

# Evaluación De Los Procesos Físicos Y Químicos Desarrollados En Suelo Agrícola Afectado Por El Depósito De Polvo De Acería

Ruiz M.\*; Guevara A.\*; De la Torre E.\*

\*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, Quito, Ecuador  
e-mail: magaruhi@yahoo.es; alicia.guevara@epn.edu.ec; ernesto.delatorre@epn.edu.ec

**Resumen:** El presente trabajo aborda la evaluación de los procesos físicos y químicos desarrollados en suelo agrícola afectado por el depósito de polvo de acería. Para esto se procedió con ensayos en columna en tres unidades experimentales: 1) 50 cm de suelo, 2) 15 cm de polvo de acería sobre 50 cm de suelo, y 3) 15 cm de polvo de acería; los sistemas se irrigaron con flujos constantes de agua de 0.15 mL/h equivalentes a la precipitación anual de la serranía ecuatoriana. Los lixiviados generados se recolectaron cada tres días durante cuatro meses y se caracterizaron por espectrofotometría de absorción atómica, cuantificándose en los primeros 13, 14, 16 y 19 días concentraciones de cromo de 1.6, 1.2, 0.9 y 0.8 mg/L respectivamente, mayores al límite especificado por el TULAS para las descargas líquidas a agua dulce (0.5 mg/L). Finalizados los ensayos en columna se determinó la composición química elemental del suelo agrícola afectado y del polvo de acería, hallándose que el primero se enriquece en metales como cromo, hierro, cobre y níquel sin alcanzarse valores anómalos y que mantiene prácticamente constante su contenido de zinc debido a la interacción con el desecho. Adicionalmente se encontró que la deficiente aireación del suelo agrícola a causa de la capa de polvo de acería impidió la solubilización de la fracción orgánica en el agua de percolación. De este modo se concluye que el depósito de polvo de acería sobre suelo agrícola induce a la acumulación de metales pesados y de materia orgánica en el sistema.

**Palabras clave:** lixiviado, suelo, polvo de acería, contaminación, percolación

**Abstract:** This paper addresses the evaluation of chemical and physical processes in agricultural soil affected by steel dust. For the development of the methodology presented in this manuscript, glass columns (6 cm diameter), where were placed: 1) 50 cm of soil, 2) 15 cm of steel dust on 50 cm of soil, and 3) 15 cm of steel dust, were installed. The columns were irrigated with constant fluxes of water equivalent to the average precipitations of the Ecuadorian Highland region (0.15 mL/h). Leachates were collected every three days during four months and characterized by atomic absorption spectrophotometry. Thus, it was found that the effluents exceeded the maximum permitted chromium concentration in Ecuador for discharge into freshwater bodies (0.5 mg/L). Affected agricultural soil and steel dust were characterized finding that the concentrations of heavy metals in soil, such as chromium, iron, copper and nickel, increases without reaching anomalous values and that soil zinc content remains practically constant due to interaction with the scrap. Additionally, it was found that poor ventilation of affected agricultural soil prevented the solubilization of the organic fraction in water percolation. Hence, it was concluded that the presence of steel dust on agricultural soil induces the accumulation of heavy metals and organic matter in the system.

**Keywords:** leachate, soil, steel dust, pollution, stabilization, percolation

## 1 INTRODUCCIÓN

La demanda nacional y mundial de acero aumenta a un ritmo importante, especialmente por causa del crecimiento de las economías emergentes [1]. La Asociación Mundial del Acero [2] reportó para el 2012 una producción mundial de 1 518 millones de toneladas, pese a la crisis económica de la Unión Europea que afectó gravemente al sector de la construcción.

La tasa de generación de polvos residuales de acería se estima entre 12 y 14 kg de polvo por tonelada de acero manufacturada [3], lo que se traduce en una producción de más de 17 millones de toneladas de este desecho de acuerdo con la Asociación Mundial del Acero [2] para el 2012. En Ecuador, Acería del Ecuador C.A. [4] reporta 1 000 toneladas anuales de este residuo, mientras que en la empre-

sa Novacero S.A. se obtienen 3 200 toneladas de polvo de acería al año [5].

El polvo de acería es un residuo tóxico con un alto contenido de metales pesados y con tendencia a generar lixiviados de elevada alcalinidad. Varios autores lo definen como un residuo peligroso y alertan sobre la posibilidad de percolación de sus elementos desde las capas superiores del suelo para contaminar el agua subterránea. Consecuentemente, la disposición en el suelo de este desecho peligroso amenaza con la contaminación de éste y del agua al percolar metales pesados cuya facilidad de lixiviación es relativamente elevada. [6]

En Lasso, una región agrícola ecuatoriana, el polvo de acería que se genera en determinadas plantas de reciclaje de chatarra se dispone como relleno en quebradas, lo cual constituye una práctica inadecuada debido a la probable

lixiviación de los metales pesados por el agua de lluvia o a causa de los ácidos generados por los microorganismos presentes en el suelo, ocasionando la percolación de los mismos hasta alcanzar el manto freático de la zona. [3]Adicionalmente, el desecho está expuesto al aire libre, de modo que fácilmente puede ser transportado por el viento hasta la superficie de los suelos agrícolas del área.

La normativa ambiental vigente en Ecuador controla con severidad las prácticas de la industria siderúrgica y establece sanciones muy fuertes a las empresas que provoquen daños al entorno. La Constitución política de Ecuador indica, en el artículo 396, que “cada uno de los actores de los procesos de producción, distribución, comercialización y uso de bienes o servicios asumirá la responsabilidad directa de prevenir cualquier impacto ambiental, de mitigar y reparar los daños que ha causado, y de mantener un sistema de control ambiental permanente.” [7]

Por las razones expuestas, el presente artículo es de gran interés para la comprensión de las consecuencias de la disposición de polvo de acería sobre suelo y la concientización respecto a esta inadecuada práctica ambiental. Asimismo, la información presentada en este manuscrito será de utilidad para la selección de métodos de tratamiento.

## 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Con la metodología que se describe a continuación se pretende cuantificar la influencia del polvo de acería sobre las propiedades físicas y químicas del suelo agrícola y de la solución de suelo. Con este objetivo: 1) se recolectaron y caracterizaron muestras de suelo agrícola y polvo de acería; 2) se realizaron ensayos en columna para la producción, recolección y caracterización de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo; y finalmente 3) se comparó el material no percolado con el resultante del proceso en columna.

### 2.1 *Recolección y caracterización de las muestras de suelo agrícola y polvo de acería*

Se recolectó una muestra representativa de 5 kg de polvo de acería y, en la zona agrícola aledaña de Cuchitingue (parroquia de Aláquez en Latacunga, Cotopaxi), 50 kg de suelo no afectado, empleándose en ambos casos el método de muestreo aleatorio simple. Las muestras obtenidas se caracterizaron física, química y mineralógicamente, determinándose las siguientes propiedades: densidad real y aparente, porosidad, humedad, pH, conductividad y granulometría, además del contenido total de: Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb y Zn por absorción atómica (equipo Perkin Elmer AAnalyst 300), y la concentración de materia orgánica en el suelo agrícola por el método estandarizado de Walkley - Black. El análisis mineralógico se efectuó por difracción de rayos X en el equipo Bruker D8 Advance en muestras de suelo y polvo de acería. También se desarrolló una prueba toxicológica TCLP sobre el polvo de acería, siguiéndose la metodología EPA 1311.

### 2.2 *Ensayos en columna para la producción, recolección y caracterización de los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo*

Para evaluar el riesgo de contaminación del suelo y del medio hídrico debido a la percolación de los elementos que componen el polvo de acería, se realizaron ensayos en columna. Para ello se dispusieron cinco columnas de vidrio de 6 cm de diámetro y 75 cm de altura a modo de lisímetros de drenaje. En la base de los lisímetros se colocó 5 cm de material filtrante (granito, malla 4 - 6) que permitió el paso del líquido percolado hacia el espacio colector. El espacio colector se conformó de un embudo que conectó la parte más baja de la columna con un vaso de precipitación de 250 mL, mientras que en la cámara de drenaje se colocaron las siguientes capas de forma sucesiva:

- **Columna 1:** 50 cm de suelo
- **Columnas 2, 3, 4:** 50 cm de suelo y 15 cm de polvo
- **Columna 5:** 15 cm de polvo de acería

Las columnas se sometieron a flujos constantes de agua potable de 0.15 mL/h, a fin de simular la precipitación media anual de Latacunga de 455 mm [8]. A fin de evitar el efecto pared y garantizar una distribución uniforme del líquido en toda la sección transversal, se colocó tela de lana de vidrio en el punto de irrigación del agua.

Como resultado de la percolación del líquido a través de las capas de polvo y suelo en las columnas se obtuvieron lixiviados sobre los cuales se determinaron el caudal, el pH y el contenido de carbono orgánico total (equipo Shimadzu TOC 5000 A). Además se cuantificaron los elementos contemplados en el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria (TULAS) para el control de descargas líquidas a cuerpos de agua dulce: Ag, Al, As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Hg, Ni, Pb, Si, V, Zn.

Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente con el método ADEVA en el programa StatGraphics.

### 2.3 *Evaluación de los cambios físicos y químicos que se producen en el suelo afectado con polvo de acería*

Finalizado el período definido para los ensayos en columna (cuatro meses), se caracterizaron el suelo agrícola afectado y el polvo de acería, determinándose en cada unidad experimental las propiedades siguientes: pH, conductividad y composición química.

El polvo de acería resultante de los ensayos en columna se analizó en el microscopio petrográfico Leica y en el microscopio electrónico de barrido Tescan Vega de Bruker. Para efectos de comparación, se desarrolló el mismo análisis sobre el polvo de acería original. Para esto, porciones de cada muestra (<0,1 mg) se colocaron en portamuestras previamente esterilizados con alcohol antiséptico 70% V/V. Así, se obtuvo información que permitió identificar las diferencias entre el material no percolado con el resultante del proceso en columna, además de la influencia del polvo de acería sobre las propiedades del suelo agrícola.

### 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 Caracterización del suelo agrícola y el polvo de acería

Las propiedades físicas y químicas del suelo agrícola cultivable y del polvo de acería originales se exponen en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Propiedades físicas y químicas del suelo agrícola y del polvo de acería originales

Propiedad	Unidad	Suelo	Polvo
Densidad aparente	g/mL	0.8	0.9
Densidad real	g/mL	1.8	2.5
Porosidad	%	52.9	62.8
Humedad	%	8.1	3.6
pH	-	6.9	12.7
Conductividad	µS/cm	235	344
Contenido de materia orgánica	%	10.9	-
Tamaño de partícula d80	µm	524.4	145.5
Tamaño de partícula d50	µm	112.3	94.0

Con base en la información presentada en la Tabla 1, se comprueba que el polvo de acería es un residuo sólido peligroso, pues al menos el 50% de las partículas que lo componen tienen un diámetro inferior a 100 µm, siendo particularmente perjudiciales para la salud humana porque pueden causar daños al sistema respiratorio, no sólo por su capacidad de adherirse al tejido pulmonar, sino también por su alto contenido de metales pesados, el cual se analizará más adelante. Adicionalmente, el tamaño de grano promedio del polvo de acería demuestra la facilidad con la que las partículas que conforman este residuo son arrastradas por el viento, permanecen en el aire y viajan lejos. Por lo tanto, es muy probable que el polvo de acería cubra un área extensa alrededor del foco de emisión.

El suelo agrícola se clasifica como neutro de acuerdo a su pH y como normal por su conductividad, mientras que el polvo de acería es excesivamente alcalino y ligeramente salino. Por lo tanto, de acuerdo con los principios de transferencia de masa, con el tiempo es muy probable una transferencia desde el residuo hacia el suelo hasta alcanzar el equilibrio en el sistema. Esto implica una progresiva alcalinización del suelo y su consecuente disminución de la capacidad de infiltración, además de la formación de carbonato de calcio, el cual hace que el suelo se hinche. [9]

La densidad real del suelo agrícola (1.8g/mL) expone la presencia de una concentración importante de materia orgánica, cuya densidad es 1.3 g/mL [9]. Esto se comprueba experimentalmente con el dato reportado e igual a 10.9 %. En cuanto a la densidad aparente de la muestra, cuyo valor es menor a 1 g/mL, permite afirmar que el suelo es de textura fina. La porosidad del suelo agrícola analizado está entre 30 % y 60 %, lo que ratifica que el suelo es de textura fina al acercarse al límite máximo de este rango (60 %). [9] Al respecto, Dorronsoro [10] indica que suelos de textura fina son propensos a la erosión, y presentan una baja capacidad de retención de agua y de suministro de nutrientes, y una alta capacidad de adsorción de moléculas polares e iónicas. [9, 10, 11]

A continuación se muestran, en la Tabla 2, el pH y la conductividad del suelo agrícola afectado y del polvo de acería, finalizados los ensayos en columna.

**Tabla 2.** pH y conductividad del suelo agrícola y del polvo de acería finalizados los ensayos en columna

Sistema	pH		Conductividad (µS/cm)	
	Suelo	Polvo	Suelo	Polvo
Suelo agrícola solo	6.4	-	241.7	-
Suelo con polvo de acería	7.0	11.3	232.4	339.8
Polvo de acería solo	-	11.5	-	333.7

Comparando los resultados presentados en la Tabla 1 con los expuestos en la Tabla 2, no se advierte un cambio significativo en el pH y la conductividad del suelo y del polvo de acería obtenidos después de los ensayos en columna. De manera general se puede observar que el pH del suelo agrícola afectado aumentó mientras que el correspondiente al polvo de acería disminuyó, lo cual indica la ganancia de sales en el primero y la pérdida de las mismas en el segundo. Sin embargo, en los sistemas en los que únicamente se tuvo suelo agrícola y polvo de acería, el pH efectivamente disminuyó debido a la pérdida de sales en estos agregados. Debe notarse que, tanto para el pH como para la conductividad, las diferencias entre el suelo y el polvo iniciales con los resultantes de los procesos en columna son pequeñas, lo que indica una baja disolución de las sales que les proporcionan el carácter básico. Sin embargo, el pH es una función logarítmica de la concentración de hidronios en el sistema, de modo que cambios pequeños de pH implican variaciones mayores respecto a su contenido.

En la Tabla 3 se presenta la composición del suelo agrícola determinada por espectrofotometría de absorción atómica al inicio y final de los ensayos en columna.

**Tabla 3.** Composición elemental inicial y final del suelo agrícola

Elemento	Unidad	Concentración		
		Muestra inicial	Muestra final	
			Suelo solo	Suelo afectado con polvo de acería
Al	%	6,2	6,1	6,1
Ca	%	14,2	13,4	13,5
Cr	mg/kg	89,6	60,7	106,9
Cu	mg/kg	78,0	34,4	41,6
Fe	%	2,7	2,6	2,7
K	%	11,0	10,7	10,9
Mg	%	2,6	2,5	2,5
Na	%	43,7	41,9	40,2
Pb	mg/kg	315,5	239,4	235,1
Zn	mg/kg	313,9	255,6	284,9

De los elementos acumulados en el complejo del suelo agrícola no afectado, el sodio es el que se manifiesta en mayor proporción, seguido del calcio, potasio y aluminio. Esta relación se mantiene para las muestras de suelo resultantes de los procesos en columna. En cambio, el cromo, cobre, plomo y zinc se presentan en concentraciones traza, aunque se repara en la incorporación de cromo al suelo agrícola afectado por el polvo de acería.

La concentración de todos los elementos considerados es menor en el suelo solo sometido a los ensayos en columna respecto a la muestra de suelo inicial, lo cual demuestra el desarrollo de una elusión de estas especies en el agua. Respecto a las otras unidades experimentales, la concentración de los elementos aluminio, hierro, magnesio, calcio y potasio presentan prácticamente el mismo valor

para el suelo inicial y el resultante de los procesos en columna.

La concentración de aluminio disminuye debido a la alimentación de agua al sistema. En este caso es probable que las cargas negativas se hayan equilibrado con los iones aluminio, lo cual explicaría la acidificación del suelo.

La concentración de hierro en las muestras de suelo sometidas a los ensayos en columna es ligeramente menor respecto a la muestra sin afectar. La mayor variación se registró entre la muestra de suelo inicial y la correspondiente a la unidad experimental conformada únicamente por suelo agrícola. Esto se debe a que el polvo de acería es un sólido rico en especies de hierro, el cual se trasladó desde el residuo de las acerías hacia el suelo afectado por el mismo.

La concentración de potasio en las muestras de suelo sometidas a los ensayos en columna es menor respecto a la muestra sin afectar. Como lo expone Cepeda [11], los hidrógenos del agua tienden a intercambiarse con los cationes potasio, y el potasio que resulta de este proceso es bastante soluble, de modo que puede desalojarse en el líquido de drenaje o absorberse en la porción coloidal del suelo. En este caso, la composición química de los lixiviados a presentarse más adelante confirma que el potasio hidrolizado se disolvió en el fluido de drenaje.

Igualmente, respecto al magnesio y calcio, muy probablemente la hidrólisis actuó sobre el suelo agrícola y estos elementos se disolvieron en el agua de irrigación, disminuyendo su concentración en el sólido.

En la Tabla 4 se presenta la composición elemental del polvo de acería antes y después del desarrollo de los ensayos en columna. Los datos presentados comprueban que el polvo de acería es un residuo peligroso a causa de la presencia de elementos pesados tales como zinc, plomo y cadmio. La especie más concentrada es el zinc, un metal con baja solubilidad en el acero y la escoria fundida. Sin embargo, el polvo de acería es un desecho rico en zinc aún después de la percolación del agua potable.

Tabla 4. Composición elemental inicial y final del polvo de acería

Elemento	Unidad	Concentración		
		Muestra inicial	Muestra final	
			Suelo afectado con polvo de acería	Polvo de acería solo
Cd	%	0,8	0,4	0,3
Fe	%	9,8	8,7	9,5
Pb	mg/kg	124,1	106,3	112,4
Zn	%	16,4	15,6	16,2

En cuanto a las diferencias entre el polvo de acería inicial con el resultante de los procesos en columna, se aprecia que la concentración de todos los elementos presentados en la Tabla 4 disminuyó a causa de la percolación, lo cual está de acuerdo con la disminución del pH de este residuo.

En la Tabla 5 se presenta la composición mineralógica de la muestra de suelo original. Se puede advertir que la estructura química de la fase sólida del suelo agrícola, determinada por su mineralogía, es rica en silicatos. De éstos, una fracción importante (7 %) le corresponde a la arcilla caolinita, un silicato que en este caso conforma la fracción activa del suelo. Como Cepeda [11] lo menciona, la capacidad de fijación de la caolinita respecto a los cationes calcio, magnesio, potasio y sodio es baja, favoreciendo la

rápida lixiviación de estos elementos, lo cual corrobora a la información que se presenta más adelante.

Tabla 5. Composición mineralógica del suelo agrícola inicial

Mineral	Contenido (%)
Grupo plagioclasas	82,0
Caolinita	7,0
Cummingtonita	7,0
Magnetita	2,0
Cuarzo	2,0

En la Tabla 6 se detalla la composición mineralógica del polvo de acería antes de los ensayos en columna. Se observa que el óxido de zinc en forma de zincita es el mineral más abundante en el polvo de acería ensayado. Por lo tanto, el ser este mineral relativamente insoluble en agua, no se espera una alta concentración de zinc en los lixiviados resultantes de los ensayos en columna.

Tabla 6. Composición mineralógica del polvo de acería inicial

Mineral	Contenido inicial (%)
Zincita	40,0
Maghemita	33,0
Periclasas	8,0
Hematita	6,0
Magnetita	5,0
Cuarzo	4,0
Plagioclasas	4,0

Los resultados obtenidos para la caracterización toxicológica del polvo de acería inicial se tabulan en la Tabla 7. En ésta se muestra que la concentración de cadmio y plomo supera el máximo permisible en 11 y 39 veces respectivamente, de modo que el polvo de acería se clasifica como un residuo tóxico y peligroso.

Tabla 7. Caracterización toxicológica del polvo de acería conforme al método EPA 1311

Elemento	Concentración del extracto lixiviado (mg/L)	Límite máximo permisible (mg/L)*
As	0,7	5,0
Ba	0,2	100,0
Cd	11,0	1,0
Cr	0,1	5,0
Fe	0,1	30,0
Hg	<0,0001	0,2
Ni	0,4	2,0
Ag	0,0	5,0
Pb	195,0	5,0
Se	0,1	1,0

\*Fuente: Environmental Protection Agency, 2003 [12]

### 3.2 Caracterización química de los lixiviados generados por una capa de polvo de acería percolados a través de suelo agrícola

En la Figura 1 se representa el pH de los lixiviados en función del tiempo. Como se puede notar, éste parámetro no supera el valor de 10, lo cual justificaría una baja disolución de elementos solubles a pHs mayores en los agregados sólidos; tal es el caso del plomo, el cual es muy soluble en rangos de pH de 12 a 13. Sin embargo, se observa una tendencia a la baja de esta propiedad con el tiempo, lo que implicaría una acidificación de los líquidos y por lo tanto una mayor tasa de disolución de los elementos cuya

solubilidad aumenta con la disminución del pH. Asimismo, en los primeros 37 días el pH de los lixiviados generados en el sistema con suelo agrícola y polvo de acería solos tendió a ser más bajo que el del sistema constituido por suelo agrícola afectado con polvo de acería, mientras que a partir de este tiempo esta propiedad empezó a tener aproximadamente el mismo valor en todas las unidades experimentales. Esto demuestra un efecto sinérgico para esta propiedad como resultado de la interacción entre el suelo y el residuo hasta que se llegue a un equilibrio.

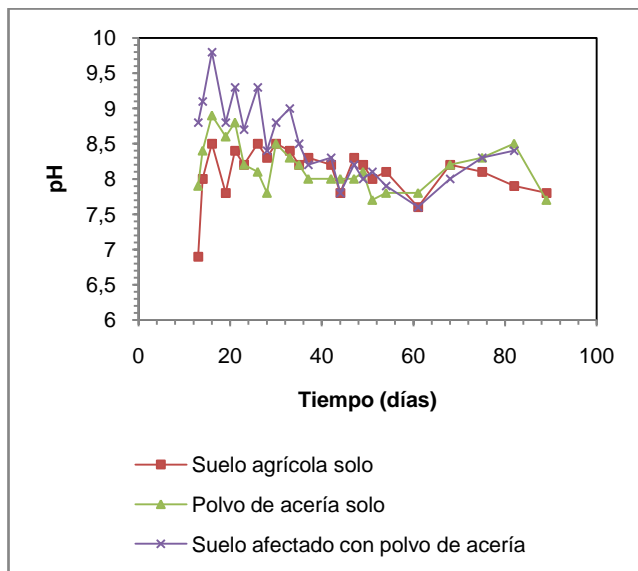


Figura 1. pH de los lixiviados en función del tiempo

En la Figura 2 se representa el contenido de carbón orgánico de los lixiviados en el tiempo. En la gráfica se observa que el contenido de carbón orgánico de los lixiviados obtenidos en el lisímetro con suelo agrícola y polvo de acería se mantiene prácticamente constante, y es mucho menor al registrado en los lixiviados de la columna con únicamente suelo agrícola. Esto sugiere que la deficiente aireación del suelo agrícola impidió la solubilización de la fracción orgánica en el agua de percolación. Por tanto, el polvo de acería no sólo induce a la acumulación de metales pesados en el suelo, sino también de materia orgánica.

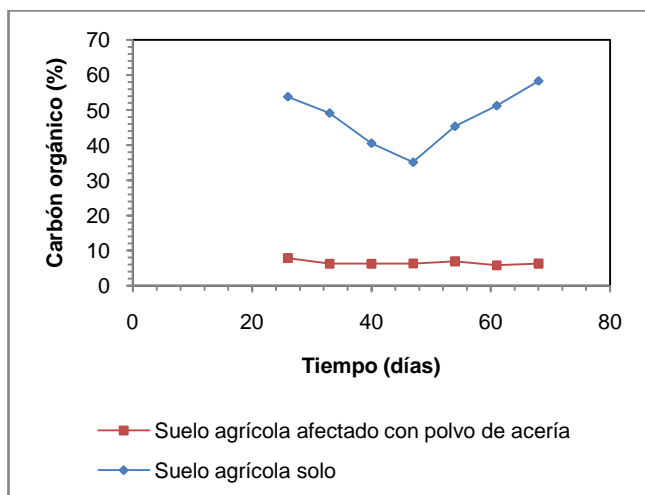
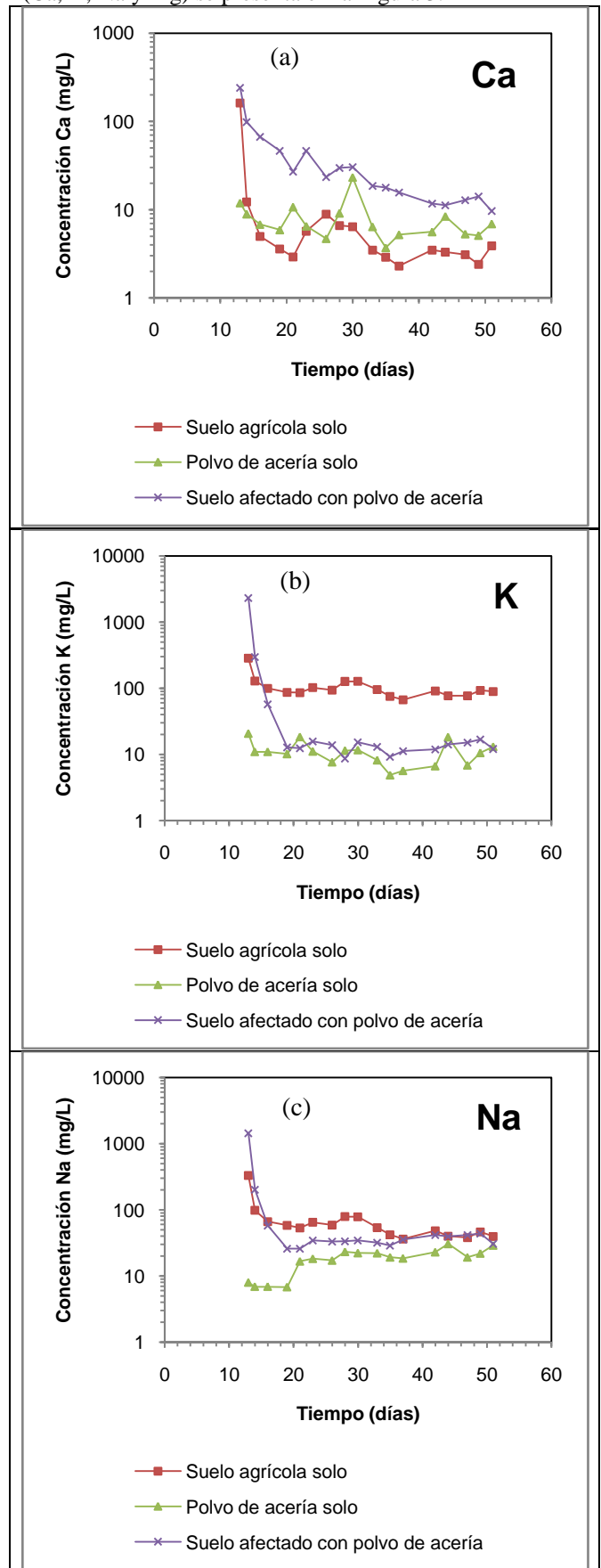
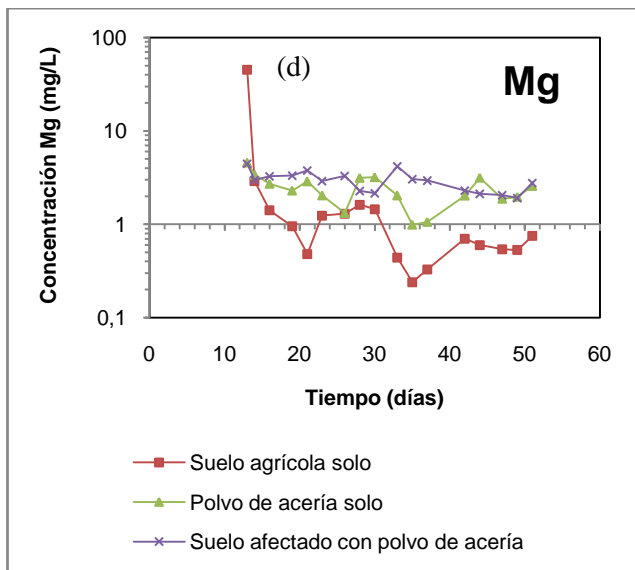


Figura 2. Carbón orgánico total de los lixiviados en función del tiempo

El perfil de concentración de los micronutrientes del suelo (Ca, K, Na y Mg) se presenta en la Figura 3.



**Figura 3.** Concentración de los macronutrientes a) Ca, b) K, c) Na y d) Mg en los lixiviados en función del tiempo



**Figura 3.** Concentración de los macronutrientes a) Ca, b) K, c) Na y d) Mg en los lixiviados en función del tiempo (**Continuación**)

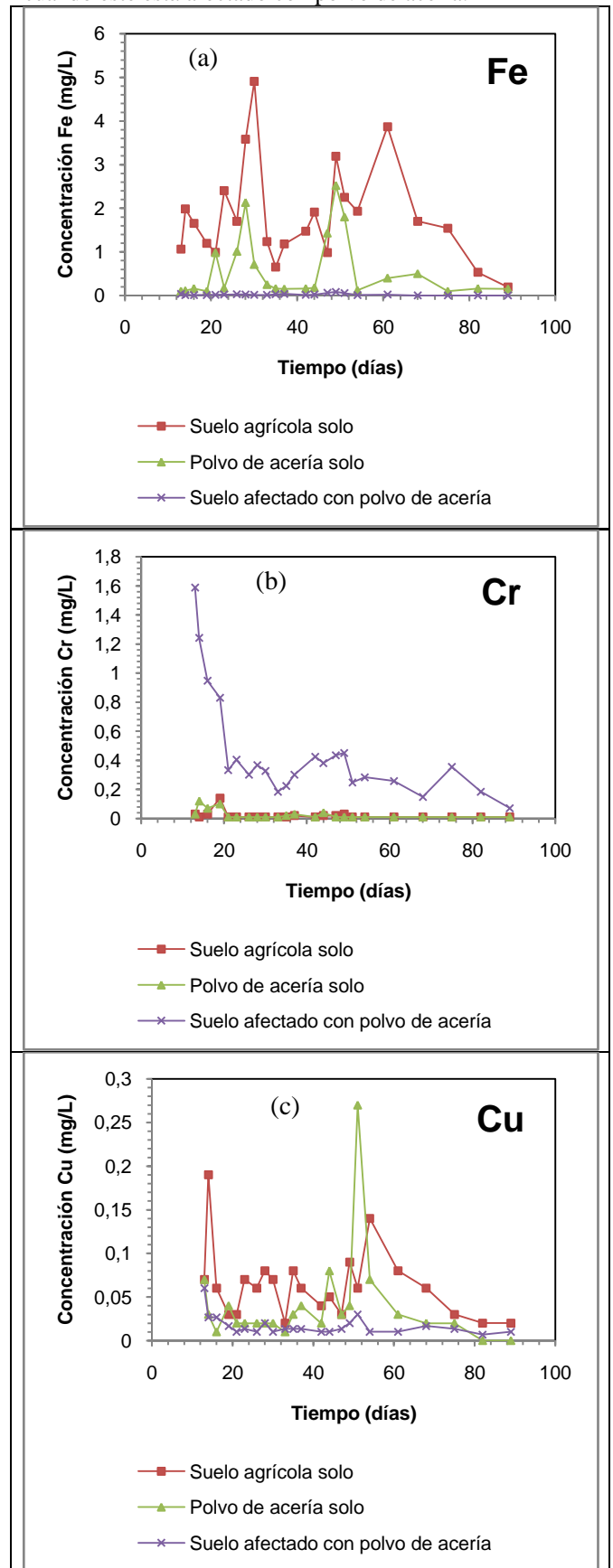
Con base en las figuras anteriores, se determina una variación considerable de la concentración de calcio y potasio en el sistema correspondiente al suelo agrícola afectado con polvo de acería, a diferencia de las demás unidades experimentales, donde se mantiene su valor. Kass [13] subraya que las pérdidas de calcio y potasio son normales, el primero en menor grado que el segundo, debido a la lixiviación por el agua de percolación, a la absorción en el complejo coloidal y/o a la precipitación de compuestos de estos elementos.

La concentración de sodio presenta una variación considerable en la unidad experimental conformada por suelo agrícola con polvo de acería durante los primeros 16 días. Posteriormente, ésta tiende a variar en un rango de concentraciones más estrecho, lo que implica que las pérdidas de este macronutriente debido a la elusión se atenúan con el tiempo en el suelo afectado con el desecho de acería.

La concentración de magnesio, a diferencia de los tres elementos analizados previamente, varía importantemente en la unidad experimental conformada por sólo suelo agrícola, mientras que su valor fluctúa entre 0 y 10 mg/L para los sistemas restantes. Esto se traduce en altas pérdidas de este micronutriente por parte del suelo debido a la disposición inadecuada de polvo de acería.

A continuación se representa gráficamente, en la Figura 4, la concentración de los metales pesados en el tiempo. En esta gráfica se distingue que la concentración de hierro es variable en las unidades experimentales conformadas sólo por suelo agrícola y por únicamente por polvo de acería, mientras que en el sistema correspondiente a suelo contaminado con polvo de acería la concentración de hierro tiende a mantenerse constante con el tiempo. Como lo destaca Cepeda [11], los cationes hierro favorecen la acidez del suelo, pues tienden a interactuar con los iones hidroxilo para formar compuestos insolubles, lo que implica un aumento de la concentración de este metal en el agua de percolación. Al respecto, efectivamente, los valores reporta-

dos para el pH demuestran una alcalinización del suelo cuando éste está afectado con polvo de acería.



**Figura 4.** Concentración de los metales pesados a) Fe, b) Cr, c) Cu, d) Zn, e) As y f) Ni en los lixiviados en función del tiempo

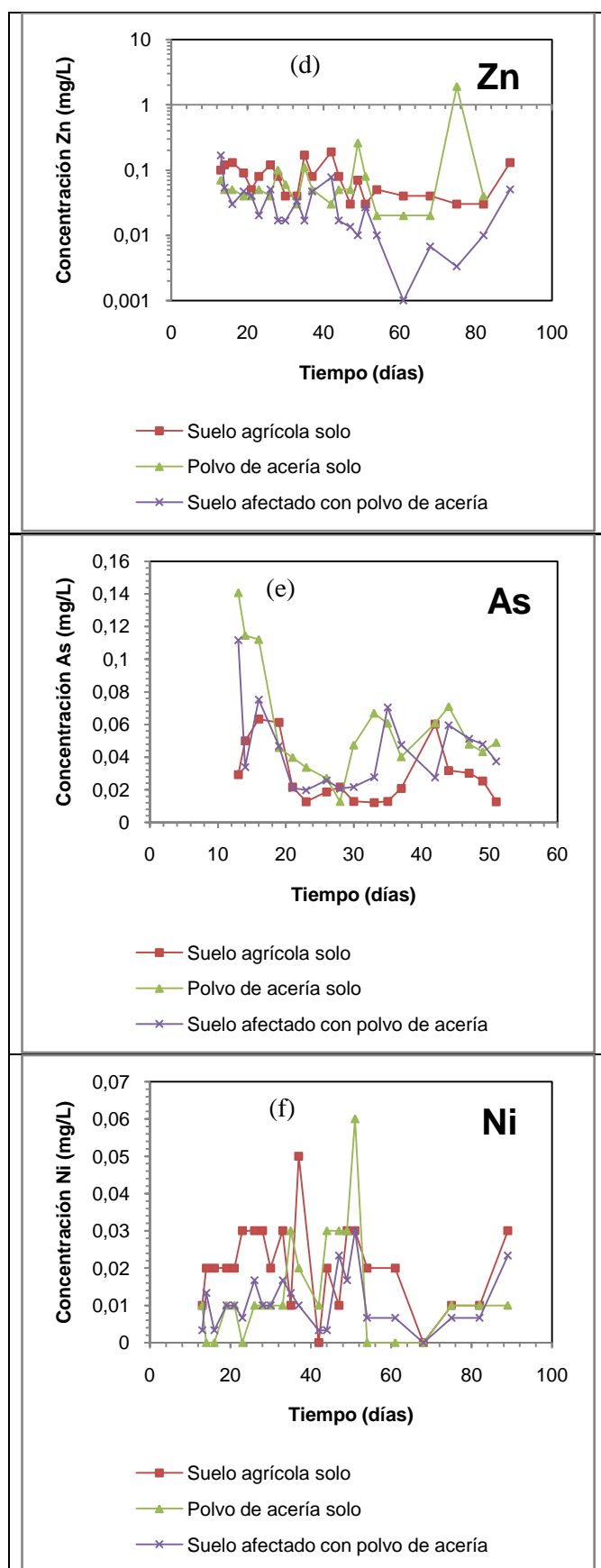


Figura 4. Concentración de los metales pesados a) Fe, b) Cr, c) Cu, d) Zn, e) As y f) Ni en los lixiviados en función del tiempo (Continuación)

Como se observa en la Figura 4, la concentración de cromo en las soluciones recogidas en el sistema compuesto por suelo agrícola y polvo de acería supera el valor de 0.1 mg/L, que corresponde, según Albert [14], al límite máximo establecido por la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional de Estados Unidos para el agua de consumo humano. Por lo tanto, es evidente la contaminación del líquido lixiviado a causa del polvo de acería, y el riesgo de afectación de las aguas subterráneas.

En lo que se refiere al zinc, se advierte que su concentración tiende a ser menor a 0.4 mg/L, excepto para un punto perteneciente a la unidad experimental de sólo polvo de acería. Empero, los resultados demuestran que los elementos considerados no se disuelven a una tasa constante, de modo que un pico de concentración es posible. Además, ni siquiera dicho máximo supera el límite establecido por la normativa TULAS para la descarga a cuerpos de agua, por lo cual el zinc no representa un problema en los efluentes líquidos obtenidos en la presente investigación.

Respecto a la legislación ecuatoriana, al comparar los valores representados en las figuras anteriores con la normativa TULAS (Libro VI, Anexo 1: "Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes Recurso Agua"), se determina que el lixiviado cumple con lo requerido para poder ser descargado a cuerpos de agua dulce en el sistema conformado exclusivamente por suelo agrícola. En cambio, en la unidad en la que se dispuso únicamente polvo de acería, la concentración de arsénico en los lixiviados supera los límites permisibles en los primeros 16 días de experimentación, siendo aceptable luego de este tiempo.

Respecto a las lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola, el cromo supera el límite máximo establecido de 0.5 mg/L, y en una proporción hasta tres veces mayor, durante los primeros 19 días de ensayo, de modo que los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo no podrían ser descargados a cuerpos de agua dulce. Se observa lo mismo para el arsénico, sólo que éste supera el valor máximo de 0.1 mg/L en un único punto al inicio del ensayo. Respecto al resto de metales, la concentración máxima establecida no se excede durante el período de cuatro meses de ensayos. [15]

En este punto se anota que los lixiviados generados por polvo de acería irrespetan la normativa TULAS en menor medida respecto a los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola. Esto posiblemente se deba a que la movilidad de los cationes en un agregado sólido disminuye a medida que aumenta el pH, y el polvo de acería se clasifica como altamente alcalino. Sin embargo, aun cuando el único elemento conflictivo es el arsénico, los lixiviados generados por el polvo de acería con cumplen con los requisitos para ser descargados a cuerpos de agua dulce según la normativa TULAS.

Así se comprueba que la percolación de agua da lugar a lixiviaciones abundantes de metales alcalinos y alcalinotérreos, como sodio, potasio, calcio y magnesio. Este fenómeno puede ser atribuido a reacciones de hidrólisis entre los minerales del suelo y el agua alimentada al sistema. Entonces, dado que los elementos separados no pueden ser usados por las plantas, se desalojan en el agua de drenaje.

Adicionalmente, como lo demostró la caracterización mineralógica del suelo agrícola analizado, la parte activa inorgánica de este sistema está conformada básicamente por la arcilla caolinita, cuya capacidad de fijación de calcio, magnesio, potasio y sodio es baja según la literatura [11]. Esto también explica la relativamente alta razón de lixiviación de estos elementos.

Finalmente, los resultados obtenidos para la tasa de disolución de los metales silicio, aluminio, sodio, potasio, calcio, magnesio, hierro, cromo, cobre, zinc, arsénico, mercurio, níquel, plata y plomo en las distintas unidades experimentales se exponen a continuación, en la Tabla 8.

**Tabla 8.** Tasa de disolución promedio de Si, Al, Na, K, Ca, Mg, Fe, Cr, Cu, Zn, As, Hg, Ni, Ag y Pb en los lixiviados

Tasa de disolución (µg/día)	Unidad experimental		
	Suelo agrícola solo	Suelo afectado con polvo de acería	Polvo de acería solo
Si	22,207	5,478	19,510
Al	2,437	0,477	0,583
Na	166,667	244,910	18,994
K	257,482	324,100	9,789
Ca	20,580	73,834	3,357
Mg	7,232	4,682	2,988
Fe	3,371	-1,039	0,129
Cr	0,035	0,923	0,033
Cu	0,109	-0,007	0,036
Zn	0,177	0,050	0,226
As	0,070	0,088	0,102
Hg	-0,002	-0,002	-0,002
Ni	0,028	0,006	0,010
Ag	0,015	0,010	0,000
Pb	0,244	0,203	0,168

En la Tabla 8 se demuestra que la tasa de disolución de los metales silicio, aluminio, zinc, níquel, plata y plomo es menor en los sistemas de suelo agrícola afectado con polvo de acería respecto a los sistemas con únicamente suelo agrícola y polvo de acería. En todos los casos, la tasa de disolución de los elementos químicos es menor en la unidad experimental con sólo polvo de acería respecto a la columna con solamente suelo agrícola, excepto para el caso del zinc, cuya tasa de disolución es mayor en la columna con polvo de acería. Esto se debe básicamente a la importante concentración de zinc en la muestra de polvo de acería, el cual no tiene la posibilidad de fijarse en el suelo agrícola así como la tiene el elemento en las unidades experimentales de suelo afectado con polvo.

La tasa de disolución más alta le corresponde al potasio, seguido del sodio. Thompson y Troeh [16] indican que el potasio es un elemento difícil de lavar cuando éste se ha liberado en la solución de suelo, mientras que con el sodio no se desarrolla una fijación de ninguna clase y es retenido en los puntos de intercambio catiónico con menor intensidad que el potasio, por lo cual se lava con mayor facilidad. El análisis mineralógico del suelo agrícola ensayado reveló la presencia de caolinita, la cual, según Thompson y Troeh [16], no permite la fijación del potasio en su red, además de que esta arcilla no ofrece muchos puntos de almacenamiento para los cationes, entre éstos el potasio. Así, al estar la parte activa del suelo agrícola conformada por caolinita, el potasio no se retuvo con mucha intensidad y se eliminó en el agua de percolación.

La tasa de disolución de los metales cobre y hierro es negativa en las unidades experimentales de suelo agrícola afectado con polvo de acería, y positiva en las conformadas con sólo suelo y polvo. Esto implica que el agua potable alimentada al suelo afectado deposita hierro y cobre en el sistema en lugar de enriquecerse con estos elementos. Esto posiblemente se deba a la mala aireación del suelo a consecuencia de la capa de polvo de acería, la cual aumenta la solubilidad de muchos minerales [17]. Cepeda [11] resalta también la escasa solubilidad del hierro en medios muy alcalinos, de modo que el alto pH del polvo de acería pudo influir en el agua de percolación, y por tanto en la disolución de este metal en el lixiviado.

La tasa de disolución del mercurio es negativa en todos los casos, lo que implica que el agua potable entrega a todos los sistemas especies de este metal. Sin embargo, la razón con la que crece la concentración del metal mercurio en los agregados sólidos es bastante pequeña, la menor de todas las registradas, por lo que la preocupación del alcance de las concentraciones anómalas no tiene cabida.

### 3.3 Evaluación de los cambios morfológicos que se producen en el polvo de acería por la percolación

Tal como se indica en la metodología, se procedió con el análisis de las muestras de polvo de acería antes y después de los ensayos en columna por microscopía óptica. Sin embargo, debido al tamaño de grano de las muestras, no se observaron diferencias significativas, no así en el caso de la microscopía electrónica. A continuación se presenta, en la Tabla 9, la caracterización morfológica del polvo de acería antes y después del desarrollo de los ensayos en columna por microscopía electrónica de barrido.

**Tabla 9.** Micrografías del polvo acería inicial y final por microscopía electrónica de barrido con microanalizador de rayos X

Número de aumentos	Polvo de acería inicial	Polvo de acería final	
		Suelo afectado con polvo de acería	Polvo de acería solo
500 X			
2 000 X			

Como se puede notar, el polvo de acería resultante de los procesos en columna presenta una mayor capacidad de aglomeración y compactación respecto a la muestra inicial, la cual se conforma de partículas realmente finas independientes unas de otras. Asimismo, si se comparan las imágenes correspondientes a los polvos de acería finales, se advierte que aquel que estuvo en contacto con el suelo agrícola muestra una capacidad superior de aglomeración y compactación respecto al desecho solo, pese a que las muestras fueron preparadas de la misma manera.



En la Figura 5 se expone la micrografía del polvo de acería inicial por microscopía electrónica de barrido a 5 000 aumentos. En ésta se evidencia, además de la baja capacidad de aglomeración de los corpúsculos en el desecho, que la mayoría de partículas tiene un tamaño inferior a 1  $\mu\text{m}$  en la porción de sólido analizada. Esto explica la limitada identificación de características propias de las muestras analizadas en el microscopio petrográfico, cuya capacidad es apenas 500 aumentos.

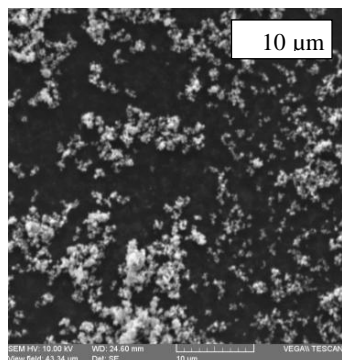


Figura 5. Micrografía del polvo acería inicial por microscopía electrónica de barrido con microanalizador de rayos X (5 000 X, 10  $\mu\text{m}$ )

#### 4 CONCLUSIONES

La composición química del suelo de la zona Cuchitingue, clasificado como agrícola por su contenido de materia orgánica (11 %), neutro respecto al pH y normal debido a la conductividad, se ve afectada por la disposición inadecuada de polvo de acería tóxico, excesivamente alcalino y ligeramente salino sobre su superficie, especialmente respecto al cromo, cuya concentración aumentó debido a una transferencia desde el residuo de acería hacia el suelo.

El polvo de acería que se deposita en la zona agrícola Cuchitingue (Lasso, Cotopaxi) es un residuo peligroso y tóxico, debido a su alto contenido de los metales pesados zinc, hierro y cadmio, a su tamaño de partícula  $d_{50}$  igual a 94  $\mu\text{m}$ , y a la concentración de cadmio y plomo en el extracto lixiviado del test TCLPEPA 1311.

La percolación no cambió significativamente el pH y la conductividad del suelo agrícola afectado con polvo de acería, por lo menos durante los cuatro primeros meses de ensayo. Asimismo, no produjo cambios significativos en la composición química del suelo y del polvo de acería solos. Sin embargo, en el suelo agrícola contaminado con polvo de acería se desarrolló un enriquecimiento de cromo y cobre por parte del suelo, y una pérdida de aluminio, calcio, hierro, potasio, magnesio, sodio y zinc. En cuanto al polvo de acería, se redujo la concentración de cadmio, hierro, plomo y zinc.

El pH de los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola tendió a disminuir con el tiempo durante los cuatro meses de ensayo, mientras que el contenido de carbón orgánico total se mantuvo constante en el suelo agrícola afectado con polvo de acería y aumentó en el sistema con sólo suelo, debido a la deficiente aireación del suelo que impidió la solubilización de la fracción orgánica en el agua de percolación.

El agua que percola a través de suelo agrícola y de polvo de acería solos cumple con los requerimientos establecidos

por la normativa ecuatoriana TULAS para ser descargada a cuerpos de agua dulce, al contrario de los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola, cuyo contenido de cromo y arsénico los convierte en potencialmente peligrosos al ser superiores a 0.5 mg/L y 0.1 mg/L respectivamente.

La tasa de disolución del silicio, aluminio, zinc, níquel, plata y plomo es menor cuando agua percola a través de suelo agrícola afectado con polvo de acería que cuando percola a través de suelo agrícola o de polvo de acería solos. En cuanto al cobre y al hierro, su razón de disolución es negativa cuando la percolación se desarrolla a través de suelo agrícola afectado con polvo de acería, y positiva a través de suelo agrícola y polvo de acería solos. Esto demuestra que el agua alimentada al suelo afectado deposita hierro y cobre en el sistema, en lugar de enriquecerse con estos elementos, debido a la mala aireación del suelo a consecuencia de la capa de polvo.

Consecuentemente, la inadecuada disposición de polvo de acería sobre suelo agrícola da lugar a la acumulación de metales pesados y de materia orgánica en este importante recurso natural.

#### 5 REFERENCIAS

- [1] Gerdau S.A., «Demanda mundial de acero tocará récord el 2012,» 2011. [En línea]. Available: <http://www.gerdau.cl/demanda-mundial-de-acero-tocara-record-el-2012/>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [2] Asociación Mundial del Acero, «Crude steel production,» 2012. [En línea]. Available: <http://www.worldsteel.org/statistics/crude-steel-production.html>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [3] D. Sandoval, «Remediación por lixiviación dinámica de polvos de acería usando disoluciones de ácidos orgánicos,» Sartenejas, Colombia, 2010.
- [4] Acería del Ecuador C.A., «Tratamiento de humos,» 2011. [En línea]. Available: [http://www.adelca.com/sitio/esp/reciclaje\\_emisionde\\_gases.php](http://www.adelca.com/sitio/esp/reciclaje_emisionde_gases.php). [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [5] E. Alvarez, «Hasta el humo se reutiliza,» 2010. [En línea]. Available: <http://www.vistazo.com/ea/especiales/imprimir.php?Vistazo.com&id=4376>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [6] L. Señas, P. Maiza, S. Marfil y J. Valea, «Impacto ambiental producido por morteros cementicios con polvos de acería,» *Revista Ciencia e Ingeniería*, vol. 24, n° 3, pp. 47-53, 2003.
- [7] Asamblea Nacional de Ecuador, «Constitución de Ecuador,» 2008. [En línea]. Available: <http://www.asambleanacional.gov.ec/documentos/Constitucion-2008.pdf>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [8] Instituto Geográfico Militar, «Carta Topográfica: Latacunga,» 2006. [En línea]. Available:

- [http://www.igm.gob.ec/cms/files/cartabase/enie/ENI\\_EIII\\_E4.htm](http://www.igm.gob.ec/cms/files/cartabase/enie/ENI_EIII_E4.htm). [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [9] M. Soriano, J. Sancho, A. Verdú, J. Giner y V. Pons, *Prácticas de diagnóstico y fertilidad de suelos*, Valencia: Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia, 2004.
- [10] C. Dorrnsoro, «Evaluación de Suelos,» 2013. [En línea]. Available: <http://edafologia.ugr.es/evaluacion/tema1/4caractgene.htm>. [Último acceso: 31 octubre 2013].
- [11] J. Cepeda, *Química de suelos*, Segunda ed., México D.F: Editorial Trillas S.A., 1991.
- [12] E. P. A. EPA, «Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure,» 2003. [En línea]. Available: <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1311.pdf>. [Último acceso: 13 febrero 2013].
- [13] D. Kass, *Fertilidad de suelos*, San José: Editorial de la Universidad Estatal a Distancia, 1998, p. 272.
- [14] L. Albert, *Curso básico de toxicología ambiental*, México D.F: Noriega Editores, 1988.
- [15] Ministerio del Ambiente de Ecuador, «Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes Recurso agua,» 2003. [En línea]. Available: [http://www.efficacitas.com/efficacitas\\_es/assets/Anejo%201.pdf](http://www.efficacitas.com/efficacitas_es/assets/Anejo%201.pdf). [Último acceso: 19 febrero 2013].
- [16] L. Thompson y F. Troeh, *Los suelos y su fertilidad*, Cuarta ed., Madrid: Editorial Reverté, 1988.
- [17] F. Narro, *Física de suelos*, México D.F.: Editorial Trillas S.A., 1994.