

Evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos de quebradas en la zona minera de Miraflores, Quinchía, Colombia

Mercury content assessment in soils and stream-beds in Miraflores zone, Quinchía, Colombia

Juan Carlos Camargo García, Jennifer Paola Arias Morales y Dein Muñoz Paredes

Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia. Grupo de investigación en Gestión de Agroecosistemas Tropicales Andinos. Autor para correspondencia: jupipe@utp.edu.co

Rec.: 01.11.2013 Acep.: 15.01.2014

Resumen

En la vereda Miraflores, municipio de Quinchía, Risaralda, donde se ha realizado minería aurífera de forma artesanal durante más de tres décadas, se evaluó el contenido de mercurio (Hg) en suelos y lechos de quebradas. Para el efecto se realizó un muestreo sistemático considerando montajes de minería activa, inactiva y áreas sin intervenir. Igualmente se hicieron observaciones en las partes altas, medias y bajas en lechos de quebradas naturales y drenajes formados artificialmente por el desvío de cauces. Los promedios de los valores de Hg (7.1 mg/kg) fueron más altos en aquellos lugares aledaños a los montajes y cuando la precipitación aumentó. Aunque en Colombia existe poca información y normatividad relacionada con la contaminación de suelos, los valores de Hg encontrados superan los niveles permisibles establecidos por países europeos. La degradación de suelos se presenta asociada con la contaminación y los residuos de roca dispuestos, hasta el punto de formar zonas eriales totalmente degradadas.

Palabras clave: Contaminación de suelos, degradación de suelos, minería, kriging

Abstract

In the municipality of Quinchía (rural area of Miraflores) at Risaralda department, Colombia, an assessment of mercury (Hg) soil content was carried out. This zone has been influenced by non tech gold mining procedures for more than 30 years. In order to measure Hg soil content in soils close to assembly mining and bed streams (natural and artificial) a systematic sampling design was carried out. Average values of 7.1 mg/kg of Hg were over those defined as permissible by the European countries, being higher those close to mining mounting and especially when rainfall increased. Soil degradation, was not only associated with Hg contamination but also with rock residues disposal which has converted this area to a wasted land, completely degraded.

Keywords: Soils contamination, soils degradation, mining, kriging analysis

Introducción

Aproximadamente 100 millones de personas en más de 55 países dependen de la minería artesanal a pequeña escala, en la cual se produce entre 20 y 30% del oro mundial. En esta labor se involucran entre 10 y 15 millones de mineros, de los cuales 4.5 millones son mujeres y un millón son niños (ONUUDI, 2007).

En Colombia, la minería artesanal de oro o minería de oro a pequeña escala (ASM) es uno de los mayores factores de las emisiones antropogénicas de Hg (UPME, 2007). Las prácticas actuales de amalgamación con Hg en la ASM conllevan el vertido anual de aproximadamente 1000 t de Hg, el equivalente a un tercio del total de las emisiones globales de este elemento en el medio ambiente (ONUUDI, 2007).

Es común que en sitios cercanos a minas se encuentren áreas extensas con presencia de metales pesados, los cuales en altas concentraciones tienen efectos tóxicos y son considerados contaminantes capaces de alterar los ecosistemas y la salud humana (Guala *et al.*, 2010). Los sedimentos son un medio de transporte natural del Hg y facilitan su dispersión, especialmente en áreas cercanas a las bocaminas (Martínez *et al.*, 2013).

Los metales pesados no parecen mostrar un riesgo notorio por debajo de cierto umbral (Guala *et al.*, 2010). El cinabrio es la forma en la que se presenta el Hg en suelos contaminados, es un elemento que en la naturaleza se encuentra fundamentalmente como sulfuro (cinabrio, metacinabrio). Se trata de un elemento poco abundante en los suelos naturales no contaminados, variando su concentración entre 0.02 y 0.41 mg/kg (McBride, 1994). Aunque no se encuentran suficientes referencias en la literatura, se estima que en el periodo 2005 - 2006, en el distrito minero de Guizhou, China, se encontró una concentración de 44.000 mg/kg, considerado el lugar más contaminado por Hg del mundo, seguido por Almadén, España, con una concentración de 34.000 mg/kg (Higueras *et al.*, 2006).

A pesar de que en Colombia se utiliza Hg en la minería aurífera, es escasa la información que existe sobre los efectos que puede tener este elemento como contaminante y

sobre los niveles en los cuales se encuentra tanto en el agua como en la atmósfera y el suelo. Con el propósito de ampliar el conocimiento sobre la presencia de Hg en el suelo y su relación con la actividad minera, en este trabajo se realizó una evaluación en la zona de Miraflores, municipio de Quinchía, Risaralda, en la cordillera Occidental de Colombia, en donde hace más de tres décadas se desarrolla minería para la extracción de oro de manera artesanal.

Materiales y métodos

Área de estudio

El municipio de Quinchía está localizado en el nororiente del departamento de Risaralda, aproximadamente a 110 km. de la ciudad de Pereira. La zona de estudio se ubica al suroriente de este municipio, en la vereda Miraflores, microcuenca de la quebrada Aguas Claras, tributaria del río Tarría, que a su vez es afluente del río Cauca (Figura 1). La zona de influencia de la actividad minera corresponde a 77.18 ha en las coordenadas 820746,6108 oeste y 1077325,993 norte.

La temperatura promedio de la zona es de 18 °C con valores máximos y mínimos de 22.3 °C y 16.2 °C, respectivamente (Carder, 2008). La vereda Miraflores limita al norte con las veredas El Cedral, Los Medios y Aguas Claras; al sur con las veredas de Guerrero y Matecaña; al occidente con la vereda La Cumbre y al oriente con la vereda Veracruz. (Castillo, 2009). Los suelos en el área de estudio, excepto en los sitios de control, debido a su estado de degradación han sido definidos como zonas eriales circundadas por suelos provenientes de ceniza volcánica, con pendientes mayores que 75%, régimen de humedad údico y temperatura isotérmica, con limitaciones en la profundidad por fragmentos de roca y clasificados como Haplic Udarents Esquelética Franca Vermiculítica Isotérmica (Dossman *et al.*, 2013)

La microcuenca de la quebrada Aguas Claras recoge parte de las aguas residuales de la mina La Cruzada, la cual pertenece a la Asociación de Mineros de Miraflores. En esta microcuenca, la quebrada de su mismo nombre desemboca en el río Tarría que nace a 1950 m.s.n.m. y realiza su descarga a 850 m.s.n.m.

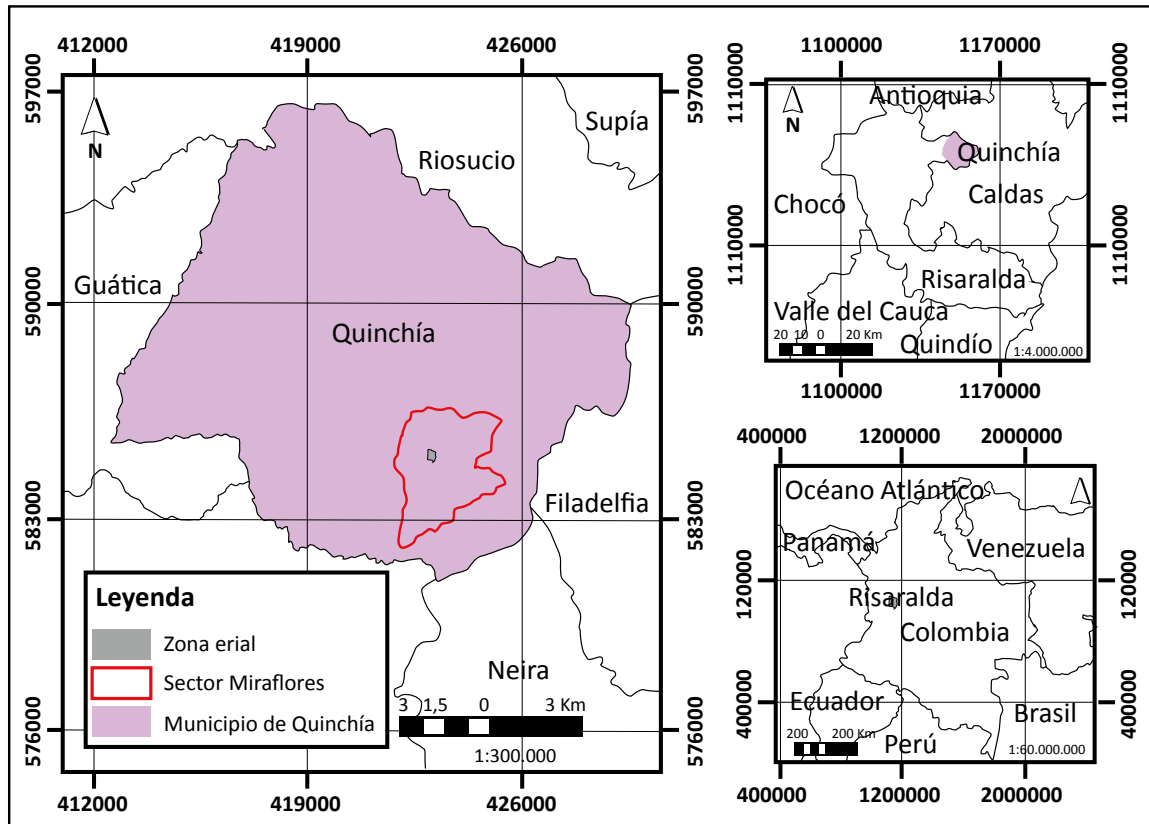


Figura 1. Mapa de la localización de la zona de estudio.

Diseño de muestreo y análisis de muestras

El muestreo utilizado fue sistemático estratificado, siendo los estratos los lechos de quebradas, los montajes y una zona control fuera de la influencia de la actividad minera. Este diseño se definió teniendo en cuenta la imposibilidad de controlar los factores asociados con el manejo de la minería y sus efectos, con muestreos en suelos localizados en sitios bien diferenciados (lechos, montajes y control) definidos como estratos. El diseño, por tanto, es apropiado, debido a que los criterios de estratificación tienen una alta probabilidad de afectar la variable de interés.

En el muestreo estratificado, la selección de la muestra dentro de cada estrato se hace de manera independiente, por ello la varianza de los estimadores de los estratos es sumada para obtener estimadores de la población (Thomson, 1992). Esto representa una posibilidad de incrementar la precisión al decrecer la varianza de la población (Akça, 2000).

Para la extracción de las muestras de suelo en todos los casos se utilizó un barrenador de golpe, así como cilindros de volumen conocido para la determinación de las propiedades físicas. En los lechos se incluyeron los cauces naturales y los artificiales —estos últimos se generan cuando se desvía agua de cauces naturales para ser utilizada en los montajes; en ocasiones el agua viene de la cuenca vecina—. La profundidad de muestreo fue estratificada hasta 50 cm, y en algunos casos a mayor profundidad, tomando muestras en el centro del cauce y en ambos extremos (orillas). En total se muestrearon nueve puntos, dos en el cauce principal de la quebrada Aguas Claras, dos en el cauce artificial que desemboca en la quebrada, uno en la confluencia y cuatro puntos en la parte más baja. De esta manera, se cubrió todo el gradiente altitudinal en la zona de influencia de la actividad minera.

En los muestreos se tuvieron en cuenta tanto montajes activos (4) como inactivos

(3). Las muestras se tomaron entre 0 y 25 cm y 25 y 50 cm de profundidad. La profundidad máxima de muestreo se definió por la profundidad efectiva. Las muestras se tomaron a 1, 2 y 3 m desde el montaje, replicándolas tres veces a lo ancho de cada uno. En los montajes inactivos muestreados hubo actividad aproximadamente durante 20 años; en total se tomaron 18 muestras de suelo por cada montaje. En las zonas control, de igual manera, se tomaron muestras entre 0 y 25 cm y 25 y 50 cm; los sitios (6) se ubicaron en el área aledaña a los montajes, pero fuera de su influencia. En cada punto se tomaron dos muestras para un total de 12.

Las muestras de suelo para análisis de Hg fueron empacadas en recipientes de boca ancha con tapa, se aislaron en bolsas selladas y rotuladas con el punto de muestreo y el estrato. Adicionalmente, en los montajes y las zonas control se tomaron muestras de suelo para determinar densidad aparente con cilindros de volumen conocido y muestras disturbadas para la determinación de la textura y estructura del suelo a las mismas profundidades (0-25 cm y 25-50 cm).

El muestreo se realizó dos veces en el mismo sitio, con el propósito de considerar posibles afectaciones por factores climáticos, especialmente por precipitación. De esta manera, el primer muestreo fue realizado en diciembre del 2012 y el segundo durante febrero del 2013. Los datos de precipitación provienen de la estación hidrometeorológica instalada en la zona de estudio y administrada por la Red Hidroclimatológica de Risaralda, a cuya información se accede directamente en la Universidad Tecnológica de Pereira.

En total fueron enviadas 416 muestras de suelo a laboratorio para la determinación de cianuro y Hg (208 para cada elemento). La técnica para el análisis de Hg fue la espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío, realizada en el Laboratorio Antek S.A Soluciones Analíticas, acreditado por el IDEAM según Resolución No. 2098 del 22 de agosto del 2011.

La espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío es una técnica analítica

cuyo principio es el paso de la luz a través de una llama a un monocromador y un detector que mide la cantidad de luz absorbida por el elemento atomizado en la llama, debido a que cada metal tiene una longitud de onda característica a la cual absorbe. La cantidad de energía absorbida en la llama proporciona la concentración del elemento en la muestra sobre un limitado rango de concentración. (Invemar, 2003).

Para determinar diferencias estadísticas entre los estratos y entre los factores intrínsecos de cada uno, se utilizó la prueba no-paramétrica de Kruskal Wallis, la cual se basa en rangos en lugar de los parámetros de la muestra; ésta se emplea cuando los datos no siguen la distribución normal y/o tienen varianzas distintas (Universidad de Alcalá, 2004); se utilizó cuando existían más de dos grupos y la de Mann Whitney cuando eran dos, teniendo en cuenta que es la alternativa no-paramétrica a la comparación de dos promedios independientes a través de la 't' de Student (Berlanga y Rubio, 2012).

Adicionalmente se realizaron análisis de correlación, el cual proporciona información sobre la relación lineal existente entre dos variables (Lahura, 2003), en este caso se utilizó para determinar relaciones entre las propiedades físicas de los suelos y el contenido de elementos, y pruebas de 't' Student para establecer la dependencia entre las épocas de muestreo.

Para 'espacializar' los valores, estos fueron interpolados mediante Kriging usando el software ArcView 10 que encierra un conjunto de métodos de predicción espacial que se fundamenta en la minimización del error cuadrático medio de predicción. Tiene como objetivo la predicción de valores de una variable de interés, en este caso la concentración de Hg. En este proceso se calcula un promedio ponderado de las observaciones muestrales. Los pesos asignados a los valores muestrales son apropiadamente determinados por la estructura espacial de correlación establecida entre la correlación entre puntos en el espacio y la configuración de muestreo (Petitgas, 1996) para determinar la posible concentración de Hg en la zona

erial de Miraflores, municipio de Quinchía. En este procedimiento se tomaron valores de concentración de Hg promedio de 0-25 cm. y de 25-50 cm., correspondiente a los puntos de muestreo de montajes activos e inactivos y sitios de control, usando el software ArcGIS 10. Se empleó la herramienta de análisis espacial interpolación Kriging, método ordinario, con modelo esférico de semivariograma.

En el Cuadro 1 se detalla el estrato y las coordenadas (Sistema de Coordenadas Magna Colombia Bogotá, Projection Transverse Mercator, GSC Magna, Dátum Magna) de cada punto muestreado y utilizado para el análisis de Kriging.

Cuadro 1. Coordenadas planas de los puntos utilizados para el análisis de Kriging. Quinchía, Colombia.

ID	Tipo	Coordenadas	
		X	Y
0	Montaje Activo	820746,59	1077289,1
1		820741,07	1077342,4
2		820771,37	1077369,7
5		820953,58	1077289,3
3	Montaje Inactivo	820753,49	1077204,3
4		820861,08	1077143,6
6	Control	821405,57	1077446,8
7		820764,91	1077461,4
8		820477,34	1077069
9		820599,19	107102,69
10		820605,54	1077326
11		821460,24	1077359,2

Resultados y discusión

Contenidos de mercurio

El promedio de Hg en el suelo para la zona de estudio fue de 7.1 ± 6.2 mg/kg entre 0 y -25 cm y de 8.9 ± 7.9 mg/kg entre 25 y 50 cm de profundidad, con un valor mínimo de 0.11 mg/kg y máximo de 36.9 mg/kg. Los valores promedio más altos se presentaron en los montajes (9.7 mg/kg) y los más bajos en los sitios de control (0.4 mg/kg) (Cuadro 2).

Los altos valores de desviación estándar fueron debidos a las diferencias que se

presentaron dentro de cada estrato y están asociados con la posición de acuerdo con la gradiente de altura (lechos), la época de muestreo y al hecho de encontrarse activo o inactivo (montajes).

Los valores de Hg fueron siempre más altos a través de la profundidad en el suelo entre 25 y 50 cm, lo que indica una posible acumulación a mayor profundidad. Esto lo confirma la relación de dependencia ($P = 0.0028$) entre los valores de Hg a ambas profundidades.

Los valores más altos de Hg en el segundo muestreo (Cuadro 2) no son atribuibles totalmente a la época, debido a que no son independientes ($P < 0.0001$); no obstante es importante resaltar que la precipitación mensual para la época del segundo muestreo fue más alta (142 mm) vs la primera época (71.8 mm) (Red Hidroclimatológica de Risaralda, 2013), con promedios diarios de 0.56 mm vs. 0.36 mm, respectivamente. Por tanto la mayor cantidad de agua podría tener efecto en el arrastre y movilidad del Hg, como lo sugieren Martínez *et al.* (2013).

Las variables físicas de suelo mostraron valores de densidad aparente altos y una porosidad total media. Estas propiedades en los sitios con influencia de los montajes están asociadas con suelos incipientes, en alto estado de degradación, y muy incipientes (Cuadro 3) debido a la intensa disturbación que han sufrido por la actividad minera.

En los estudios de Tesric (2010) se encontró mayor concentración de Hg en la superficie, con tendencia a decrecer con la profundidad en suelos con niveles adecuados de materia orgánica y en climas de la zona templada; condiciones diferentes a las del presente estudio, donde los suelos eran pobres en materia orgánica (excepto en los puntos de control) y según Dossman *et al.* (2013) clasificados como zonas eriales debido a su alto grado de alteración asociado con la actividad minera en la zona.

La estructura de estos suelos se clasificó como moderadamente estable y dependiente de la arcilla como material cementante, ante la ausencia de materia orgánica. La textura es arcillosa en los suelos aledaños a los montajes y franco arcillosa en las zonas control.

Cuadro 2. Contenido de mercurio (Hg) en dos profundidades de suelos en la zona de estudio.

Fuente de la Información	Hg 0-25 cm				Hg 25-50 cm			
	Promedio	D.E.	Mínimo	Máximo	Promedio	D.E.	Mínimo	Máximo
Lechos	4.1	5.3	0.18	20.6				
Montaje	8.8	6.0	0.87	36.9	9.70	7.76	0.78	37.8
Control	0.4	0.4	0.11	1.1	0.44	0.35	0.12	0.96
Primer muestreo	4.2	2.5	0.11	8.8	4.24	1.66	0.12	7.15
Segundo muestreo	9.4	7.2	0.12	36.9	12.5	8.8	0.29	37.8

D.E.= desviación estándar.

Cuadro 3. Propiedades físicas de los suelos en estudio.

Característica	Promedio	Mínimo	Máximo	D.E.
Da _{0-25 cm} (g/cm ³)	1.21	0.62	1.33	0.11
Da _{25-50 cm} (g/cm ³)	1.13	0.90	1.32	0.12
PT _{0-25 cm} (%)	54.39	49.89	76.51	4.25
PT _{25-50 cm} (%)	57.45	50.13	66.20	4.67

Da= densidad aparente, PT= Porosidad total, D.E. = Desviación estándar.

Los valores de densidad aparente hasta 25 cm de profundidad fueron más bajos en los sitios de control que en los montajes (1.04 g/cm³ vs. 1.22 g/cm³) (P < 0.001) y consecuentemente la porosidad total fue mayor en los

primeros (60.6 % vs. 53.7%). Esto muestra el grado de degradación de los suelos en los sitios intervenidos por la actividad minera en esta zona, lo cual fue demostrado igualmente por Dossman *et al.* (2013) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Valores de densidad aparente (Da) y porosidad total (PT) en suelos en las zonas de control y montajes.

Propiedad	n	Media	Mínimo	Máximo	D.E.
Montajes					
Da _{0-25 cm} (g/cm ³)	54	1.2*	1.1	1.3	0.1
Da _{25-50 cm} (g/cm ³)	54	1.1	0.9	1.3	0.1
PT _{0-25 cm} (%)	54	53.7*	49.9	57.7	2.7
PT _{25-50 cm} (%)	54	57.2	50.1	64.9	4.6
Control					
	n	Media	Mínimo	Máximo	D.E.
Da _{0-25 cm} (g/cm ³)	6	1.0*	0.6	1.3	0.2
Da _{25-50 cm} (g/cm ³)	6	1.1	0.9	1.3	0.1
PT _{0-25 cm} (%)	6	60.6*	51.6	76.5	9.1
PT _{25-50 cm} (%)	6	59.8	52.1	66.2	5.3

* = Diferencias estadísticas entre montajes y control (P < 0.05).

Para comparar las concentraciones de Hg en los estratos se consideró el valor de este elemento hasta 25 cm de profundidad, lo que permitió identificar diferencias ($P < 0.001$) en-

tre estratos y altos valores del elemento (Figura 2). Esto permite comprobar que la actividad minera tiene un efecto sobre el incremento de la concentración de Hg en el suelo.

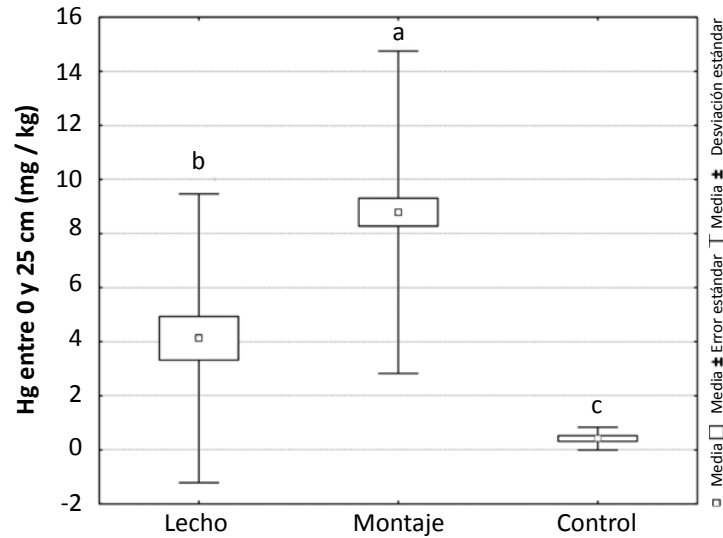


Figura 2. Contenido de mercurio (Hg -mg/kg) en suelo y lechos de quebradas en los estratos incluidos en el muestreo, entre 0 y 25 cm de profundidad. Miraflores, Quinchía. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($P < 0.05$).

Entre 25 y 50 cm de profundidad las diferencias entre los sitios de control y montajes también fueron significativas ($P < 0.0001$), con valores más altos en los montajes (9.7 mg/kg vs. 0.44 mg/kg). En los lechos los valores fueron más bajos que en montajes (4.1 mg/kg vs. 8.8 mg/kg), lo que indica que el Hg no tiene una buena movilidad desde los montajes hacia los cauces de los ríos o que es en el agua donde se encuentra la mayor concentración de este elemento y por tanto, su movilidad es mayor a través de este medio.

De acuerdo con Martínez *et al.* (2013) la concentración de Hg en los sedimentos tiende a disminuir cuando se aleja de la fuente de contaminación, lo que es consistente con lo encontrado en este estudio. Loredó *et al.* (2005) consideran que la movilidad del Hg en el suelo es relativamente baja, dependiendo de su estado químico, y aunque puede formar diferentes especies iónicas, no es muy móvil durante los procesos de meteorización y su

migración es bastante limitada. Esto permite explicar la mayor concentración de Hg a mayor profundidad (entre 25 y 50 cm). En los primeros 25 cm del suelo, los valores más bajos podrían estar asociados con el efecto de la escorrentía, donde el Hg se mueve a través de agua y sedimentos.

Análisis a través de los lechos

Cuando se consideró la localización de los puntos de muestreo de lechos en el gradiente altitudinal, se encontró un contenido ligeramente mayor, pero no significativo en la zona baja (Figura 3). Este resultado es consistente con la localización de los montajes, distribuidos a través de toda la zona de estudio, aunque más concentrados en la zona media.

Cuando los datos fueron analizados por época, aunque en promedio los valores fueron más altos en el segundo muestreo que en el primero (1.09 mg/kg vs. 6.4 mg/kg) no fueron estadísticamente significativos

($P = 0.3595$), lo que se asocia con la alta variabilidad de los datos, especialmente en el segundo muestreo, como lo indica la desviación estándar para esta variable (Figura 4). Es importante mencionar que aunque

los valores de Hg en las orillas fueron más bajos que en el centro (4.07 mg/kg vs. 4.22), los valores no mostraron diferencias significativas ($P = 0.90$) entre las posiciones analizadas.

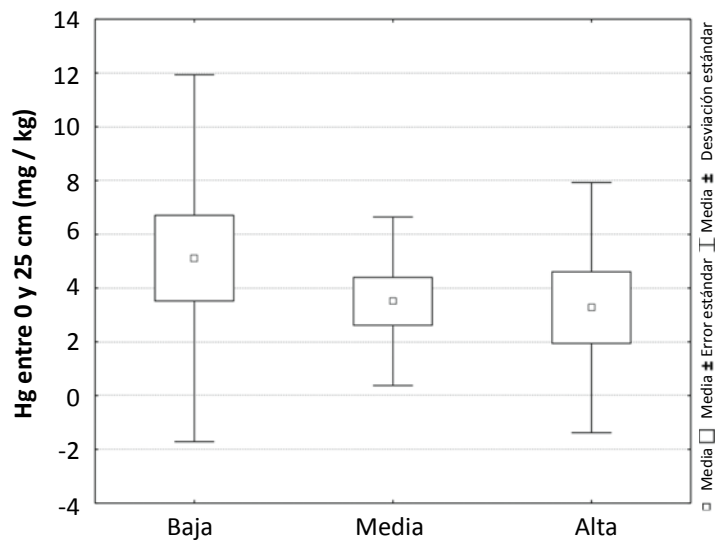


Figura 3. Contenido de mercurio en el suelo (0 - 25 cm) en lechos de quebradas en diferentes posiciones del gradiente altitudinal. Miraflores, Quinchía.

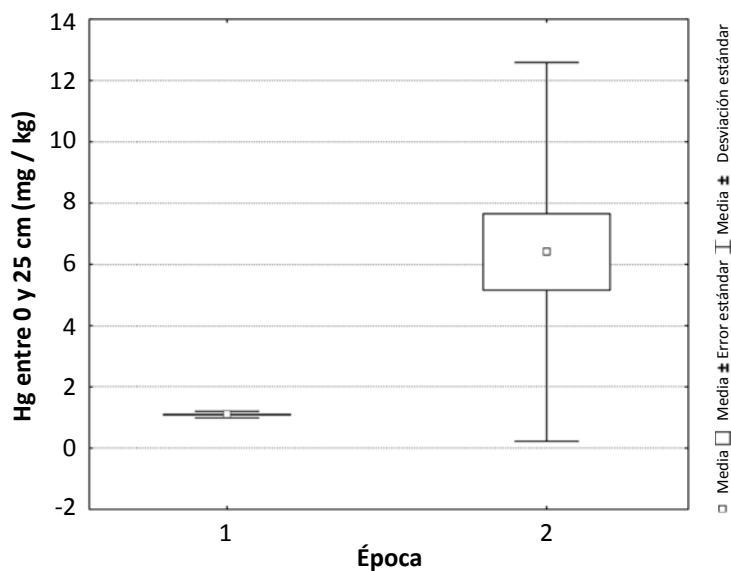


Figura 4. Contenido de mercurio en lechos de quebrada (0-25 cm) en diferentes épocas (1= diciembre, 2 = febrero) de muestreo. Miraflores, Quinchía. Líneas verticales sobre la barra son desviación estándar.

Análisis de Hg en los montajes

No se encontraron diferencias entre montajes activos e inactivos ($P > 0.05$). Los valores fueron ligeramente más altos en los activos (9.3 mg/kg) que en los inactivos (7.75 mg/kg); por el contrario, entre 25 y 50 cm la presencia de Hg fue más alta en montajes inactivos que en activos (10.4 vs 9.34 mg/kg) (Figura 5). Estos resultados posiblemente son debidos a la estabilidad del Hg cuando se

asocia con otros iones y complejos arcillosos en el suelo. Es importante señalar, que a pesar del largo periodo de inactividad de Hg en las minas (> 20 años), aún éste se encuentra presente en el suelo y es evidente su movilidad hacia zonas más profundas. De acuerdo con la época de muestreo, el contenido de Hg en los montajes fue significativamente más alto ($P < 0.001$) en la época lluviosa en ambas profundidades evaluadas. (Figura 6).

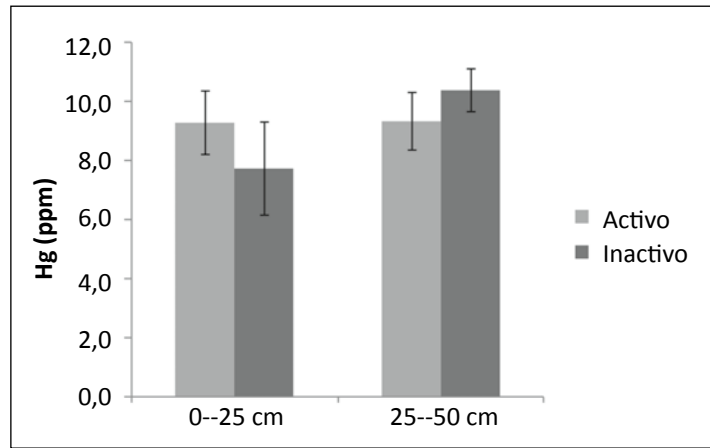


Figura 5. Contenido de mercurio en el suelo en montajes activos e inactivos. Miraflores, Quinchía. Líneas verticales sobre la barra son desviación estándar.

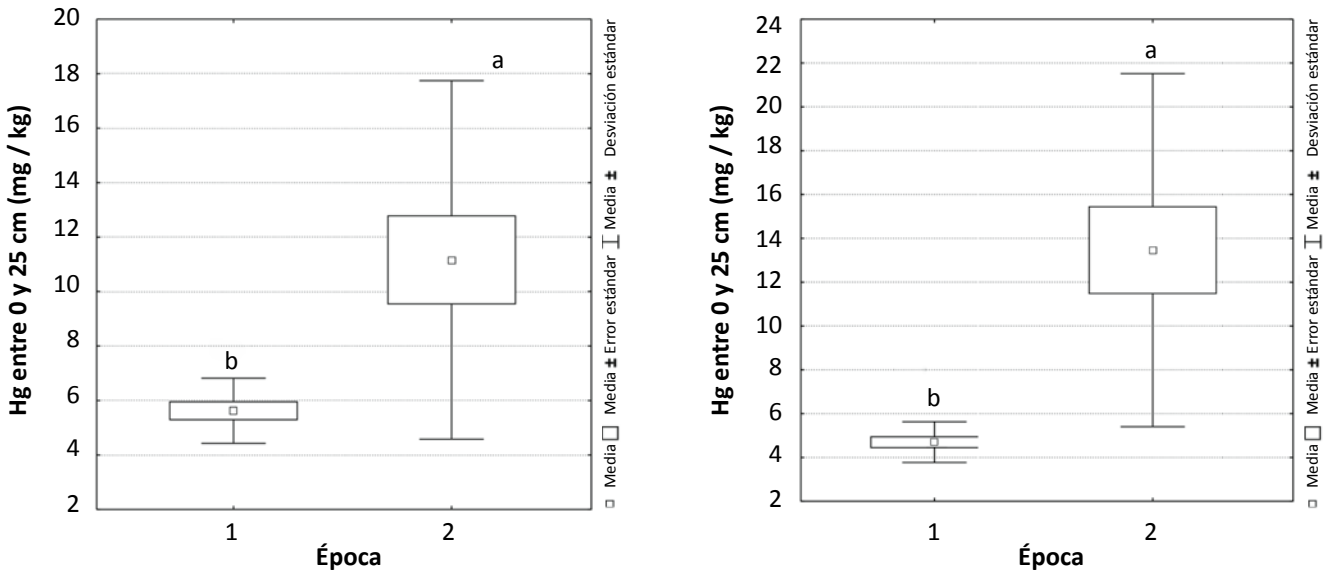


Figura 6. Contenido de mercurio en montajes en diferentes épocas (1= diciembre; 2= febrero). a = 0.25 cm; b = 25 - 50 cm Miraflores, Quinchía. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($P < 0.05$).

La espacialización de los valores de Hg muestra un núcleo en el centro de la zona de estudio, donde se presenta la mayor concentración que tiende a disminuir en la medida que se mueve hacia los extremos o bordes de la zona estudiada; no obstante, no se evidencian áreas sin influencia del Hg (Figuras 7 y 8). A través del tiempo, factores como la temperatura que inciden en la forma química del Hg

(Penuma, 2013), la pendiente, la erosión y la escorrentía (Martínez *et al.*, 2013) tienen un efecto más marcado en la cantidad y localización del Hg en el suelo. Por otra parte, los valores de Hg no variaron con la distancia desde el montaje (1, 2 y 3 m) ($P = 0.7811$), esto permite asegurar que en un área aproximada de 110 m² alrededor de cada montaje se presenta el mismo nivel de concentración de Hg.

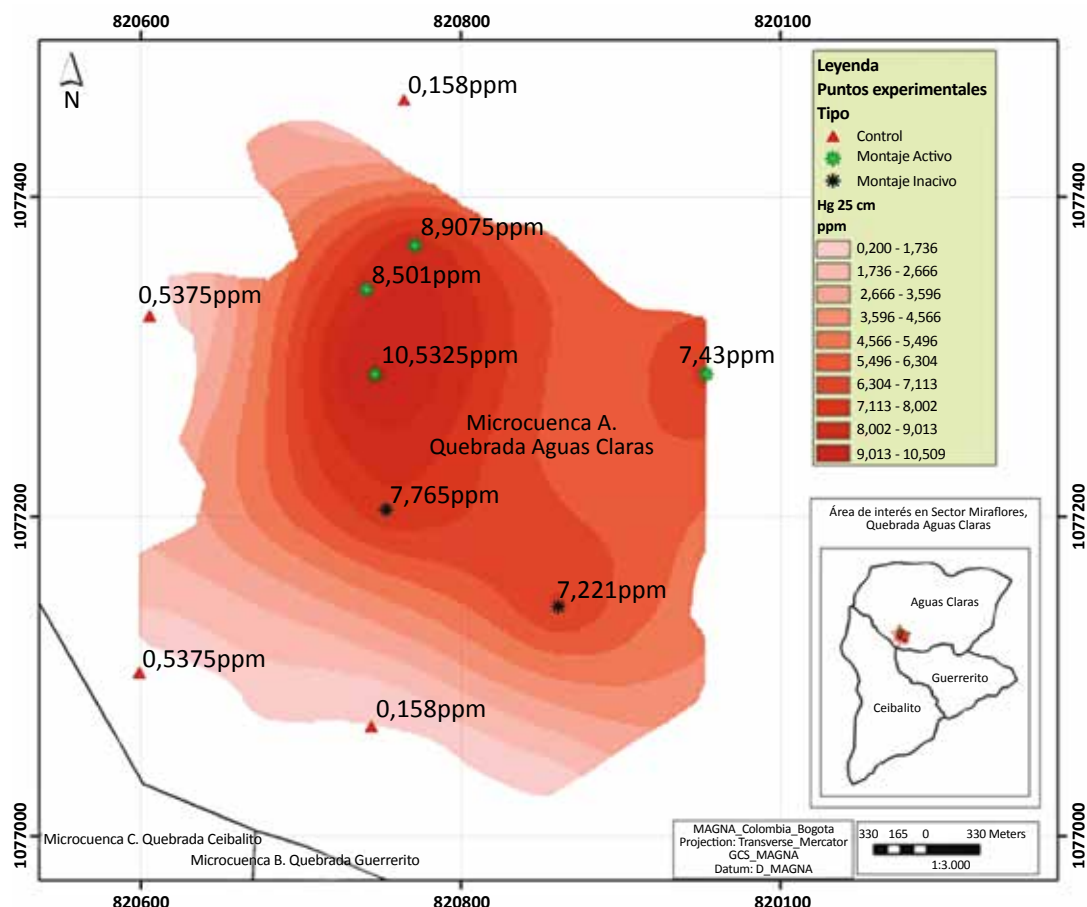


Figura 7. Contenido promedio de mercurio en el suelo entre 0 y 25 cm, en la zona de influencia de los montajes.

Aunque en las zonas de control (testigos) los niveles de Hg fueron bajos, su presencia fuera del área donde hay actividad minera directa (p.e. montajes) se debe seguramente a la diseminación de este elemento a través del aire proveniente de los sitios donde se está utilizando (montajes). Luego en el suelo su presencia es favorecida por la materia or-

gánica (Lacerda *et al.*, 2004) y la metilación (Rytuba, 2000) donde se genera metilmercurio, el estado en el cual el metal es más contaminante para el ambiente. El Hg puede ser fijado principalmente por la materia orgánica, los óxidos de hierro y manganeso y los minerales arcillosos (Desauziers *et al.*, 1997 citado por Millán, 2007).

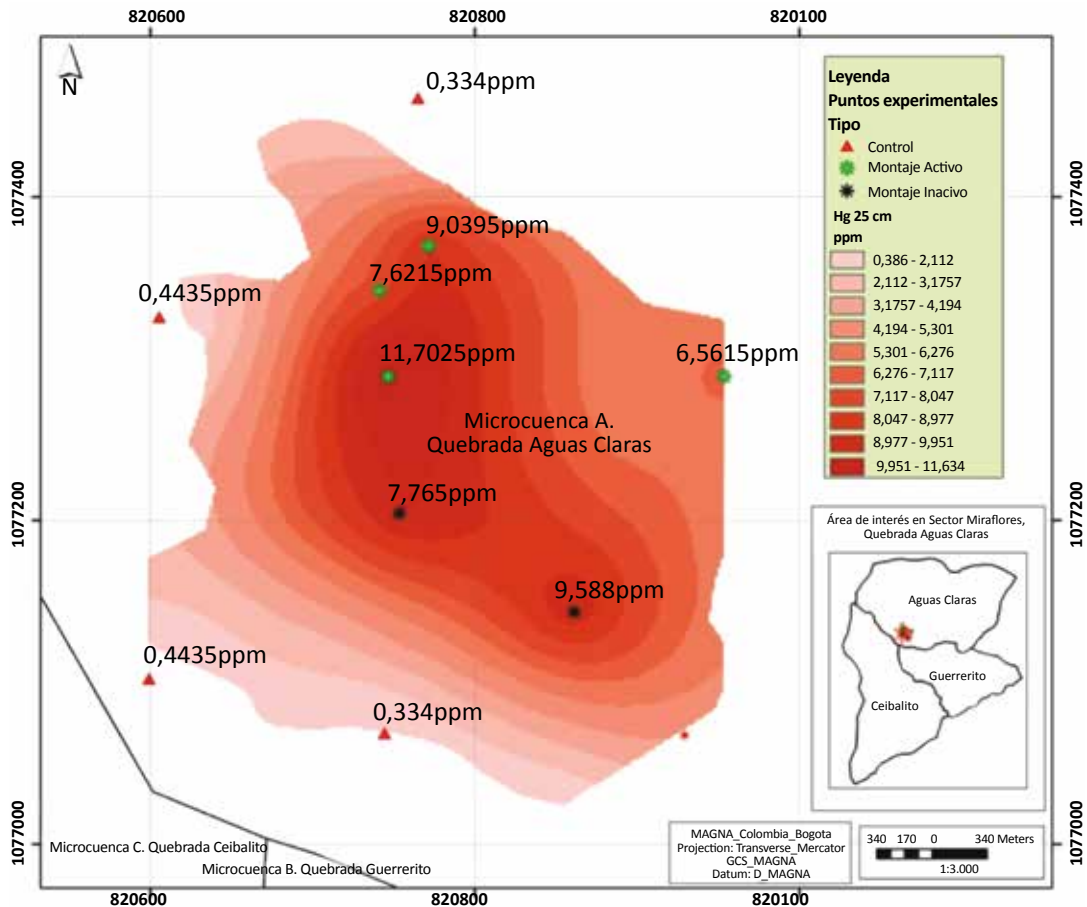


Figura 8. Contenido promedio de Hg en el suelo entre 25 y 50 cm, en la zona de influencia de los montajes.

Aunque en Colombia no hay normatividad ambiental que establezca los valores para definir suelos contaminados por Hg, existen valores de referencia para niveles permisibles en México de 23 mg/kg para uso agrícola y 310 mg/kg para uso industrial (NOM -147-SERNAT/SSA1 - 2004); entre 0.08 y 1.40 mg/kg en suelo agrícola establecidos por Community Bureau of Reference (BCR) SRM 2709 (Acosta et al., 2011) y de 0.07-0.3 mg/kg definidos en el marco del Convenio sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa (Pirrone *et al.*, 2001). En este sentido, bajo los dos últimos esquemas, la zona de estudio tendrá niveles no permisibles de contaminación de Hg y sería importante abordar esta problemática que seguramente se replica en diferentes partes de Colombia.

Conclusiones

- Los mayores contenidos de Hg en sitios cercanos a los montajes evidencian el efecto de las actividades mineras sobre el recurso suelo.
- Los valores promedio de Hg encontrados no superaron los contenidos umbral establecidos para suelos agrícolas en otros países latinoamericanos como México, pero sí para Europa donde los valores críticos se consideran por encima de 1 mg/kg.
- Las diferencias entre el contenido de Hg en el suelo de montajes y los sedimentos del lecho de quebradas, pueden estar asociadas con la remoción que el agua está generando hacia partes más bajas.
- La precipitación mostró un efecto importante en el cambio de los valores de Hg

encontrados en los montajes, siendo más altos cuando ésta fue mayor. No obstante, es necesario considerar la intensidad de las actividades, la cual no es constante, por lo que valores altos pueden estar también asociados con un incremento en la actividad minera. En las áreas cercanas a zonas de actividad minera, donde se utiliza Hg, el suelo presentó concentraciones importantes de este elemento y por tanto se evidenciaron niveles considerables de contaminación.

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a la colaboración de las personas que habitan las zonas aledañas a la vereda Miraflores en Quinchía, Risaralda y al apoyo de la Vicerrectoría de Investigaciones y Extensión de la Universidad Tecnológica de Pereira. Así mismo, agradecemos a la empresa Seafield Resources que financió la realización del estudio.

Referencias

- Acosta, J. A.; Martínez, S.; Millán, R.; Muñoz, M. A.; Terán, T.; y Vera, R. 2011. Characterization of the potential mercury contamination in the Apolobamba Gold Mining Area, Bolivia. *Spanish J. Soil Sci. Year 1*(1): 86 -99.
- Akça, A. 2000. Forest Inventory. Insitute of Forest Management and Yield Science. Universty of Göttingen, Germany. 191 p.
- Berlanga, V. y Rubio, M. J. 2012. Clasificación de pruebas no paramétricas. Cómo aplicarlas en SPSS. Universitat de Barcelona. Institut de Ciencies de l'Educació. *Revista d'Innovació i Recerca en Educació*, 5(2): 101 - 113.
- Castillo, P. A. 2009. Propuesta en gestión socio-ambiental para el sector aurífero informal: una visión desde la Bioética. *Rev. Col. Bioetica* 4(1):153 - 196.
- CARDER (Corporación Autónoma Regional de Risaralda). 2008. Apoyo al levantamiento de la línea base ambiental de la microcuenca de la quebrada Aguas Claras en el municipio de Quinchía, Risaralda. Colombia. 80p.
- Desauziers, V.; Castre, N.; y Le Cloirec, P. 1997. Sorption of methylmercury by clays and mineral oxides. *Environ. Technol.* 18:1009 - 1018.
- Dossman, M. D.; Camargo, J. C.; Arias, L. M.; Arias, J.P. et al. 2013. Caracterización de suelos y paisaje en el sector de Miraflores, municipio de Quinchía, Risaralda. Informe Final Estudio Caracterización de Suelos y Paisaje. 24p.
- Guala, S.; Vega, A.; y Covedo, E. 2010. The dynamic of heavy metals in plant – soil interactions. *Ecol. Modelling* 221:1148 - 1152. Journal Homepage: www.elsevier.com/locate/ecolmodel.
- Higuera, P.; Oyarzun, R.; Lillo, J.; Sánchez, J. C.; Molina, J. A.; Esbri, J. M.; y Lorenzo, S. 2006. The Almadén district, Spain: anatomy of one of the world's largest Hg-contaminated sites. *Sci. Total Environ.* 356:112 - 124.
- Invemar (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andreís). 2003. Manual de Técnicas Analíticas para la Determinación de Parámetros Físicoquímicos y Contaminantes Marinos (Agua, Sedimentos y Organismos). 148p.
- Lacerda, L. D.; De Souza, M.; y Ribeiro, M. G., 2004. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Env. Poll.* 129:247 - 255.
- Lahura, E. 2003. El coeficiente de correlación y correlaciones espúreas. Documento de Trabajo 218. (Disponible en: <http://www.pucp.edu.pe/economia/pdf/DDD218.pdf>) 64p.
- Loredo, J.; Ordóñez, A.; Fernández-Martínez, R.; y Rucandio, M. I. 2005. Biodisponibilidad de mercurio en suelos contaminados por explotaciones mineras. V Congreso Ibérico de Geoquímica. IX Congreso de Geoquímica de España. 20-23 Septiembre 2005. SORIA. Biblioteca Electrónica de la Excma. Diputación Provincial de Soria. Editorial Diputación Provincial de Soria. Servicio de Informática. 6:200 – 212.
- McBride, M. B. 1994. Environmental chemistry of soil. Oxford University Press. 406 p.
- Martínez, S.; Hernández, G.; Ramírez M. L.; Martínez, J.; Solorio, G.; Solís, S.; y García, R.; 2013. Total mercury in terrestrial systems (air-soil-plant-water) at the mining region of San Joaquín, Queretaro, Mexico. *Geofísica Internacional* 52(1):43 - 58.
- NOM -147-SERNAT/SSA1 – 2004, Norma Oficial Mexicana. Concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. 54p.
- Ontario Ministry of Environment. 2008. Guidelines for Identifying, assessing and managing contaminated sediments in Ontario: An Integrated Approach. PIBS 556e Queen's Printer for Ontario. (Disponible en www.Ontario.ca/Environment)
- ONUUDI (Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial). Programa de la ONUUDI. 2007. Trabajo de intervención en comunidades

- mineras de oro artesanal a pequeña escala, estrategia y propuesta para el Proyecto Mercurio Global - 2 América Latina. Organización de las Naciones Unidas en Colombia. 98p.
- Petitgas, P. 1996. Geostatistics and their application to fisheries survey data. In: B. A. Mergrey y E. Mosknes (eds.). Computers and fisheries research. Chapman-Hall. Londres 5:114 - 142.
- Pirrone, N.; Costa, P.; Pacyna, J. M.; y Ferrara, R.; 2001. Mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources in the Mediterranean region. *Atmosph. Environ.* 35:2997 – 3006.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Productos Químicos. 2013. Programa Interorganismos para la Gestión Racional de las Substancias Químicas. Evaluación Mundial sobre el Mercurio. 303p.
- Red Hidroclimatológica del Departamento de Risaralda. 2013. Universidad Tecnológica de Pereira. (Disponible en: <http://www.utp.edu.co/hidroclimatologica>)
- Rytuba, J. 2000. Mercury mine drainage and processes that control its environmental impact. *Science of the Total Environment.* 260: 57 - 71.
- Teršič Gosar. 2012. Influences of ancient ore processing sites in surroundings of Idrija on the mercury dispersion in soil. En: Environmental influences of mercury ore processing - Case studies selected at Slovenian, Mexican, Hungarian group meeting in Idrija. 84p.
- Thompson, S. K. 1992. Sampling. Wiley series in probability and mathematical statistics. Applied probability and statistics. John Wiley & Sons, Inc. Nueva York. 343 p.
- Unidad de Planeación Minero Energética. Ministerio de Minas y Energía. 2007. Formulación de una iniciativa de producción más limpia dirigido al sector de los metales preciosos en pequeña escala en Colombia para ser implementado a través de los centros ambientales mineros – Cams– U Otros Instrumentos Técnicos. 431p.
- Universidad de Alcalá.; Departamento de Ecología. 2004. Métodos de Análisis de Datos. 31p.