	1,61	1,47	0,29	18%	1,25	1,23	0,14	11%
Compost	6	2,41	2,61	0,66	27%	1,82	1,68	0,37	20%	2,23	2,41	0,64	29%
	12	2,46	2,37	0,59	24%	2,05	1,72	0,63	31%	1,44	1,93	1,15	80%
	18	2,13	2,22	0,19	9%	2,13	2,29	0,33	15%	2,93	2,07	2,11	72%

Tabla E3. Estadística descriptiva Zinc profundidad 20-40 cm

	Dosis (ton/ha)	Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.
Testigo	-	1,94	2,09	0,36	19%	1,74	1,59	0,43	25%	1,40	1,37	0,16	11%
Manejo Convencional	-	1,15	0,94	0,46	40%	0,87	0,99	0,35	40%	0,58	0,25	0,64	111%
Compost	6	1,79	1,75	0,61	34%	2,02	2,01	0,82	41%	1,58	2,04	0,98	62%
	12	1,95	1,99	0,16	8%	1,96	1,80	0,42	21%	1,22	1,10	0,52	43%
	18	1,78	1,92	0,34	19%	1,04	0,83	1,01	97%	1,09	0,65	0,80	74%

Tabla E4. Estadística descriptiva Cobre profundidad 0-10 cm

	Dosis (ton/ha)	Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.
Testigo	-	0,44	0,45	0,05	11%	0,47	0,48	0,08	17%	0,43	0,44	0,04	8%
Manejo Convencional	-	0,54	0,57	0,10	19%	0,52	0,60	0,16	31%	0,45	0,46	0,16	35%
Compost	6	0,46	0,50	0,08	17%	0,39	0,44	0,12	31%	0,40	0,36	0,13	34%
	12	0,50	0,51	0,06	12%	0,49	0,51	0,11	22%	0,49	0,52	0,06	13%
	18	0,46	0,42	0,11	24%	0,39	0,33	0,12	31%	0,38	0,34	0,08	22%

Tabla E5. Estadística descriptiva Cobre profundidad 10-20 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	0,53	0,52	0,08	15%	0,46	0,45	0,06	13%	0,44	0,42	0,09	20%
Manejo Convencional	-	0,49	0,47	0,10	20%	0,49	0,50	0,12	24%	0,44	0,48	0,16	36%
Compost	6	0,43	0,43	0,08	19%	0,45	0,49	0,15	33%	0,42	0,40	0,18	43%
	12	0,66	0,67	0,17	26%	0,50	0,55	0,10	20%	0,37	0,46	0,24	65%
	18	0,44	0,39	0,12	27%	0,36	0,35	0,11	31%	0,38	0,33	0,14	36%

Tabla E6. Estadística descriptiva Cobre profundidad 20-40 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	0,48	0,55	0,14	29%	0,48	0,48	0,12	25%	0,36	0,32	0,31	86%
Manejo Convencional	-	0,30	0,28	0,11	37%	0,46	0,44	0,16	35%	0,19	0,17	0,17	86%
Compost	6	0,49	0,48	0,16	33%	0,42	0,48	0,14	33%	0,45	0,41	0,34	76%
	12	0,68	0,68	0,15	22%	0,51	0,52	0,11	22%	0,31	0,32	0,08	26%
	18	0,45	0,42	0,24	53%	0,31	0,33	0,19	61%	0,26	0,14	0,23	89%

Tabla E7. Estadística descriptiva Plomo profundidad 0-10 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	8,86	7,25	2,79	31%	2,42	2,42	2,42	100%	7,25	7,25	0,00	0%
Manejo Convencional	-	7,25	7,25	0,00	0%	11,27	12,08	1,40	12%	8,05	7,25	1,39	17%
Compost	6	7,25	7,25	2,42	33%	4,83	2,42	4,18	86%	1,61	2,42	1,40	87%
	12	7,25	7,25	2,42	33%	5,64	4,83	1,40	25%	4,83	4,83	0,00	0%
	18	8.86	4.83	6.97	79%	9.66	9.66	0.00	0%	13.69	14.49	1.39	10%

Tabla E8. Estadística descriptiva Plomo profundidad 10-20 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	6,44	7,25	1,40	22%	1,61	2,42	1,40	87%	8,05	7,25	1,39	17%
Manejo Convencional	-	7,25	7,25	0,00	0%	9,66	9,66	2,42	25%	7,25	7,25	0,00	0%
Compost	6	6,44	7,25	1,40	22%	5,64	0,00	9,76	173%	2,42	2,42	2,42	100%
	12	8,05	7,25	1,39	17%	5,64	4,83	1,40	25%	4,83	4,83	0,00	0%
	18	9,66	9,66	2,42	25%	9,66	9,66	0,00	0%	12,88	12,08	1,39	11%

Tabla E9. Estadística descriptiva Plomo profundidad 20-40 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	5,64	7,25	2,79	49%	2,42	2,42	0,00	0%	11,27	12,08	1,40	12%
Manejo Convencional	-	8,05	7,25	1,39	17%	8,86	9,66	1,39	16%	8,05	7,25	1,39	17%
Compost	6	8,05	9,66	2,79	35%	2,42	2,42	0,00	0%	1,61	0,00	2,79	173%
	12	7,25	7,25	2,42	33%	5,64	4,83	1,40	25%	5,64	4,83	1,40	25%
	18	12.08	14.49	4.18	35%	10.47	9.66	1.40	13%	13.69	14.49	1.39	10%

Tabla E10. Estadística descriptiva Cadmio profundidad 0-10 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	0,99	0,89	0,17	17%	1,18	1,18	0,30	25%	0,94	0,89	0,08	9%
Manejo Convencional	-	0,89	0,89	0,00	0%	0,94	0,89	0,08	9%	0,89	0,89	0,00	0%
Compost	6	0,99	0,89	0,17	17%	0,74	0,74	0,15	20%	0,94	0,89	0,08	9%
	12	0,84	0,89	0,09	10%	0,84	0,89	0,09	10%	0,84	0,89	0,22	27%
	18	0,89	0,89	0,30	33%	0,79	0,89	0,31	39%	0,94	0,89	0,08	9%

Tabla E11. Estadística descriptiva Cadmio profundidad 10-20 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	0,84	0,89	0,22	27%	1,13	1,18	0,22	20%	0,94	0,89	0,08	9%
Manejo Convencional	-	0,69	0,89	0,34	49%	1,03	1,03	0,15	14%	0,74	0,89	0,39	52%
Compost	6	0,89	0,89	0,00	0%	0,84	0,89	0,09	10%	0,94	0,89	0,08	9%
	12	0,89	0,89	0,00	0%	0,99	0,89	0,31	31%	0,94	0,89	0,08	9%
	18	0,79	0,89	0,17	22%	0,94	0,89	0,08	9%	0,89	0,89	0,00	0%

Tabla E12. Estadística descriptiva Cadmio profundidad 20-40 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	0,84	0,89	0,09	10%	1,08	1,18	0,17	15%	0,99	0,89	0,17	17%
Manejo Convencional	-	0,94	0,89	0,08	9%	0,89	0,89	0,00	0%	0,99	0,89	0,17	17%
Compost	6	0,89	0,89	0,00	0%	0,89	0,89	0,00	0%	0,94	0,89	0,08	9%
	12	0,64	0,74	0,17	27%	0,69	0,74	0,37	53%	0,84	0,89	0,22	27%
	18	0,89	0,89	0,00	0%	0,89	0,89	0,15	16%	1,23	0,89	0,59	48%

Tabla E13. Estadística descriptiva CIC profundidad 0-10 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	19,63	20,00	1,19	6%	19,57	20,00	0,75	4%	19,33	19,30	1,15	6%
Manejo Convencional	-	19,07	19,60	1,19	6%	18,53	18,70	0,96	5%	19,83	19,90	0,50	3%
Compost	6	19,67	19,60	0,21	1%	20,37	19,90	1,08	5%	20,57	20,50	0,40	2%
	12	19,00	18,10	2,38	13%	19,20	19,10	0,75	4%	19,13	19,00	0,51	3%
	18	19,53	19,00	0,92	5%	19,63	18,90	1,63	8%	20,10	19,80	1,37	7%

Tabla E14. Estadística descriptiva CIC profundidad 10-20 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	19,93	20,00	0,70	4%	19,17	19,10	0,31	2%	19,67	19,80	0,32	2%
Manejo Convencional	-	19,30	20,20	1,65	9%	18,73	19,50	1,33	7%	18,90	19,30	1,44	8%
Compost	6	20,57	20,50	0,50	2%	19,20	18,90	1,18	6%	20,73	20,90	0,67	3%
	12	18,83	18,80	0,75	4%	18,87	18,20	1,51	8%	18,70	19,50	3,47	19%
	18	19,33	19,80	1,46	8%	19,77	19,30	0,99	5%	19,67	20,00	0,67	3%

Tabla E15. Estadística descriptiva CIC profundidad 20-40 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	20,13	20,20	0,40	2%	19,10	19,10	0,70	4%	18,07	18,10	1,75	10%
Manejo Convencional	-	17,43	18,20	1,42	8%	17,13	17,20	1,00	6%	17,13	17,20	2,80	16%
Compost	6	20,50	20,30	0,62	3%	19,57	19,30	0,83	4%	19,20	19,10	0,26	1%
	12	18,37	17,20	2,11	11%	19,20	18,60	1,87	10%	17,70	17,10	1,13	6%
	18	19,73	20,00	1,32	7%	19,37	18,90	2,14	11%	18,63	18,50	0,81	4%

Tabla E16. Estadística descriptiva pH profundidad 0-10 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	7,60	7,59	0,06	1%	7,58	7,59	0,05	1%	7,73	7,64	0,20	3%
Manejo Convencional	-	7,64	7,63	0,15	2%	7,76	7,81	0,13	2%	7,82	7,86	0,08	1%
Compost	6	7,41	7,39	0,15	2%	7,48	7,48	0,07	1%	7,64	7,68	0,06	1%
	12	7,53	7,39	0,25	3%	7,53	7,46	0,13	2%	7,81	7,79	0,06	1%
	18	7,55	7,44	0,27	4%	7,62	7,54	0,16	2%	7,77	7,75	0,15	2%

Tabla E17. Estadística descriptiva pH profundidad 10-20 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	7,57	7,59	0,09	1%	7,66	7,65	0,09	1%	7,74	7,71	0,17	2%
Manejo Convencional	-	7,65	7,74	0,16	2%	7,86	7,85	0,16	2%	7,84	7,78	0,15	2%
Compost	6	7,43	7,42	0,07	1%	7,49	7,48	0,07	1%	7,65	7,60	0,10	1%
	12	7,46	7,39	0,16	2%	7,59	7,54	0,09	1%	7,84	7,80	0,26	3%
	18	7,63	7,57	0,17	2%	7,66	7,53	0,26	3%	7,75	7,70	0,24	3%

Tabla E18. Estadística descriptiva pH profundidad 20-40 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	7,70	7,66	0,06	1%	7,65	7,68	0,07	1%	7,81	7,81	0,16	2%
Manejo Convencional	-	7,90	7,98	0,16	2%	8,00	7,98	0,16	2%	8,02	8,08	0,14	2%
Compost	6	7,39	7,50	0,21	3%	7,54	7,57	0,18	2%	7,76	7,73	0,31	4%
	12	7,44	7,41	0,21	3%	7,55	7,46	0,16	2%	7,97	7,96	0,03	0%
	18	7,64	7,55	0,22	3%	7,67	7,64	0,23	3%	7,98	8,02	0,22	3%

Tabla E19. Estadística descriptiva Materia Orgánica profundidad 0-10 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	43,20	42,21	3,90	9%	41,46	39,55	3,38	8%	40,85	42,03	3,92	10%
Manejo Convencional	-	40,33	39,89	1,21	3%	37,25	38,77	2,69	7%	38,44	38,13	0,63	2%
Compost	6	44,78	44,18	2,74	6%	41,96	42,14	3,13	7%	41,42	42,24	3,10	7%
	12	39,80	41,93	4,23	11%	37,99	37,30	2,93	8%	39,31	40,10	2,01	5%
	18	41,96	41,93	5,91	14%	38,10	36,88	3,04	8%	36,70	36,97	0,51	1%

Tabla E20. Estadística descriptiva Materia Orgánica profundidad 10-20 cm

		Tiempo de muestreo												
		39 días				202 días				259 días				
	Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	
	Testigo	-	42,62	41,05	4,32	10%	40,86	40,73	0,88	2%	40,29	39,74	2,86	7%
	Manejo Convencional	-	39,38	38,18	2,53	6%	35,12	34,75	2,90	8%	38,10	37,14	1,75	5%
Compost	6	45,57	45,33	0,93	2%	40,17	39,29	2,14	5%	40,91	42,11	3,41	8%	
	12	38,42	38,43	2,34	6%	35,45	35,44	2,79	8%	33,24	35,77	6,29	19%	
	18	42,14	40,74	4,04	10%	37,13	35,73	4,49	12%	37,78	37,65	4,28	11%	

Tabla E21. Estadística descriptiva Materia Orgánica profundidad 20-40 cm

		Tiempo de muestreo											
		39 días				202 días				259 días			
		Dosis (ton/ha)	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica	C.V.	Media	Mediana	Desviación típica
Testigo	-	39,12	39,31	1,45	4%	38,31	39,55	3,10	8%	32,70	33,95	3,98	12%
Manejo Convencional	-	32,89	31,40	3,67	11%	27,89	26,76	2,99	11%	27,57	25,24	4,77	17%
Compost	6	41,86	41,82	2,95	7%	38,01	37,52	2,69	7%	33,01	31,81	2,39	7%
	12	37,46	36,67	2,98	8%	36,38	36,56	3,09	9%	30,75	29,73	6,12	20%
	18	39,99	37,80	5,36	13%	31,73	34,05	5,01	16%	31,94	34,06	4,01	13%

Anexo F Tablas pruebas ANOVA y Post ANOVA

Tabla F1. Resultado ANOVA Zn 39 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,50736	0,25368		
Tratamientos	4	0,150573333	0,037643333	0,2778345	0,8843
Error	8	1,083906667	0,135488333		
Total	15	1,74184			

Tabla F2. Resultado ANOVA Zn 39 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,38949	0,194747	0,7647	
Tratamientos	4	0,28337	0,070843	0,2782	0,8841
Error	8	2,03731	0,254663		
Total	15	2,710173333			

Tabla F3. Resultado ANOVA Zn 39 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,50225	0,25113	1,6827	
Tratamientos	4	1,29017	0,32254	2,1612	0,1642
Error	8	1,19395	0,14924		
Total	15	2,986373333			

Tabla F4. Resultado ANOVA Zn 202 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,23417	0,117087	3,0891	
Tratamientos	4	0,40333	0,100833	2,6603	0,1114
Error	8	0,30323	0,037903		
Total	15	0,940733333			

Tabla F5. Resultado ANOVA Zn 202 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,35721	0,17861	1,1899	
Tratamientos	4	0,58049	0,14512	0,9669	0,4757
Error	8	1,20079	0,1501		
Total	15	2,138493333			

Tabla F6. Resultado ANOVA Zn 202 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	1,4348	0,71741	1,9705	
Tratamientos	4	3,4235	0,85588	2,3508	0,1412
Error	8	2,9127	0,36408		
Total	15	7,770973333			

Tabla F7. Resultado ANOVA Zn 259 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,6282	0,31411	0,7932	
Tratamientos	4	1,4604	0,36509	0,922	0,4965
Error	8	3,1679	0,39599		
Total	15	5,256493333			

Tabla F8. Resultado ANOVA Zn 259 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,6651	0,33254	0,2186	
Tratamientos	4	5,3706	1,34264	0,8826	0,5155
Error	8	12,1697	1,52122		
Total	15	18,20536			

Tabla F9. Resultado ANOVA Zn 259 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	2,7354	1,36769	5,7377	
Tratamientos	4	1,7346	0,43364	1,8192	0,21849
Error	8	1,907	0,23837		
Total	15	6,376893333			

Tabla F10. Resultado ANOVA Cu 39 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,022333	0,011167	1,8231	
Tratamientos	4	0,01776	0,00444	0,7249	0,599
Error	8	0,049	0,006125		
Total	15	0,089093333			

Tabla F11. Resultado ANOVA Cu 39 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,03628	0,01814	1,5595	
Tratamientos	4	0,103067	0,025767	2,2152	0,1572
Error	8	0,093053	0,011632		
Total	15	0,2324			

Tabla F12. Resultado ANOVA Cu 39 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,187213	0,093607	8,7907	
Tratamientos	4	0,215693	0,053923	5,064	0,024851
Error	8	0,085187	0,010648		
Total	15	0,488093333			

Tabla F13. Resultado ANOVA Cu 202 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,051693	0,025847	2,2846	
Tratamientos	4	0,044173	0,011043	0,9761	0,4715
Error	8	0,090507	0,011313		
Total	15	0,186373333			

Tabla F14. Resultado ANOVA Cu 202 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,072053	0,036027	5,3825	
Tratamientos	4	0,034293	0,008573	1,2809	0,35373
Error	8	0,053547	0,006693		
Total	15	0,159893333			

Tabla F15. Resultado ANOVA Cu 202 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,134333	0,067167	7,0087	
Tratamientos	4	0,077333	0,019333	2,0174	0,18481
Error	8	0,076667	0,009583		
Total	15	0,288333333			

Tabla F16. Resultado ANOVA Cu 259 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,01612	0,00806	0,6697	
Tratamientos	4	0,02284	0,00571	0,4744	0,7541
Error	8	0,09628	0,012035		
Total	15	0,13524			

Tabla F17. Resultado ANOVA Cu 259 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,019693	0,009847	0,2971	
Tratamientos	4	0,014307	0,003577	0,1079	0,9764
Error	8	0,265173	0,033147		
Total	15	0,299173333			

Tabla F18. Resultado ANOVA Cu 259 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,39201	0,196007	7,7453	
Tratamientos	4	0,11463	0,028657	1,1324	0,40652
Error	8	0,20245	0,025307		
Total	15	0,709093333			

Tabla F19. Resultado ANOVA Pb 39 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	10,09	5,0449	0,3201	
Tratamientos	4	9,338	2,3345	0,1481	0,9587
Error	8	126,07	15,7595		
Total	15	145,4720841			

Tabla F20. Resultado ANOVA Pb 39 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,7809	0,3904	0,1384	
Tratamientos	4	21,7704	5,4426	1,9296	0,1989
Error	8	22,5642	2,8205		
Total	15	45,11968385			

Tabla F21. Resultado ANOVA Pb 39 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	6,979	3,4897	0,3742	
Tratamientos	4	67,602	16,9006	1,8122	0,2198
Error	8	74,607	9,3259		
Total	15	149,3617121			

Tabla F22. Resultado ANOVA Pb 202 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0	0	0	
Tratamientos	4	157,856	39,464	5,8016	0,01717
Error	8	54,418	6,802		
Total	15	212,3736843			

Tabla F23. Resultado ANOVA Pb 202 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	40,437	20,218	0,9533	
Tratamientos	4	136,037	34,009	1,6036	0,2638
Error	8	169,668	21,209		
Total	15	346,1768847			

Tabla F24. Resultado ANOVA Pb 202 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,778	0,389	0,2853	
Tratamientos	4	161,605	40,401	29,6443	0,0000757
Error	8	10,903	1,363		
Total	15	173,4774052			

Tabla F25. Resultado ANOVA Pb 259 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	5,437	2,718	3,5013	
Tratamientos	4	238,713	59,678	76,8626	0,000002026
Error	8	6,211	0,776		
Total	15	250,4920379			

Tabla F26. Resultado ANOVA Pb 259 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	5,437	2,718	1,5566	
Tratamientos	4	184,392	46,098	26,3952	0,0001161
Error	8	13,972	1,746		
Total	15	203,8165029			

Tabla F27. Resultado ANOVA Pb 259 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	5,453	2,727	0,8503	
Tratamientos	4	268,379	67,095	20,9245	0,00026
Error	8	25,562	3,207		
Total	15	299,5013497			

Tabla F28. Resultado ANOVA Cd 39 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,11284	0,05642	2,3963	
Tratamientos	4	0,05184	0,01296	0,5504	0,7046
Error	8	0,1883	0,02354		
Total	15	0,357821565			

Tabla F29. Resultado ANOVA Cd 39 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,10684	0,05342	1,4927	
Tratamientos	4	0,081067	0,02026	0,5663	0,6945
Error	8	0,28629	0,0357		
Total	15	0,474186301			

Tabla F30. Resultado ANOVA Cd 39 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,002909	0,001455	0,1379	
Tratamientos	4	0,16	0,04	3,7931	0,0514
Error	8	0,0843	0,0105		
Total	15	0,247275065			

Tabla F31. Resultado ANOVA Cd 202 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,08241	0,041207	0,9292	
Tratamientos	4	0,37089	0,092723	2,0908	0,1739
Error	8	0,35479	0,0443		
Total	15	0,805825801			

Tabla F32. Resultado ANOVA Cd 202 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,14224	0,07112	2,6337	
Tratamientos	4	0,14309	0,035773	1,3248	0,3396
Error	8	0,21603	0,027003		
Total	15	0,509095722			

Tabla F33. Resultado ANOVA Cd 202 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,10092	0,05046	1,5096	
Tratamientos	4	0,23211	0,058027	1,7359	0,2348
Error	8	0,26741	0,033427		
Total	15	0,610914867			

Tabla F34. Resultado ANOVA Cd 259 días Profundidad 0-10 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,052693	0,026346	2,4068	
Tratamientos	4	0,023627	0,0059	0,5396	0,7116
Error	8	0,087573	0,0109467		
Total	15	0,168728868			

Tabla F35. Resultado ANOVA Cd 259 días Profundidad 10-20 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,10876	0,05438	1,8862	
Tratamientos	4	0,08704	0,02176	0,7548	0,5823
Error	8	0,23064	0,02883		
Total	15	0,436367762			

Tabla F36. Resultado ANOVA Cd 259 días Profundidad 20-40 cm

Fuente de Variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Estadístico	P-Value
Bloques	2	0,26172	0,13086	1,5583	
Tratamientos	4	0,25623	0,064057	0,7628	0,5779
Error	8	0,67181	0,083977		
Total	15	1,198556786			

Tabla F37. Resultado Post ANOVA Cobre Profundidad 0-10 cm 259 días

COMPARACIÓN MULTIPLE					
Tratamiento	Media	Media	Diferencia	Valor absoluto	Decisión
y1-y2	0,677	0,453	0,223	0,223	no hay diferencia
y1-y3	0,677	0,490	0,187	0,187	no hay diferencia
y1-y4	0,677	0,300	0,377	0,377	significativamente diferentes
y1-y5	0,677	0,483	0,193	0,193	no hay diferencia
y2-y3	0,453	0,490	-0,037	0,037	no hay diferencia
y2-y4	0,453	0,300	0,153	0,153	no hay diferencia
y2-y5	0,453	0,483	-0,030	0,030	no hay diferencia
y3-y4	0,490	0,300	0,190	0,190	no hay diferencia
y3-y5	0,490	0,483	0,007	0,007	no hay diferencia
y4-y5	0,300	0,483	-0,183	0,183	no hay diferencia

y1: Compost 12 t ha⁻¹; y2: compost 18 t ha⁻¹; y3: compost 6 t ha⁻¹, y4: manejo convencional, y5: Testigo

Tabla F38. Resultado Post ANOVA Plomo Profundidad 0-10 cm 202 días

COMPARACIÓN MULTIPLE					
Tratamiento	Media	Media	Diferencia	Valor absoluto	Decisión
y1-y2	5,636	9,662	-4,026	4,026	no hay diferencia
y1-y3	5,636	4,831	0,805	0,805	no hay diferencia
y1-y4	5,636	11,272	-5,636	5,636	no hay diferencia
y1-y5	5,636	2,415	3,221	3,221	no hay diferencia
y2-y3	9,662	4,831	4,831	4,831	significativamente diferentes
y2-y4	9,662	11,272	-1,610	1,610	no hay diferencia
y2-y5	9,662	2,415	7,246	7,246	significativamente diferentes
y3-y4	4,831	11,272	-6,441	6,441	no hay diferencia
y3-y5	4,831	2,415	2,415	2,415	no hay diferencia
y4-y5	11,272	2,415	8,857	8,857	no hay diferencia

Tabla F39. Resultado Post ANOVA Plomo Profundidad 20-40 cm 202 días

COMPARACIÓN MULTIPLE					
Tratamiento	Media	Media	Diferencia	Valor absoluto	Decisión
y1-y2	5,636	10,467	-4,831	4,831	significativamente diferentes
y1-y3	5,636	2,415	3,221	3,221	no hay diferencia
y1-y4	5,636	8,857	-3,221	3,221	no hay diferencia
y1-y5	5,636	2,415	3,221	3,221	no hay diferencia
y2-y3	10,467	2,415	8,052	8,052	significativamente diferentes
y2-y4	10,467	8,857	1,610	1,610	no hay diferencia
y2-y5	10,467	2,415	8,052	8,052	significativamente diferentes
y3-y4	2,415	8,857	-6,441	6,441	significativamente diferentes
y3-y5	2,415	2,415	0,000	0,000	no hay diferencia
y4-y5	8,857	2,415	6,441	6,441	significativamente diferentes

Tabla F40. Resultado Post ANOVA Plomo Profundidad 0-10 cm 259 días

COMPARACIÓN MULTIPLE					
Tratamiento	Media	Media	Diferencia	Valor absoluto	Decisión
y1-y2	4,831	13,688	-8,857	8,857	significativamente diferentes
y1-y3	4,831	1,610	3,221	3,221	significativamente diferentes
y1-y4	4,831	8,052	-3,221	3,221	significativamente diferentes
y1-y5	4,831	7,246	-2,415	2,415	no hay diferencia
y2-y3	13,688	1,610	12,077	12,077	significativamente diferentes
y2-y4	13,688	8,052	5,636	5,636	significativamente diferentes
y2-y5	13,688	7,246	6,441	6,441	significativamente diferentes
y3-y4	1,610	8,052	-6,441	6,441	significativamente diferentes
y3-y5	1,610	7,246	-5,636	5,636	significativamente diferentes
y4-y5	8,052	7,246	0,805	0,805	no hay diferencia

Tabla F41. Resultado Post ANOVA Plomo Profundidad 10-20 cm 259 días

COMPARACIÓN MULTIPLE					
Tratamiento	Media	Media	Diferencia	Valor absoluto	Decisión
y1-y2	4,831	12,882	-8,052	8,052	significativamente diferentes
y1-y3	4,831	2,415	2,415	2,415	no hay diferencia
y1-y4	4,831	7,246	-2,415	2,415	no hay diferencia
y1-y5	4,831	8,052	-3,221	3,221	no hay diferencia
y2-y3	12,882	2,415	10,467	10,467	significativamente diferentes
y2-y4	12,882	7,246	5,636	5,636	significativamente diferentes
y2-y5	12,882	8,052	4,831	4,831	significativamente diferentes
y3-y4	2,415	7,246	-4,831	4,831	significativamente diferentes
y3-y5	2,415	8,052	-5,636	5,636	significativamente diferentes
y4-y5	7,246	8,052	-0,805	0,805	no hay diferencia

Tabla F42. Resultado Post ANOVA Plomo Profundidad 20-40 cm 259 días

COMPARACIÓN MULTIPLE					
Tratamiento	Media	Media	Diferencia	Valor absoluto	Decisión
y1-y2	5,636	13,688	-8,052	8,052	significativamente diferentes
y1-y3	5,636	1,610	4,026	4,026	no hay diferencia
y1-y4	5,636	8,052	-2,415	2,415	no hay diferencia
y1-y5	5,636	11,272	-5,636	5,636	significativamente diferentes
y2-y3	13,688	1,610	12,077	12,077	significativamente diferentes
y2-y4	13,688	8,052	5,636	5,636	significativamente diferentes
y2-y5	13,688	11,272	2,415	2,415	no hay diferencia
y3-y4	1,610	8,052	-6,441	6,441	significativamente diferentes
y3-y5	1,610	11,272	-9,662	9,662	significativamente diferentes
y4-y5	8,052	11,272	-3,221	3,221	no hay diferencia

Anexo G Figuras regresión no paramétrica, metal pesado vs. propiedad fisicoquímica

Figura G1. Regresión no paramétrica de Plomo Vs. Materia orgánica

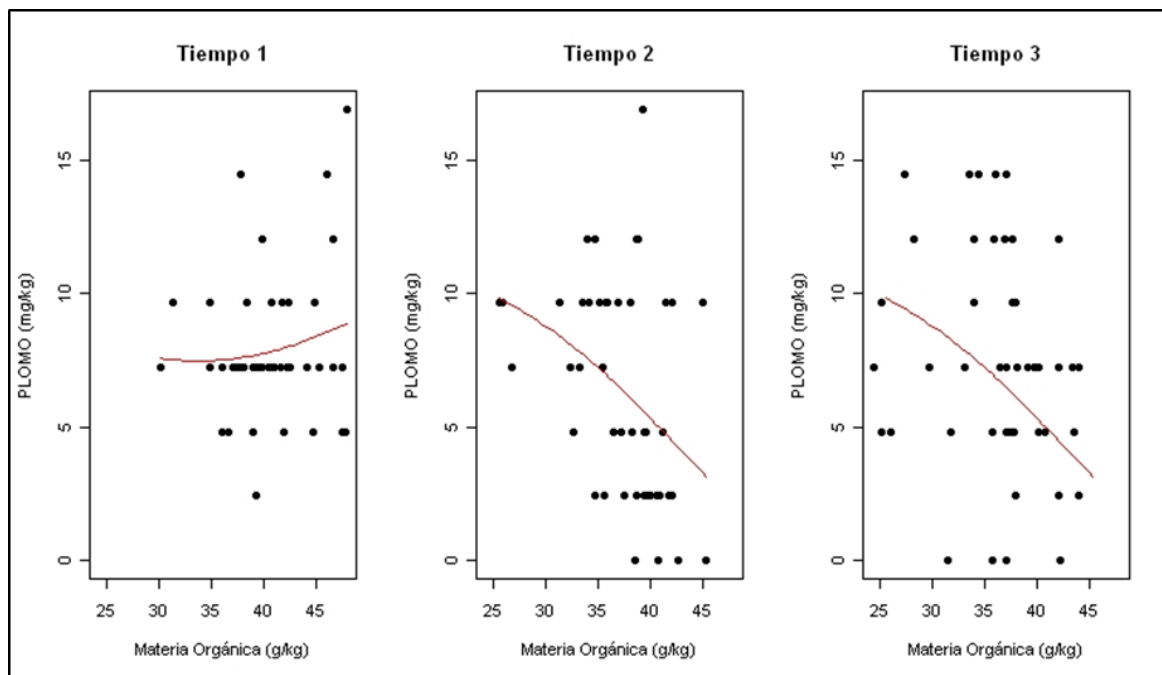


Figura G2. Regresión no paramétrica de Plomo Vs. Capacidad de Intercambio Catiónico

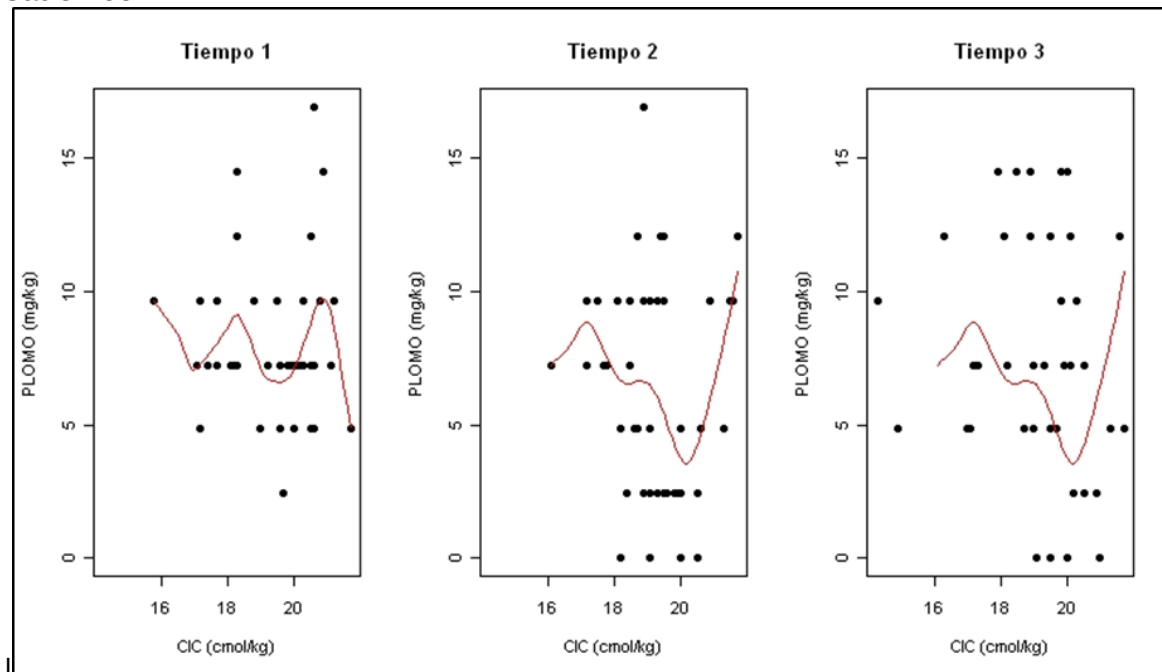


Figura G3. Regresión no paramétrica de Plomo Vs. pH

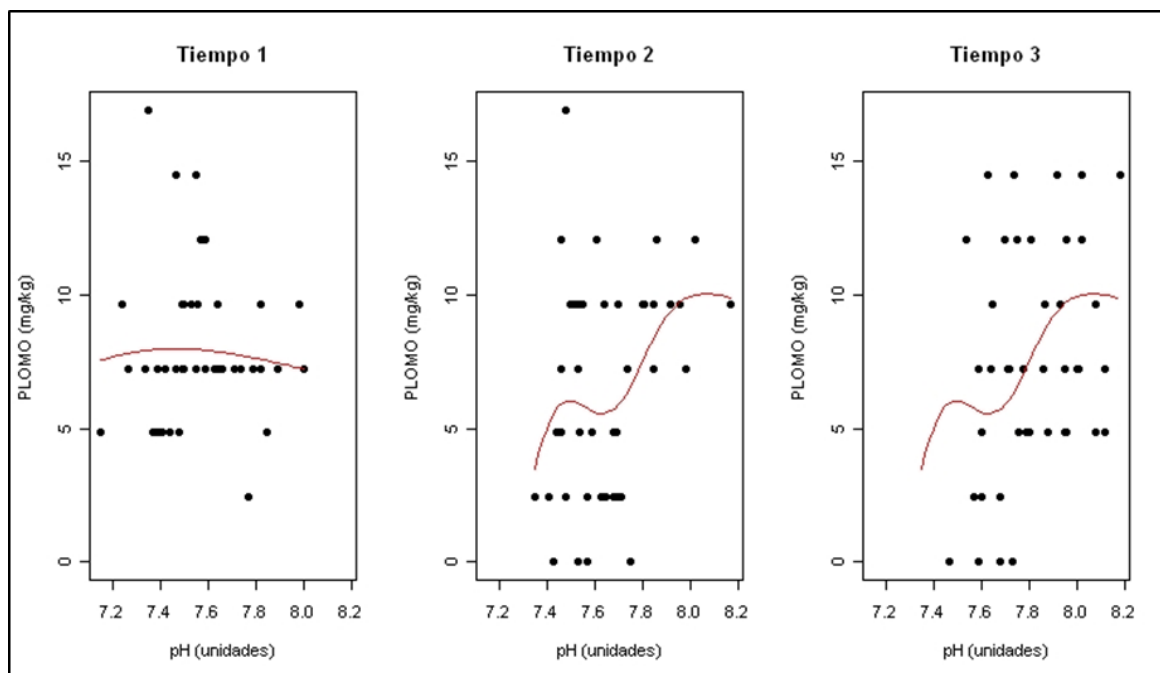


Figura G4. Regresión no paramétrica de Zinc Vs. Materia orgánica

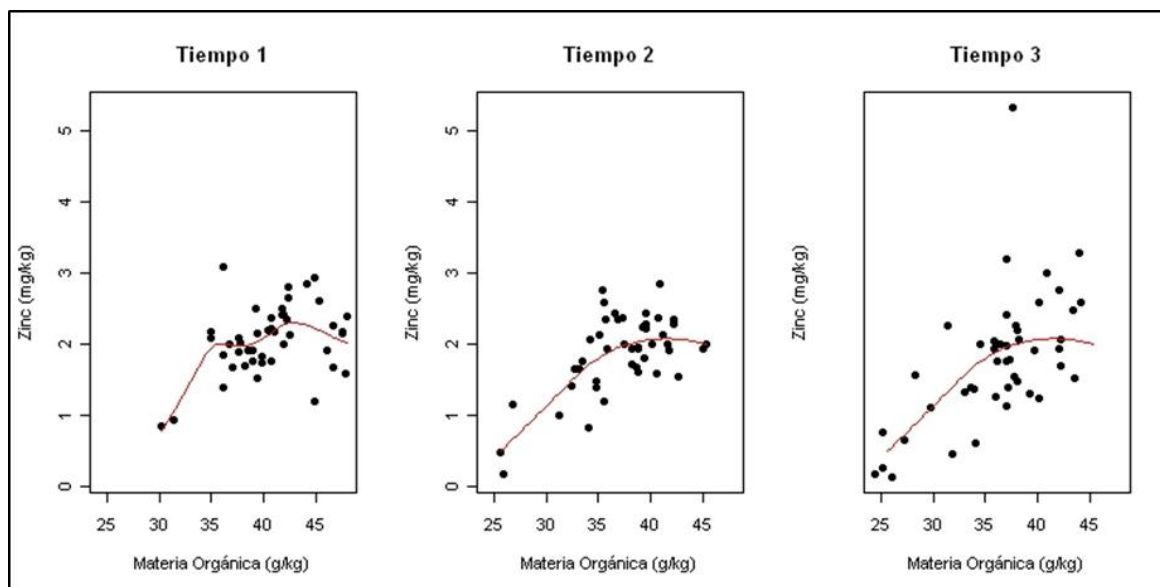


Figura G5. Regresión no paramétrica de Zinc Vs. Capacidad de Intercambio Catiónico

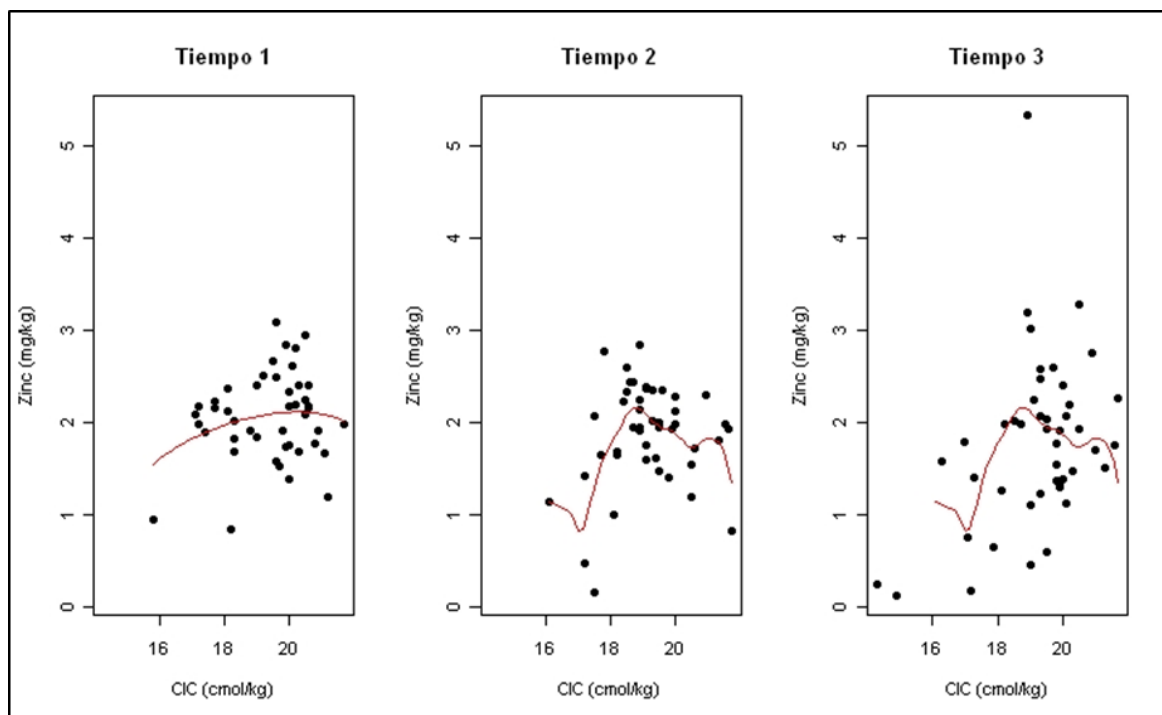


Figura G6. Regresión no paramétrica de Zinc Vs. pH

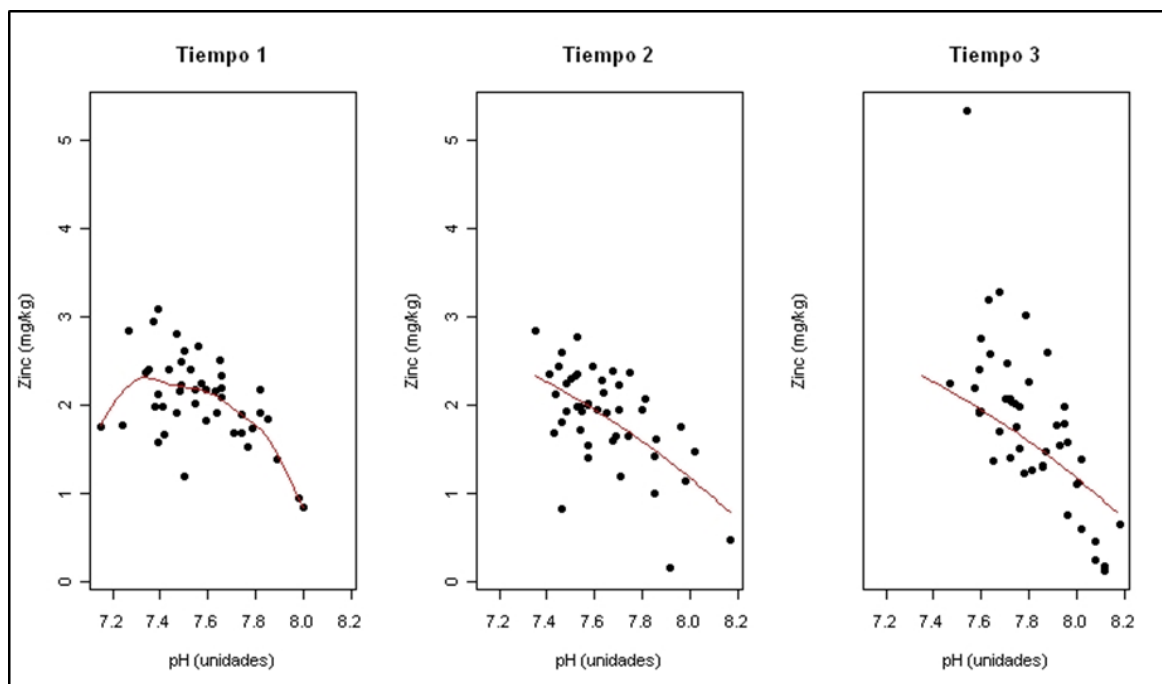


Figura G7. Regresión no paramétrica de Cadmio Vs. Materia Orgánica

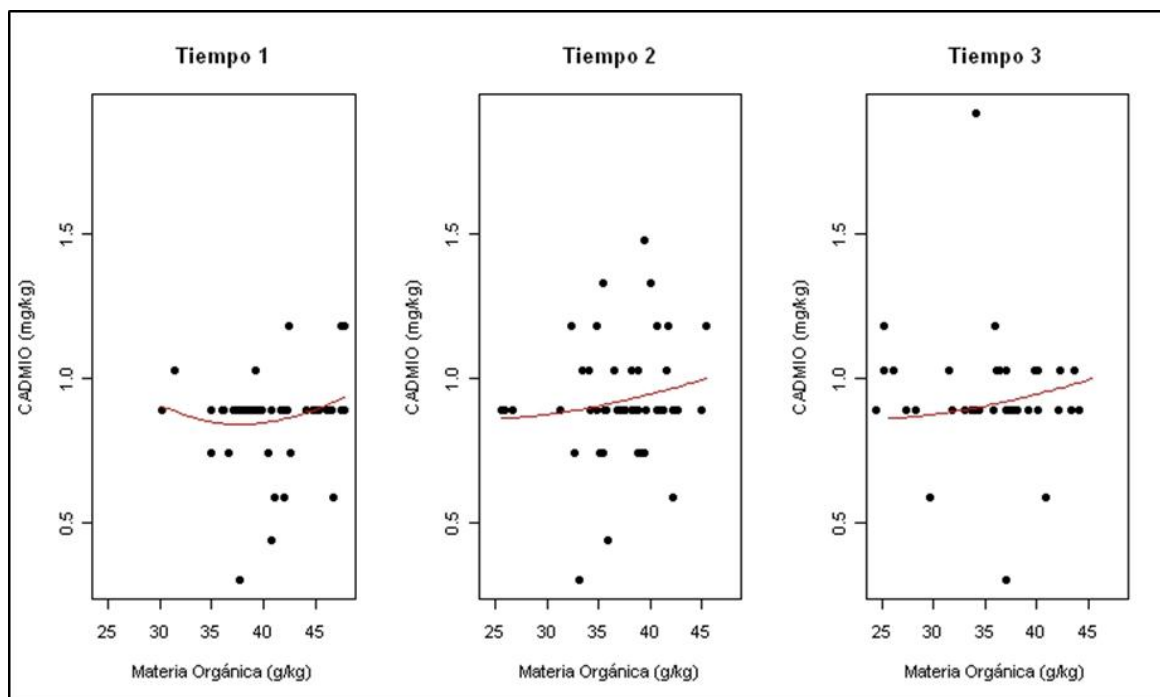


Figura G8. Regresión no paramétrica de Cadmio Vs. Capacidad de Intercambio Catiónico

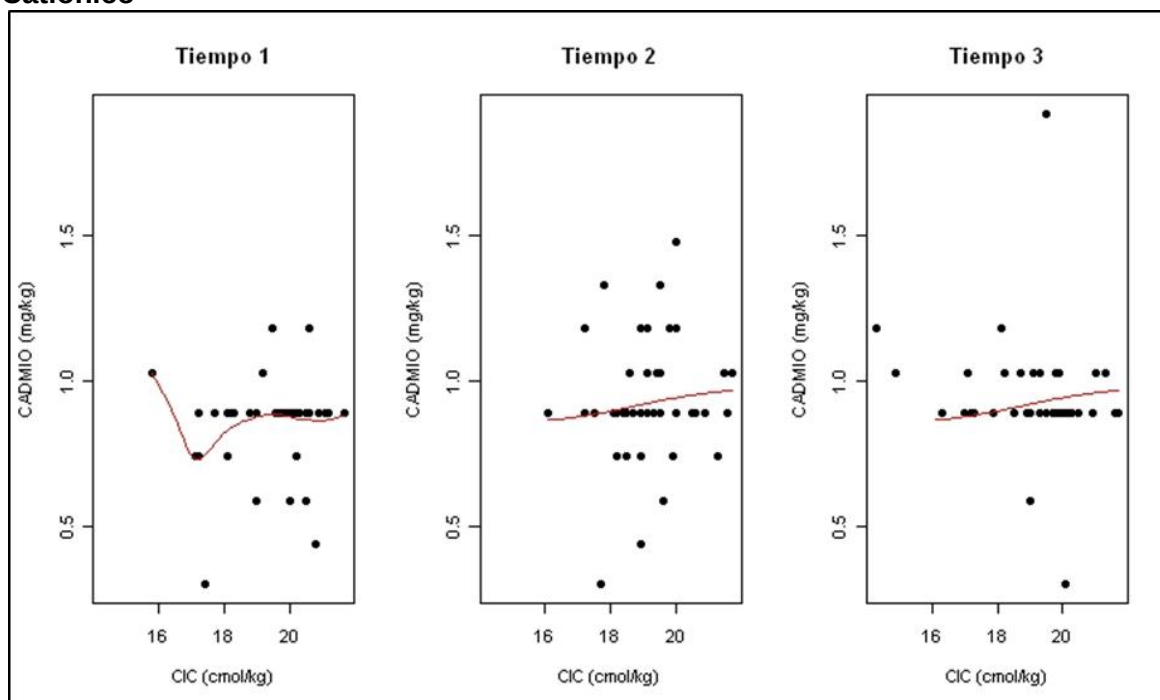


Figura G9. Regresión no paramétrica de Cadmio Vs. pH

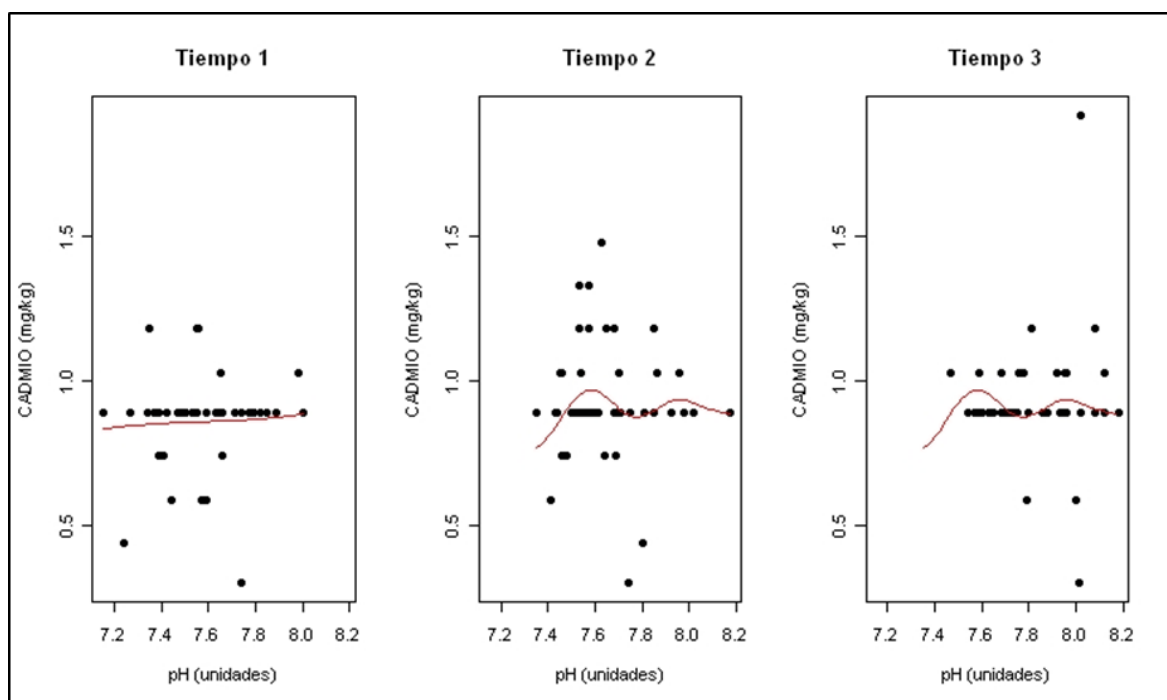


Figura G10. Regresión no paramétrica de Cobre Vs. Materia Orgánica

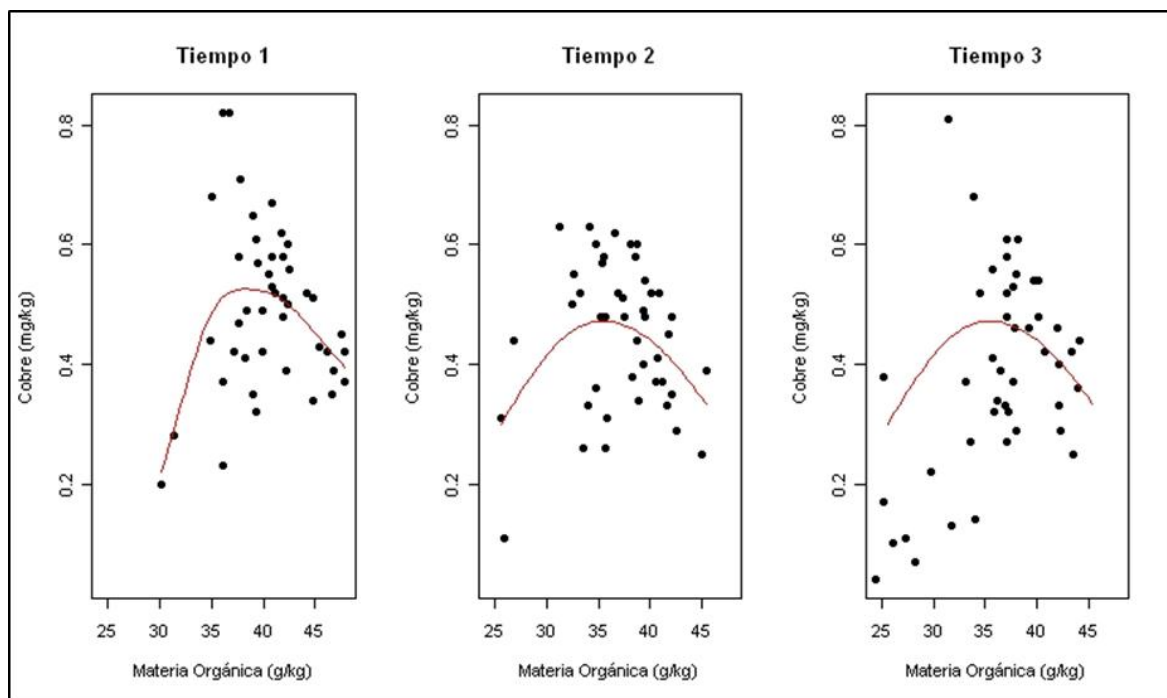


Figura G11. Regresión no paramétrica de Cobre Vs. Capacidad de Intercambio

Catiónico

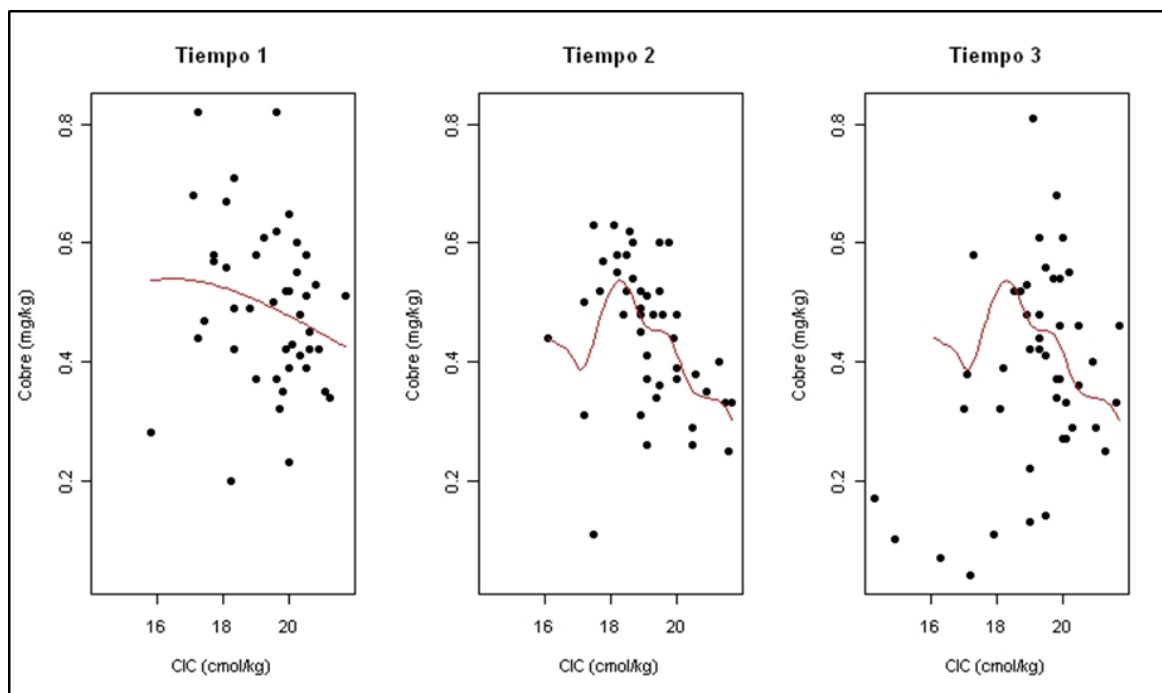


Figura G12. Regresión no paramétrica de Cobre Vs. pH

