Contaminación con mercurio y drenaje ácido causada por la minería ilegal en Crucitas

Esteban Gazel[1], Aristides J. Alfaro G[2]., Alejandro Arauz[3],
Ricardo Sánchez-Murillo[4], Aristides Alfaro B.[5], Stephanie Murillo[6]

1) Profesor del Departamento de Ciencias de la Tierra y la Atmosfera y miembro del Centro Atkinson para un Futuro Sostenible, Cornell University. 2) Estudiante de Postgrado Ciencias Geológicas, Cornell University. 3) Consultor Principal, ALARCA Geoquímica EIRL. 4) Profesor en Hidrología Química, Grupo de Investigación en Isótopos Estables, Universidad Nacional, Costa Rica. 5) Consultor Asociado, ALARCA Geoquímica EIRL. 6) Profesora de Geología, Universidad de Costa Rica

Resumen Ejecutivo

Uno de los más grandes retos para la Humanidad en el siglo XXI consiste en garantizar la seguridad de los recursos naturales frente al crecimiento de la población mundial; un escenario donde la extracción de metales es fundamental para el desarrollo. La extracción de metales puede realizarse de manera sostenible, siguiendo lineamientos de una industria mineral altamente regulada y sofisticada, o a través de la minería informal, sin regulación y con un alto impacto a los ecosistemas y la sociedad. Nuestro equipo interdisciplinario realizó un muestreo geoquímico en la zona de Crucitas e interpretó los resultados de análisis geoquímicos de muestras recolectadas en sedimentos fluviales y agua superficial. **Este informe presenta evidencia que demuestra el alto grado de contaminación con mercurio como resultado de la minería ilegal en Crucitas, confirmando los resultados del informe de la UNA-IRET (Setiembre, 2018), además de reportar valores más altos (5 a 200 veces el valor base de mercurio local o natural). La falta de correlación entre mercurio y otros metales como el arsénico, aunado al exceso relativo respecto al valor base, demuestra que el exceso de mercurio es producto de la contaminación por la minería ilegal.** Estos resultados son alarmantes debido a que el mercurio es un elemento pesado extremadamente tóxico para el medio ambiente y los seres humanos, cuya contaminación es potencialmente irremediable. **Además, presentamos nueva evidencia relacionada con los procesos de remoción de suelo y vegetación, que han acelerado los procesos de drenaje ácido. El drenaje acido ha aumentado la acidez del agua y la concentración de otros metales tóxicos como el arsénico, poniendo también en riesgo el equilibrio ecológico de la región, en un grado mayor al estimado anteriormente.** Debido al desastre ambiental que la contaminación de mercurio, drenaje ácido y el transporte de otros metales tóxicos como el arsénico está causando, **el Estado Costarricense debe detener por completo la minería ilegal en Crucitas para contener los daños a mediano y largo plazo.**

1. Introducción

Nuestra civilización está interconectada con los recursos minerales extraídos del subsuelo por medio de la industria mineral. Actualmente, existen dos tipos de minas: 1. La minería informal, donde trabajan más de 100 millones de personas en el mundo en condiciones inhumanas, sin

regulaciones ambientales ni laborales, y en muchas ocasiones estas redes de extracción están controladas por el crimen organizado o bien regímenes opresivos. 2. La industria mineral moderna, la cual integra profesionales de muchas disciplinas y cuenta con sistemas de gestión ambiental y social, aportando beneficios al país donde opera. Al contrario de la minería informal, la minería industrial responsable tiene la ventaja de que puede responsabilizarse en caso de negligencia, accidentes, o simplemente no mantenerse dentro del marco legal del contrato firmado entre las partes. Antes de que la mina moderna empiece a operar se deben presentar y aprobar una serie de estudios técnicos y rigurosos planes de remediación ambiental. Esto es lo que se conoce como la industria mineral moderna responsable, un modelo practicado en Chile, Filipinas, Indonesia, Nueva Zelanda y en muchos otros países del mundo.

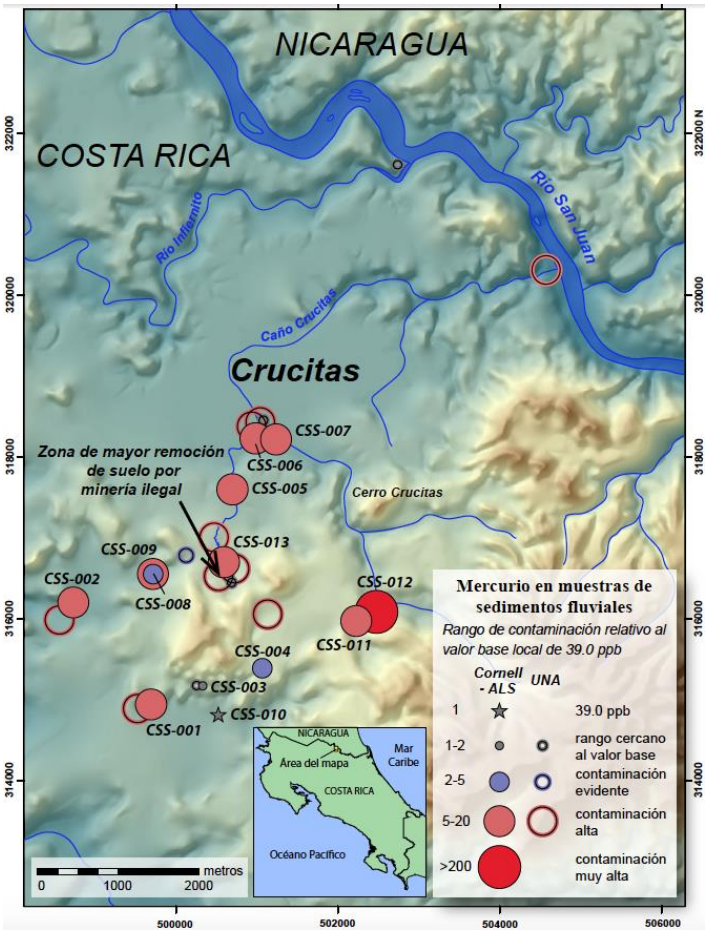

Figura 1: Concentraciones de mercurio en sedimentos fluviales, normalizadas al valor de fondo de 39 ppb (ng/g) obtenido en el presente trabajo. Valores mayores al doble del rango natural son evidencia de contaminación por minería ilegal

Costa Rica cuenta con importantes depósitos de minerales metálicos, los cuales han sido aprovechados desde tiempos precolombinos. Sin embargo, a partir de la aprobación de la ley 8904 *"para declarar a Costa Rica libre de minería metálica a cielo abierto"*, del 10 de febrero del 2011, se la opción de una industria mineral moderna para el país. Esta ley junto con el decreto N° 39436-MINAE-S del 13 de enero del 2016 "Reforma del reglamento de la actividad de la minería artesanal y en pequeña escala para subsistencia familiar por parte de Cooperativas Mineras,", cuya justificación original era la protección del medio ambiente, fomentaron el desarrollo de la minería informal en Crucitas y su consecuente daño ambiental.

A pesar de la intención original de estas leyes, la realidad es que, si existen metales, se van a explotar, ya sea por medio de un modelo de minería responsable y sostenible, o mediante minería ilegal como está pasando en Crucitas. A mediados de 2017, se advirtió en medios de comunicación costarricenses, que mineros ilegales utilizaban mercurio para extraer oro, y que el mismo "entraba a Costa Rica desde Nicaragua" (La Nación, 22 de mayo de 2017). Entre 2017 y el presente, la actividad se intensificó en la zona, lo cual ha despertado preocupación por la evidente contaminación con mercurio en las microcuencas de la región (informe de la Universidad Nacional-IRET, Ruepert, 2018).

El mercurio es un elemento pesado con gran afinidad con el oro y por este motivo se está utilizando en Crucitas por la minería ilegal para el proceso de amalgamación, que separa el oro de otros minerales. Al igual que otros metales pesados, el mercurio no se descompone en la naturaleza y más bien se acumula en la cadena alimenticia. El mercurio al ser elemental no se puede descomponer, ocasionando un daño ambiental potencialmente irremediable. Asimismo, los vapores de mercurio pueden foto-oxidarse en la atmósfera y ser transportados como mercurio inorgánico en la lluvia, aumentando su dispersión de la zona de aplicación. Según la Organización Mundial de la Salud, el mercurio es altamente tóxico para el sistema nervioso central y periférico. La exposición a este elemento produce daños en el sistema digestivo e inmunológico, los pulmones y los riñones. Los niños son especialmente vulnerables y pueden estar expuestos directamente al comer pescado contaminado o tomar agua de acuíferos que han estado expuestos a minería ilegal donde se utiliza mercurio. Cuando el agua o animales contaminados son consumidos por mujeres embarazadas puede generar problemas de desarrollo neurológico en el feto, incluyendo retraso mental, convulsiones, pérdida de visión y audición, retraso en el desarrollo y trastornos del lenguaje. Finalmente, el mercurio puede contaminar la atmósfera y el agua a una distancia muy larga de la fuente de minería ilegal, por lo tanto, es de suma importancia y altamente urgente, que el gobierno tome todas las medidas pertinentes para eliminar su trasiego, uso, y disposición final.

En el presente trabajo confirmamos la presencia de niveles anormalmente altos de mercurio en los sedimentos fluviales de las cuencas de los ríos Infiernito, Caño Crucitas y Caño Descubrimiento, producto de la minería ilegal. ***Además, presentamos datos que demuestran valores inclusive más altos que los presentados en el informe de la UNA-IRET (Ruepert, 2018).*** Nuestro estudio incluyó el análisis de otros metales que claramente evidencian que la contaminación por mercurio es antropogénica y es el resultado de la minería ilegal. También presentamos evidencia de campo que demuestra el impacto hidrológico de la minería ilegal en la zona como resultado del drenaje ácido (aumento significativo de la acidez del agua y suelo) causado por la remoción no-profesional de la capa orgánica del suelo y la cobertura vegetal por la actividad ilegal.

El área de estudio corresponde con los alrededores de la antigua área del proyecto minero Crucitas, a unos 5 km del río San Juan. Se trata de una región, donde predominan potreros y algunos parches de bosque. Los cauces de los ríos son poco profundos. Se seleccionaron 12 sitios de muestreo (Figura 1) tomando en cuenta evidencias de actividad extractiva o ausencia de la misma, con el fin de comparar valores de mercurio eventualmente altos con los valores de fondo (es decir, los valores naturales producto de la mineralización de las rocas o actividad hidrotermal, en el proceso de formación del suelo).

2. Metodología

Las muestras de sedimento (limos arenosos, arcillas y material hidrotermal) fueron recolectadas entre el 21 y 23 de noviembre de 2018 en recipientes plásticos especiales para el muestreo geoquímico, los cuales se cerraron herméticamente. Luego de la recolección de la muestra, los recipientes fueron doblemente sellados en bolsas herméticas, especiales para muestreo ambiental de sedimentos y aguas, con el fin de evitar contaminación externa durante el transporte y custodia de las muestras. Las muestras fueron enviadas directamente (selladas para evitar cualquier contaminación externa) al laboratorio certificado ALS-Vancouver el 26 del mismo mes.

En ALS-Vancouver, las muestras se prepararon mediante los paquetes WEI-22, LOG-22, y SCR-41, que incluyeron un tamizaje a través de una malla de 180 micrones y posteriormente disolución con *agua regia* (protocolo con certificación ISO 11466). El método de digestión con agua regia implica disolver la muestra con una disolución 3:1 de ácido clorhídrico (HCl)/ácido nítrico

(HNO_3). La temperatura de digestión fue baja para evitar la eventual volatilización del mercurio. Este protocolo es adecuado para disolver la mayor parte de los sulfatos, sulfuros, óxidos y carbonatos, y aceptado internacionalmente para la medición de concentraciones de metales en suelos y sedimentos fluviales (Gaudino et al., 2007). La muestra CSS-010 se duplicó con el fin de evaluar la reproducibilidad de los resultados. Los análisis se realizaron con un ICP-MS (espectrómetro de masas con plasma inductivamente acoplado), utilizado el protocolo ME-MS41L con una precisión mejor al 10%. El rango de detección de mercurio y otros metales pesados en este protocolo mercurio es 0,004 - 10 000 ppm (mg/g o microgramo/por cada gramo).

3. Resultados y Discusión

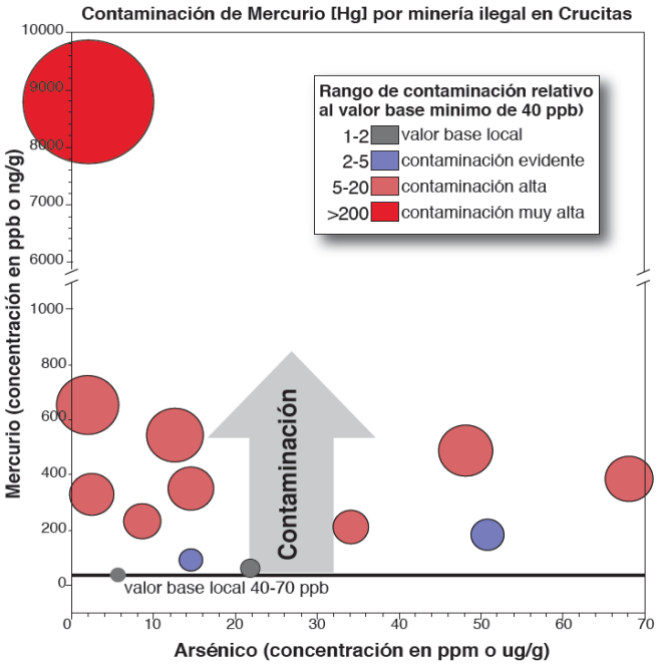

Figura 2: Gráfico de concentraciones arsénico versus mercurio en las muestras analizadas en este estudio. Los colores y tamaños de los círculos son proporcionales al exceso de mercurio con respecto al valor base local de 39 ng/g. La falta de correlación entre los dos metales demuestra que el exceso de mercurio es producto de la contaminación por minería ilegal.

3.1. Evidencia de contaminación de mercurio en sedimentos fluviales

La concentración del elemento traza extraído por los métodos de digestión normalmente usados en el laboratorio, dependen del elemento, su origen (antropogénico o natural), propiedades del suelo y fracciones de masa del elemento (Chen y Lena, 2001). Las 13 muestras recolectadas tienen un rango de mercurio entre 39 y 8,790 ng/g (o ppb partes por billón). Muestras entre 5 y 20 veces el valor de fondo (valor natural base) están distribuidas a lo largo del área de estudio, en las cuencas de Caño Crucitas, Caño Descubrimiento y algunos afluentes del río Infiernito (Figura 1). Tanto el reporte de la UNA-IRET (Ruepert et al., 2018) como el presente trabajo, coinciden en que el Caño Descubrimiento, en cuya cuenca está la zona de mayor remoción de suelo por minería ilegal, presentan valores de mercurio varias veces más alto que el valor base. Sin embargo, el valor más alto se reporta en la cuenca alta del Caño Crucitas, donde se observó evidencia de la posible reciente preparación de amalgamas y cercano a un campamento de mineros ilegales. El valor más bajo, se ubica hacia el sur, donde la intervención por parte de los mineros ilegales ha sido menor, una observación en la que el estudio de la UNA-IRET (Ruepert et al., 2018) también coincide. Los datos se encuentran la Tabla 1 del el Apéndice.

En general, las concentraciones de mercurio en las muestras recolectadas superan el promedio de mercurio en la corteza (67 ppm o ng/g) según Cox (1989), con excepción de las muestras CSS-003 y CSS-010, en el sector sur del mapa donde la actividad de minería ilegal ha sido mínima y por lo tanto son consideradas el valor base local (39-70 ppm o ng/g). De acuerdo con Las compilaciones de Kabata-Pendias y Pendias (2001) y Ramírez Riquelme et al. (2003) rangos de

mercurio esperables en suelos de diferentes países en general no superan los 410 ng/g de histosoles y otros suelos orgánicos de Canadá, por lo tanto, el valor máximo reportado en el presente trabajo 8,790 ng/g, supera considerablemente la concentración de mercurio en suelos esperable por origen natural. Este resultado es 225 veces el valor de fondo (39 ng/g). La mayoría de los otros resultados en el área de estudio son basaste altos (5-20 veces) en comparación con el fondo, en especial en los sitios donde hay evidencias claras de actividad minera ilegal.

En un yacimiento de oro es común encontrar arsénico y mercurio de forma natural, movilizados y acumulados por las mismas soluciones hidrotermales que transportan el oro (White and Hendequist, 1995). Con el propósito de discriminar el aporte natural de un sistema hidrotermal que produjo la mineralización en Crucitas versus el aporte antropogénico de la adición de mercurio refinado utilizado en la minería ilegal, se graficó la concentración de arsénico, otro elemento afín al oro y al mercurio contra los contenidos de mercurio en las muestras (Figura 2). En un sistema natural se espera una correlación este estos dos elementos (e.g. Bessinger y Apps, 2005), donde los dos se comportarían de manera similar, por ejemplo, si aumenta la concentración de mercurio, el arsénico debe también aumentar en condiciones reductivas (ver sección 3.2 para más detalles). La falta de correlación entre los dos metales (Figura 2) junto con el exceso relativo al valor base (Fig. 1) demuestra que el exceso de mercurio es producto de la contaminación por adicción antropogénica de mercurio utilizado por la minería ilegal

3.2 Evidencia de drenaje ácido

El drenaje ácido se produce cuando minerales portadores de sulfuros (compuestos metálicos con azufre) son expuestos al oxígeno atmosférico y al agua superficial. Aunque el proceso ocurre naturalmente, actividades mineras sin controles adecuados pueden favorecer la generación de drenaje ácido, al exponer en superficie una mayor proporción de sulfuros. En los procesos de minería industrial, esto es continuamente monitoreado y se controla rutinariamente como parte de los procesos de extracción. Este monitoreo y control está ausente en las extracciones ilegales. El drenaje ácido se caracteriza por valores bajos de pH, altas concentraciones de metales pesados y otros elementos tóxicos (Akcil y Koldas, 2006). Considerando que el pH se representa en una escala logarítmica de acidez, un pH de 5.0 implica que esa solución tiene 100 veces la concentración de $[H^+]$ que tiene una solución con un pH de 7.0 (valor considerado neutral). El drenaje ácido es increíblemente dañino para los ecosistemas acuáticos porque introduce un pH que no es apto para la mayoría de los seres vivos, además de que aumenta la concentración de otros metales pesados, aumentado su disponibilidad, y consecuentemente su toxicidad.

Los valores naturales de pH en aguas superficiales de la región son cercanos a 7.0 (pH neutro) (datos colectados en las expediciones de Sánchez-Murillo y Birkel, 2016, no publicados). En el área de Crucitas, los valores de pH medidos en aguas superficiales tienen un rango de 4.9 a 5.9 (Figura 3). Los tres sitios con pH más bajo (5,2 en C001 y C002, y 4,9 en C013) tienen en común la evidente y masiva remoción de terreno en los alrededores (Figura 4A, 4B, 4C, 4D). En cuerpos de agua de mayor drenaje el pH medido fue más alto. Por ejemplo: en C013, al norte de "El Pantano", se midió un pH de 5,6 en un pequeño cuerpo de agua fluyendo hacia el norte. Sin embargo, en los huecos aledaños excavados por coligalleros, donde hay aguas estancadas, el pH registrado fue de 4,9 (Figura 4F). En esa misma localidad, el material blancuzco sobre el que corre el agua corresponde con productos de alteración hidrotermal (Figura 4E), ricos en caolinita, cuarzo y óxidos en menor proporción.

Los cerros al sur de "El Pantano" eran de interés de la compañía minera por su contenido de oro en rocas volcaniclásticas alteradas hidrotermalmente. Posiblemente, estos materiales se

erosionaron hacia el norte y luego fueron cubiertos por otros materiales de origen fluvio-aluvional o lacustre, del cual son remanentes las áreas pantanosas hacia la base de los cerros. Al profundizar la excavación de la actividad ilegal se exponen materiales con mayor contenido de minerales con azufre (sulfuros y sulfatos) lo que causa la acidificación de las aguas superficiales, los cuales empiezan a generar aguas ácidas (Figura 4D).

La oxidación de sulfuros para liberar sulfatos es una reacción indicativa con frecuencia de alteración hidrotermal (Plumlee, 1999; Church et al., 2008), por ejemplo, un solo mol de pirita (FeS_2), un mineral muy común en sistemas hidrotermales como el yacimiento de Crucitas, es suficiente para general hasta 4 moles de H^+ (Dold, 2010). Las aguas superficiales con valores de pH más bajos tendrían concentraciones de sulfatos más altas (Church et al., 2008). En general, los valores del potencial de oxidación-reducción (ORP) indican condiciones reductivas por la alta demanda de oxígeno para la oxidación de especies en disolución. La alta dilución, evidenciada por los bajos valores de conductividad eléctrica, es consecuencia del efecto de la época lluviosa en la región. Sin embargo, la hidrolisis de la caolinita produce la liberación de iones hidronio (H^+), provocando un descenso en el pH y un incipiente drenaje ácido. La alta precitación y escorrentía de la región (Sánchez-Murillo and Birkel, 2016) aceleran los procesos naturales de hidrólisis y transporte ante la ausencia de la cobertura de materia orgánica, que cumple la función esencial de quelación de muchos metales en la disolución del suelo. Además de cumplir una función esencial en el balance ácido-base del suelo.

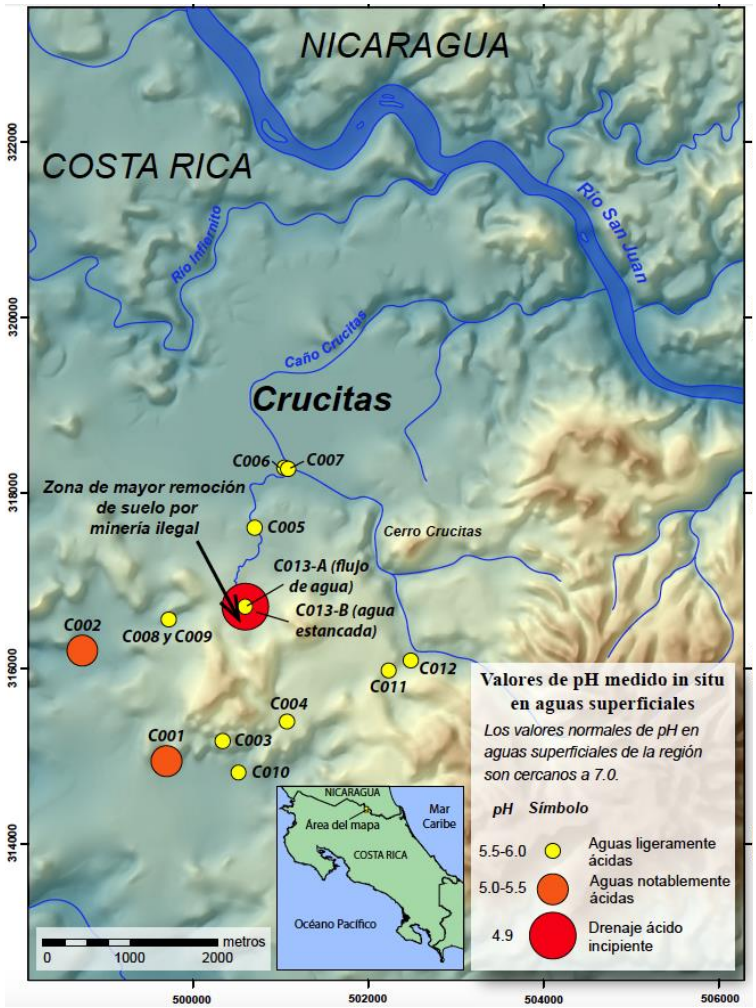

Figura 3: Valores de pH medidos en aguas superficiales de los sitios visitados. Nótese que todo se encuentran muy por debajo del pH local esperado de 7 o neutral (Sánchez-Murillo and Birkel, 2016). Esto evidencia drenaje ácido causado por la minería ilegal.

Cabe destacar que la formación de metilmercurio, un compuesto altamente tóxico y con alto grado de bioacumulación, es más probable en condiciones ácidas y concentraciones relativamente altas de mercurio (Cortés, 2017). Además, con presencia de ambientes reductores y mercurio en sedimentos, también aumentan las posibilidades de producción de metilmercurio por bacterias en ambientes sedimentarios anóxicos (Domagalski, 2001). El metilmercurio es la forma de Hg más típicamente encontrada en tejidos; su formación se vería favorecida por la

presencia situaciones que caracterizan la zona: derrames de mercurio, áreas pantanosas, material vegetal en degradación y drenaje ácido. Finalmente, el drenaje ácido produce que las aguas superficiales se contaminen con metales pesados tóxicos. Por ejemplo, las concentraciones de arsénico (Fig. 3) son muy elevadas (hasta 70 ppm) debido a la exposición de material al medio ambiente por la minería ilegal sin ningún factor de remedición.

4. Conclusiones y recomendaciones

- El mercurio es un elemento pesado altamente tóxico para el ambiente y los seres humanos. Por lo tanto, **es de suma importancia y altamente urgente, que el Estado costarricense tome todas las medidas pertinentes y efectivas para la eliminación del uso de mercurio en Crucitas a la mayor celeridad**.
- Se detectó la presencia de aguas ácidas en los sitios de la minería ilegal. Esta alteración del sistema hidrológico por medio de drenaje acido, está generando un impacto nocivo en el ecosistema al bajar significativamente el pH local y drenar metales tóxicos como el arsénico. **La actividad ilegal debe detenerse para poder monitorear y remediar el drenaje ácido**.
- Debido a la emergencia que la contaminación de mercurio, drenaje ácido, y el transporte de otros metales tóxicos está causando. **El Estado costarricense debe detener por completo la minería ilegal en Crucitas para contener los daños a mediano y largo plazo.**
- Es urgente que Costa Rica retorne a un **modelo de sostenible** derogando la ley 8904 "*para declarar a Costa Rica libre de minería metálica a cielo abierto*", y remplazándola por una nueva ley con una estructura altamente técnica, **que permita desarrollar una industria mineral responsable, en lugar de perpetuar daños irreparables al medio ambiente, generando a su vez beneficios a nuestro país**.

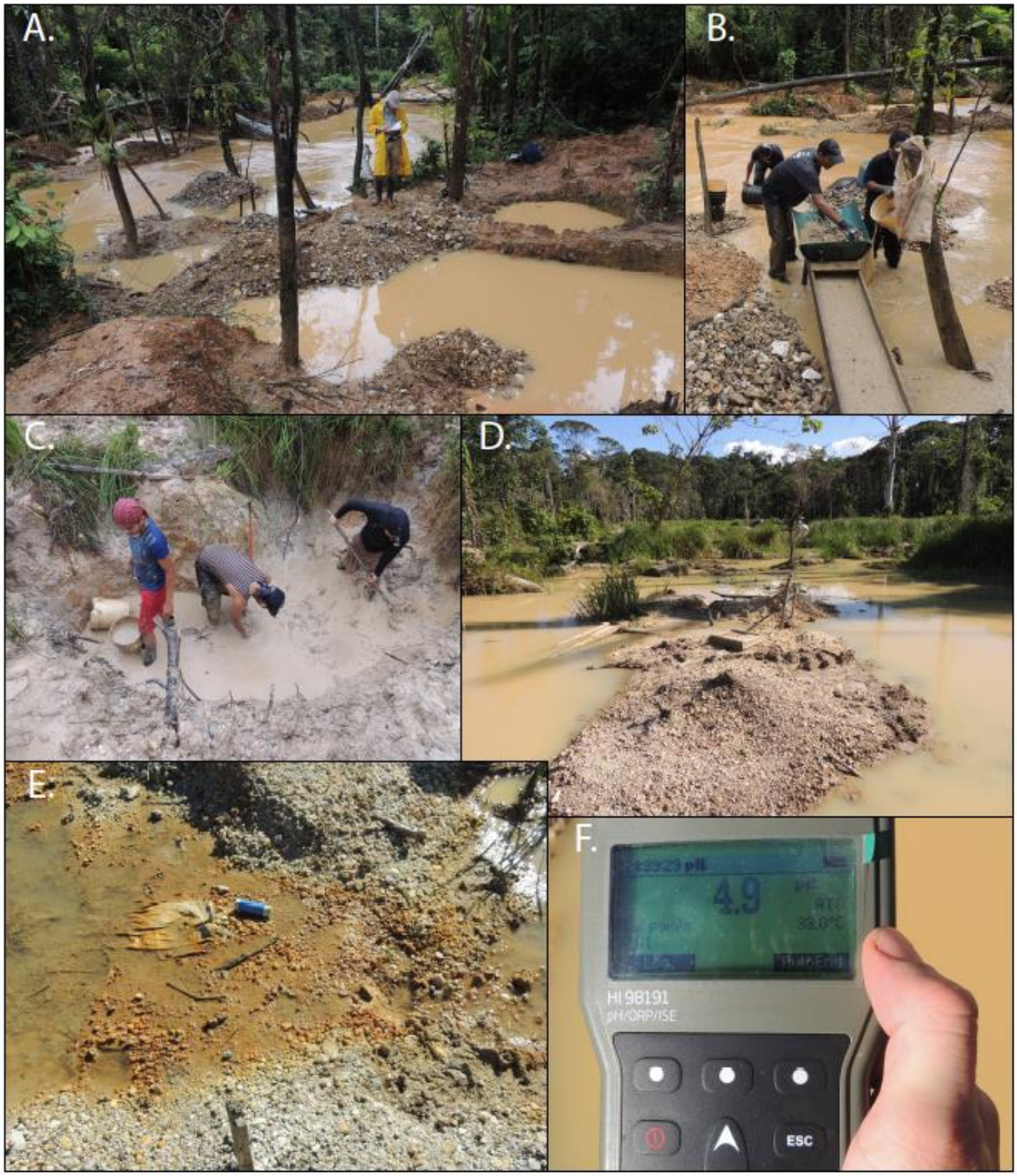

Figura 4: ***A)*** **Vista de un terreno removido junto a un río al suroeste de Crucitas (sitio de toma de la muestra CSS-002). Se observa la remoción del suelo y capa vegetal resultando en aguas estancadas.** ***B)*** **Mineros artesanales al suroeste de Crucitas (sitio de toma de la muestra CSS-002).** ***C)*** **"El Pantano", zona de mayor remoción de suelo por minería ilegal.** ***D)*** **Paisaje al norte de "El Pantano" donde se observa el material alterado aflorando debido a remoción del terreno por parte de los mineros ilegales (sitio de toma de la muestra CSS-013).** ***E)*** **Productos de alteración hidrotermal, asociados con un drenaje ácido en la zona.** ***F)*** **Medición de pH de aguas al norte de "El Pantano" (sitio de toma de la muestra CSS-013) evidenciando alta acidez.**

5. Referencias

Akcil, A. y Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. Journal of Cleaner Production 14, 1139-1145.

Bessinger B. y Apps J.A. (2005). The hydrothermal chemistry of gold, arsenic, antimony, mercury, and silver. Lawrence Berkeley National Lab. Report, U.S. Department of Energy under Contract No. DE-AC03-76SF00098.

Church, S. E., Fey, D. L., Klein, T. L., Schmidt, T. S., Wanty, R. B., DeWitt, E. H., Rockwell, B. W., y San Juan, C. A. (2008). Environmental Effects of Hydrthermal Alteration and Historical Mining on Water and Sediment Quality in Central Colorado. The Third Interagency Conference on Research in the Watersheds, 8-11 September 2008, Estes Park, CO.

Cortés, C. (2017). Determinación de mercurio orgánico e inorgánico en muestras ambientales. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia.

Cox, P. A. (1989). The Elements: Their Origin, Abundance, and Distribution. Oxford University Press, Oxford.

Dold, B. (2010). Basic Concepts in Environmental Geochemistry of Sulfidic Mine-Waste Management. In: Waste Management Sunil Kumar (ed.) ISBN 978-953-7619-84-8, pp. 232.

Domagolski, J. (2001). Mercury and methylmercury in water and sediment of the Sacramento River Basin, California. Applied Geochemistry 16, 1677-1691.

Gaudino, S., Galas, C., Belli, M., Barbizzi, S., de Zorzi, P., Jaćimović, R., Jeran, Z., Pati, A. y Sansone, U. (2007). The role of different soil simple digestión methods on trace elements analysis: a comparison of ICP-MS and INAA measurement results.

Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (2000). Trace Elements in Soils and Plants. Third edition. Boca Raton, Florida.

Plumlee, G. S. (1999). The environmental geology of mineral deposits. In G. S. Plumlee and M. J. Logsdon, eds., The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: Porcesses, Techniques, and Health Issues, pp. 71-116. Society of Economic Geologists, Inc., Litteton, CO.

Ramírez Riquelme, M. E., Ramos, J. F. F., Angélica, R.S., y Brabo, E.S. (2003). Assessment of Hg-contamination in soils and stream sediments in the mineral district of Nambija, Ecuadorian Amazon (example of an impacted area affected by artisanal gold mining). Applied Geochemistry 18, 371-381.

Ruepert., C., Fournier, M. L., Córdoba, L. (2018). Contaminación por mercurio en la zona de Crucitas, San Carlos – Fase I – Informe Final (Solicitado por la Dirección de Agua, MINAE). Universidad Nacional de Costa Rica. Heredia.

Sánchez-Murillo, R. Birkel C. (2016). Groundwater recharge mechanisms inferred from isoscapes in a complex tropical mountainous region. Geophysical Research Letters, 43 (10), doi.org/10.1002/2016GL068888

White, N. y Hendenquist, J. F. (1995) Epithermal gold deposits: styles, characteristics, and exploration. SEG Newsletter, 23, pp. 1, 9-13

6. Apéndice

Tablas 1: Resultados Analíticos de Sedimentos Fluviales

Muestra	Lat	Lon	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Sb	Sc	Sn	V	Hg	Hg ppb
CSS-001	10.8553	-84.3341	68.1	0.034	8.76	43.4	3.90	2.40	6.48	0.45	92.5	0.386	386
CSS-002	10.8667	-84.3428	34.1	0.032	10.25	25.0	4.51	1.39	4.06	0.28	60.8	0.212	212
CSS-003	10.8573	-84.3282	21.8	0.059	41.8	103	4.32	0.772	18.00	0.57	297	0.063	63
CSS-004	10.8593	-84.3216	14.6	0.067	9.33	20.1	4.96	0.671	7.11	0.71	78.1	0.093	93
CSS-005	10.8793	-84.3249	14.6	0.028	85.7	60.3	4.30	0.676	11.45	0.77	172	0.351	351
CSS-006	10.8854	-84.3218	12.6	0.057	79.1	69.1	4.54	0.703	13.10	0.82	162.5	0.544	544
CSS-007	10.8853	-84.3214	2.44	0.052	128.5	58.4	4.50	0.133	17.15	0.95	239	0.33	330
CSS-008	10.8698	-84.3338	50.8	0.044	8.38	22.2	6.24	2.100	2.87	0.17	53.7	0.184	184
CSS-009	10.8698	-84.3338	48.4	0.023	12.05	21.9	5.73	2.290	2.84	0.17	47.6	0.493	493
CSS-010	10.8541	-84.3266	5.64	0.041	9.29	25.1	5.41	0.732	9.02	0.81	112.5	0.039	39
CSS-011	10.8646	-84.3109	1.94	0.031	169.5	92.5	4.65	0.107	26.10	1.43	277	0.653	653
CSS-012	10.8656	-84.3086	2.03	0.063	170	70.1	4.66	0.109	22.60	1.26	283	8.79	8790
CSS-013 A	10.8712	-84.3259	8.61	0.010	7.83	15.3	5.30	0.740	2.76	0.25	36.9	0.233	233

Resultados de concentraciones de metales en partes por millón (ppm). El Mercurio (Hg) también se convirtió en partes por billón o ng/g para presentarlo igual que el informe de UNA-IRET

Tabla 2: Resultados de las mediciones de agua hechas en el campo

Muestra	pH	Potencial Oxidación-reducción (mV)	Temperatura (°C)	Conductividad Electrica (µS)	Solidos Disueltos Totales (ppm)	Salinidad (%)	Resistividad (kΩ)
C001	5.2	98.8	25.3	18.22	9.09	0.0	55.2
C002	5.2	105.7	26.8	18.45	9.12	0.0	55.7
C003	5.7	68.0	25.2	28.00	13.98	0.1	35.9
C004	5.8	76.4	25.4	23.72	11.02	0.0	46.0
C005	5.8	62.4	25.4	19.13	9.61	0.0	52.2
C006	5.8	65.0	25.5	19.10	8.32	0.0	52.7
C007	5.7	69.2	25.3	30.35	14.72	0.1	33.0
C008	5.7	69.3	26.7	19.62	10.02	0.0	50.8
C009	5.7	69.3	26.7	19.62	10.02	0.0	50.8
C010	5.9	58.0	25.5	38.13	19.04	0.1	26.3
C011	5.8	59.3	25.1	24.63	12.36	0.1	40.5
C012	5.7	65.5	25.9	29.77	14.72	0.1	33.6
C013-A	5.7	72.0	30.8	22.85	11.49	0.0	43.6
C013-B	4.9	110.0	32.8	17.89	8.87	0.0	55.7

Las localidades de muestreo fueron las mismas reportadas en la Tabla 1 (lat/lon).