INFORME FINAL

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL EN LA CUENCA DEL RÍO SONORA AFECTADA POR EL DERRAME DEL REPRESO “TINAJAS 1” DE LA MINA BUENAVISTA DEL COBRE, CANANEA, SONORA

Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía

Instituto de Geología UNAM

Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad

Instituto de Ecología UNAM

Universidad de Sonora

Instituto Tecnológico de Sonora

INFORME EJECUTIVO DEL CONVENIO DE COLABORACIÓN CELEBRADO ENTRE LA UNAM Y NACIONAL FINANCIERA, FIDUCIARIA DEL FIDEICOMISO 80724 RÍO SONORA CON FECHA DE FIRMA 20 DE FEBRERO DE 2015.

10 OCTUBRE 2016

Antecedentes

El 28 de noviembre del 2014, el Comité Técnico del Fideicomiso Río Sonora comisionó a la UNAM para elaborar el diagnóstico ambiental y la propuesta de remediación-reparación-compensación de la cuenca del Río Sonora después del derrame del represo Tinajas 1, de la Mina Buenavista del Cobre, Cananea, Sonora. Los objetivos definidos en su momento para el estudio técnico fueron:

1. Evaluar el daño ambiental, en el corto, mediano y largo plazo, asociado al derrame de los 40,000 m3 de solución ácida ferro-cuprífera, en la cuenca del río Sonora.
2. Identificar y evaluar los riesgos ecológicos y a la salud humana.
3. Proponer un plan de remediación/reparación/compensación del sitio, que incluya medidas de mitigación y/o de resarcimiento.

En dicha reunión el comité técnico acordó realizar una primera ministración de recursos para la primera fase del estudio, en el entendido de que se firmarían convenios posteriores para darle continuidad al estudio técnico. Con esta primera ministración se cumplió el primer objetivo y el segundo de manera parcial.

Se convino la participación del Instituto de Geología y del Instituto de Ecología de la UNAM, del Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia y del Departamento de Geología de la Universidad de Sonora y de la Dirección de Recursos Naturales del Instituto Tecnológico de Sonora.

El convenio con Nacional Financiera fue firmado el día 20 de febrero de 2015. A partir de esa fecha las instituciones participantes iniciaron los trabajos de campo, colecta de muestras y análisis de laboratorio, así como la interpretación de los datos obtenidos. Durante el desarrollo del estudio técnico, se llevaron a cabo varias entregas de informes parciales preliminares:

- Informe de Avances 1 Sub-proyecto diagnóstico integral para la evaluación del daño ambiental del medio abiótico en el corto, mediano y largo plazo (12 de abril de 2015).
- Valoración de la presencia de metales asociados al derrame de Buena Vista del Cobre (BVC) en sedimentos y suelos de la Cuenca del Río Sonora a 6 meses de ocurrido el derrame y después de las acciones de remediación de BVC (22 de mayo 2015).
- Evaluación de los materiales removidos durante las acciones de remediación de la empresa Buena Vista del cobre en la Cuenca el Río Sonora (7 de mayo 2015).
- Evaluación de la calidad actual del agua de la presa El Molinito (10 de junio 2015).

- Informe de avances, subsistema biótico (10 de septiembre 2015).
- Evidencias de las afectaciones a la integridad funcional de los ecosistemas del Río Bacanuchi y el Río Sonora por el derrame de la mina Buena Vista del Cobre: avances del diagnóstico ambiental (21 de abril 2016).

A continuación, se presenta un resumen ejecutivo de los resultados obtenidos, conforme a los puntos establecidos con el Comité Técnico del Fideicomiso Río Sonora. El orden corresponde a los puntos establecidos en el convenio. Al final del documento se incluyen los anexos con los datos e informes en extenso.

CONCLUSIONES

En este informe se resumen las evidencias de las afectaciones a la integridad funcional de los ecosistemas del Río Bacanuchi y del Río Sonora, ocasionadas por el derrame del represo Tinajas 1 de la Mina Buena Vista del Cobre, Cananea, Sonora, del 6 de agosto del 2014. Estas evidencias son resultado del diagnóstico ambiental solicitado a la UNAM por el Fideicomiso Río Sonora. En términos de la Ley de Responsabilidad Ambiental, los resultados que aquí se presentan constituyen un conjunto de datos que demuestra la existencia de daños al estado base de los ecosistemas y recursos naturales, las condiciones químicas, físicas y biológicas en los Ríos Bacanuchi y Sonora. Este resumen aporta los elementos suficientes para (1) acreditar el daño ambiental y el nexo causal entre las afectaciones al ecosistema y el derrame, y (2) justificar el sistema de seguimiento que se debe implantar para medir a largo plazo la evolución del impacto ambiental ocasionado por el derrame.

Conforme a la Ley de Responsabilidad Ambiental, el diagnóstico se basa en una serie de mediciones de elementos de los ecosistemas que indican daños ambientales por el derrame de índole tanto directa e inmediata como indirecta y no inmediata. Los ecosistemas a los que se hace referencia en el diagnóstico corresponden a la acepción legal del término, es decir, son las unidades funcionales básicas de interacción de los seres vivos y el entorno dentro del área de influencia de los daños directos e indirectos del derrame.

Para fines de análisis, por consiguiente, en el diagnóstico ambiental se incluyen indicadores de daño ambiental de tres subsistemas de la región: (1) Abiótico (agua superficial, agua subterránea, suelo y sedimento); (2) biótico (microbiota, flora, fauna silvestre y fauna doméstica); y socio-económico (actividades productivas). La prospección de campo abarca 1,580 sitios de muestreo en los ríos

Bacanuchi, Bacoachi, San Miguel y Sonora, así como en la Presa El Molinito. En total, se tomaron 7,500 muestras.

Asimismo, se distinguen tres fases con base en la exposición de los ecosistemas a los elementos tóxicos contenidos en la sustancia derramada. La fase crónica corresponde a lo que en la Ley de Responsabilidad Ambiental se denomina estado base, o sea, la condición de los ecosistemas de no haberse producido el daño, en el momento previo al derrame. La fase aguda corresponde al daño inmediato a los ecosistemas por el tránsito del derrame a lo largo del cauce. La fase crónica exacerbada corresponde al daño indirecto ocasionado por cambios en el estado base de los ecosistemas y que se documentó con indicadores indirectos (proporción entre metales, conductividad eléctrica y pH) de la contaminación residual en el Arroyo Tinajas y la porción norte del Río Bacanuchi.

En suma, las evidencias concretas de daño al ambiente dentro de la fase aguda y la fase crónica exacerbada son los siguientes.

Con base en el análisis de los resultados obtenidos por el laboratorio ABC de muestras de aguas superficiales y subterráneas:

- Se observa un incremento en las concentraciones de los metales hierro, aluminio, cobre, manganeso, arsénico y plomo en aguas superficiales a lo largo del río durante los días inmediatos al derrame. Este incremento es evidencia del efecto del paso de la solución preñada a lo largo del cauce.
- Removilización de los mismos metales los días posteriores al derrame que se acentúa como consecuencia de los huracanes Norbert, del 2 al 10 de septiembre, y Odille, del 11 al 19 de septiembre.
- El transporte de los metales antes mencionados en aguas superficiales ocurre a lo largo de un periodo de 70 días después del derrame. Este efecto también es visible en el agua subterránea ya que en algunos pozos se presentaron concentraciones altas en los primeros días después del derrame, después disminuyeron y se incrementaron nuevamente durante los huracanes Norberto y Odille. Durante el año 2015, se presentaron bajas concentraciones de dichos metales, con ligeras fluctuaciones y con excepción de algunos pozos.

Con base en el análisis de los resultados obtenidos por la UNAM:

- Los sedimentos muestreados en zanjas a lo largo del arroyo Tinajas y del Río Bacanuchi tienen altas proporciones de metales (hierro, aluminio, cobre, manganeso y arsénico) lo que indica

claramente la migración vertical de metales provenientes del derrame. Las concentraciones de cobre y algunas de cadmio en dichos sedimentos son superiores a los valores de fondo.

- Contaminación residual en muestras de sedimento y algunas de suelo colectadas en zanjas a diferentes profundidades del cauce desde el punto origen del derrame (represo Tinajas 1) hasta el poblado de Bacanuchi (aproximadamente 50 km). Los bajos valores de pH y altos de conductividad eléctrica son mayores que los valores naturales.
- Incremento en la cantidad de metales en el ecosistema de la cuenca, con riesgo potencial de ser liberados al ambiente por un nuevo derrame de solución ácida o por la descarga de aguas negras que tiene el potencial de generar un ambiente reductor.
- Riesgo elevado a la salud por exposición a plomo en la zona de San Felipe de Jesús. Las concentraciones exceden los valores de referencia de 400 mg/kg, con un máximo de 1945 mg/kg de plomo en fracción de suelo adherible a manos.
- Más del 70% de la población infantil de San Felipe de Jesús podría tener niveles de plomo en sangre superiores a 10 microgramos por decilitro. Este valor representa un riesgo para la salud. Con los resultados obtenidos, no es posible descartar que los altos niveles de plomo observados se deben al derrame de Buena Vista del Cobre, o a la presencia de jales históricos asociados a la minería de Pb y Zn de la zona.
- Afectación adversa al hábitat acuático que se manifiesta en el cambio en la estructura poblacional de especies de peces endémicos y amenazados. El cambio en la estructura poblacional se caracteriza por la ausencia de estadios juveniles un año después del derrame.
- Deterioro de los ecosistemas ribereños, que se manifiesta en la alta mortalidad de árboles ribereños sobre el arroyo Tinajas 1, a 13 km al sur del represo, un año después del derrame.

- La detección de elementos en concentraciones mayores en muestras de vertebrados terrestres del Río Bacanuchi que en las muestras de los sitios de control:

    - Arsénico en hígado y plomo en músculo en individuos de cinco especies de roedores (*Chaetodipus penicillatus*, *Ch. intermedius*, *Peromyscus eremicus*, *P. leucopus* y *P. maniculatus*)
    - Cobre en sangre de individuos de cuatro especies de carnívoros (*Canis latrans*, *Mephitis mephitis*, *Procyon lator*, *Urocyon cineroargenteus*).
    - Zinc en hígado de individuos de dos especies de aves (*Sayornis nigricans* y *Chloroceryle americana*).

Las afectaciones señaladas en este informe justifican la instauración de un sistema de monitoreo y seguimiento para evaluar la eficacia de las medidas de remediación del daño ambiental realizadas por la empresa, en cumplimiento de la obligatoriedad de restablecimiento de los servicios ambientales del mismo tipo, calidad y cantidad que los dañados, como se marca en la Ley de Responsabilidad Ambiental.

El contenido de este informe se divide en las siguientes secciones. Primero, se describe brevemente la experiencia internacional que se reporta en la literatura especializada sobre los impactos a mediano y largo plazo de derrames mineros en sistemas fluviales. El propósito es ofrecer una perspectiva general sobre las bases conceptuales, técnicas y científicas de las investigaciones realizadas en este diagnóstico ambiental.

Posteriormente, se resumen los elementos esenciales que se derivan de esa experiencia para el desarrollo de las investigaciones que son materia de este diagnóstico ambiental.

I. Experiencia Internacional

La literatura científica internacional reporta los siguientes impactos ambientales como consecuencia de derrames mineros de metales pesados en sistemas fluviales a mediano y largo plazo:

- Dispersión y almacenamiento a largo plazo de metales en el lecho de canales y planicies de inundación o en humedales riparios (Álvarez-Ayuso et al., 2008; Burgos et al., 2013; Cabrera et al., 2008; Kraus y Wiegand, 2006; Simón et al., 2009).
- Removilización y re-disponibilidad de metales por eventos de inundación y erosión (Coulthard y Macklin, 2003).
- Almacenamiento de contaminantes por periodos que varían de 10 a 1000 años, en particular, alejados del canal activo por la influencia de corrientes de arrastre, y sobre planicies de inundación (Bird, et al.,2008; James, 1989; Miller,1997).
- Contaminación severa de suelos en tierras agrícolas y áreas naturales protegidas (Burgos, et al., 2013).
- Aumento significativo de toxicidad por variación de las especies de metales en el tiempo como consecuencia de los cambios fisicoquímicos en el agua (Santos et al., 2002).
- Bioacumulación y mortalidad en flora y fauna (Alcorlo et al., 2006; Madejón et al., 2002; 2003; Murillo et al., 1999; Solà et al., 2004; Taggart et al., 2005).
- Pérdida significativa de biodiversidad (Riba et al., 2004; Sabater, 2000; Solà et al., 2004).

- Consumo y exposición a humanos de metales pesados a niveles subletales por ingestión de agua contaminada, contacto dermatológico, inhalación de polvo e ingestión de comida contaminada (Gil et al., 2006).

II. Elementos esenciales del diagnóstico

Con base en la experiencia nacional e internacional sobre derrames de lixiviados y drenajes ácidos de jales de minas, se definen una serie de etapas o fases. Estos conceptos son utilizados para describir el daño ambiental en la zona de estudio

Fase previa

Es el estado ambiental previo a la afectación ambiental, el cual se define por los **valores de fondo o estado base** que corresponden a las concentraciones de metales pesados distribuidos naturalmente en una región.

Fase aguda

La fase aguda corresponde a la etapa de daños directos e inmediatos del derrame (como los ocasionados por un derrame de sustancia preñada[1]). Es el periodo en el cual los elementos contaminantes son vertidos al ambiente y se caracteriza por el aumento en la disponibilidad de metales pesados, que pueden alcanzar niveles letales o subletales. La fase aguda corresponde a la etapa de daños directos e inmediatos del derrame.

Fase crónica

Periodo que se caracteriza por la presencia de metales pesados en concentraciones lo suficientemente altas para ocasionar daños acumulativos y sinérgicos ambientales y a la salud, a mediano y largo plazo. Las fases crónicas son típicas de regiones mineras ya que resultan de exposiciones frecuentes, de distinta intensidad, a fuentes de contaminación. En el caso de la zona de estudio, hay actividad minera ampliamente distribuida, por ello, la fase crónica previa al derrame del 6 de agosto del 2014 corresponde al estado base.

Fase crónica exacerbada

Eventos, como el derrame del 6 agosto, desencadenan ciclos de fases agudas y crónicas. La fase aguda termina cuando los metales pesados se diluyen, precipitan, o se llevan a cabo acciones de

[1]Sustancia preñada: solución en estado acuoso proveniente de las tinajas operadas por la mina con elementos de valor económico (metales pesados sujetos a extracción).

remediación. La magnitud del impacto depende del comportamiento de los elementos contaminantes y de las acciones de remediación. Las fases agudas son remplazadas por **fases crónicas exacerbadas**. La fase crónica exacerbada produce daños indirectos y no inmediatos.

En la figuraI.II.1, se ilustran las fases agudas, los efectos de la remediación, las fases crónicas exacerbadas, así como los procesos de removilización característicos de regiones mineras históricas.

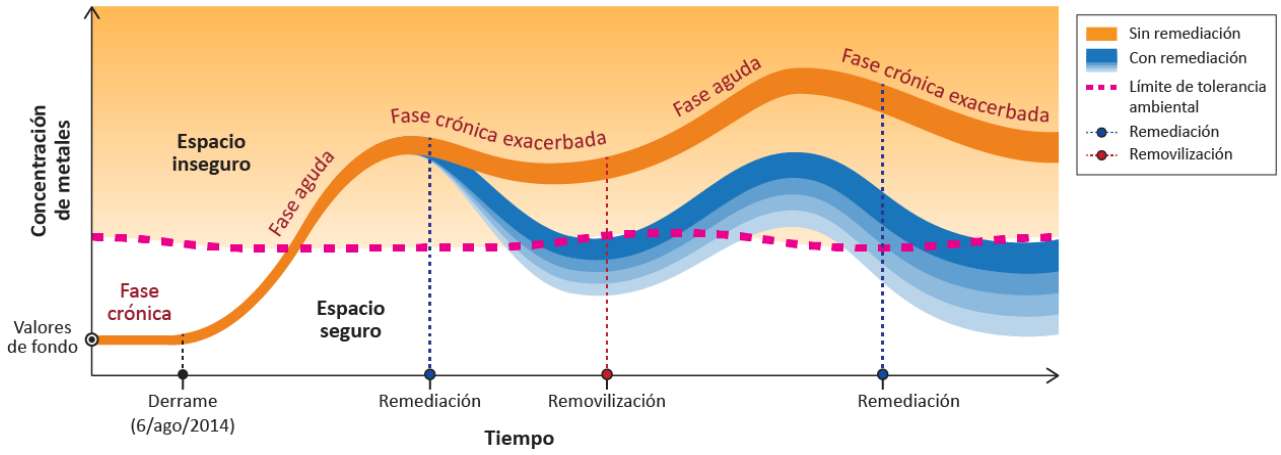


Figura II.1. Ciclos de fases agudas y crónicas posteriores a episodios de contaminación por metales pesados.

Límite de tolerancia ambiental

Umbral de seguridad ecosistémica o de equilibrio ecológico mínimo aceptable. El límite de tolerancia ambiental se construye con un grupo de indicadores de calidad ambiental obtenidos y evaluados periódicamente a largo plazo. Exposiciones crónicas a fuentes de contaminación por metales pesados reducen el límite de tolerancia ambiental (Ej. bioacumulación). **El rebasar el límite de tolerancia ambiental advierte sobre la degradación de la integridad funcional del ecosistema y la necesidad de acciones de remediación inmediata.**

Procesos de dispersión de metales

Se refiere a los procesos físico-químicos que tienen lugar durante la fase aguda y que pueden continuar durante la fase crónica exacerbada. Ocurren tanto en el medio biótico (bioacumulación y biomagnificación), como en el medio abiótico (agua, suelo, sedimento, polvo) e influyen en la magnitud del impacto.

Procesos biológicos de acumulación y magnificación de metales

• Bioacumulación. Incapacidad de los organismos para asimilar, transformar o excretar los metales pesados ingeridos, lo que resulta en un almacenamiento progresivo en órganos y tejidos.

• Biomagnificación. Aumento exponencial de la concentración de metales pesados en organismos a medida que aumenta el nivel trófico en la cadena alimenticia.

Severidad del daño ambiental

El concepto de severidad del daño ambiental usada en este diagnóstico depende de los siguientes factores:

- Cantidad, concentración y pH de la solución derramada.
- Efectividad y pertinencia de las acciones de remediación.
- Incremento de la concentración de los metales en todos los compartimentos ambientales con respecto a los valores de fondo.
- Límite de tolerancia ambiental.

Valores de fondo

Intervalo de concentraciones de metales pesados distribuidos naturalmente en una región.

Esquema de investigación

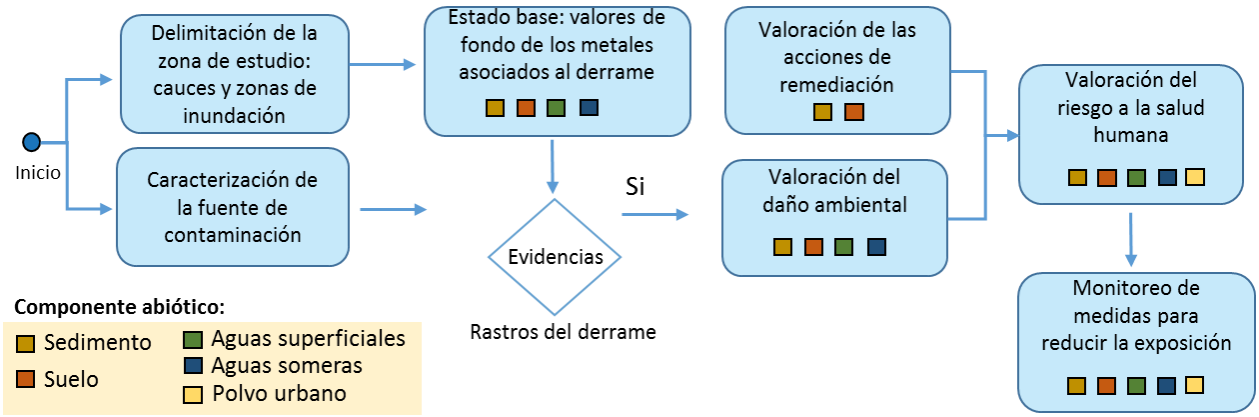
El esquema de investigación permite dilucidar la secuencia de influencias de causa-efecto ocasionadas por el derrame, tal y como lo establece el Art. 2 frac IV. de la Ley Federal de Responsabilidad Ambiental.

Esto implica, en primer lugar, entender la dinámica del derrame. Es decir, rastrear el tránsito de la sustancia derramada en términos de su extensión, magnitud y duración a lo largo del cauce. Paralelamente, se identifican los mecanismos físicos, químicos y biológicos de dispersión de metales. Una vez estudiada la dinámica del derrame, se identifica la fase aguda y la fase crónica exacerbada.

En segundo lugar, se lleva a cabo un muestreo comparativo de los elementos bióticos críticos del ecosistema. La distribución de concentraciones de metales se analiza estadísticamente y se compara con los valores de fondo. Adicionalmente, se realizan inventarios de peces, fauna terrestre y vegetación con el mismo diseño de sitios de muestreo. De este modo, encontrar evidencias estadísticamente significativas con respecto a los sitios de control o los valores de fondo es una señal inequívoca de degradación ambiental. Finalmente, se generan indicadores abióticos, bióticos y del entorno socioeconómico (inocuidad).

Como se muestra en la Figura II.2, los resultados de los puntos anteriores son la base para desarrollar en el futuro los estudios que exige la ley con respecto a la:

- Identificación del límite de tolerancia ambiental.
- Confirmación de las cadenas causales mediante el esclarecimiento de las rutas de exposición y vulnerabilidad ambiental.
- Implementación de un sistema de información y transparencia que incluya:
- Generación de indicadores de integridad funcional
- Protocolos de monitoreo ambiental
- Evaluación de la eficacia de las medidas de reparación del daño
- Protocolos de involucramiento continuo con la sociedad.



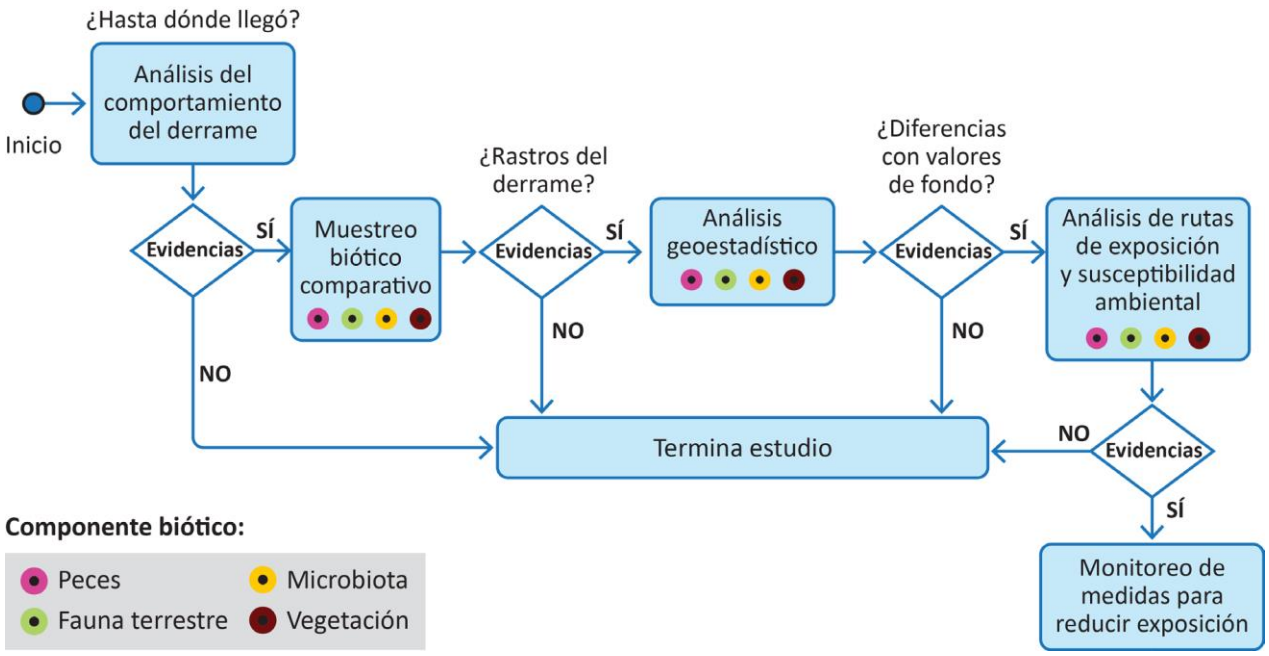


Figura II.2. Esquema general de investigación

Con base en los conceptos antes descritos, se diseñó la metodología correspondiente. Los alcances del estudio son.

- Delimitación de las zonas de influencia del derrame del represo “Tinajas 1”.
- Caracterización de la fuente de contaminación con el fin de identificar los contaminantes directamente asociados al derrame.
- Determinación del estado base, en el medio abiótico y biótico, referencia para identificar la afectación, asociada al derrame, de los diferentes receptores del ecosistema.
- Evaluación de la calidad de aguas superficiales y aguas subterráneas, durante la fase aguda y la fase crónica posterior al derrame (estado actual).
- Evaluación de movilidad y transporte de los contaminantes en suelos y sedimentos durante la fase aguda y la fase crónica posterior al derrame (estado actual).
- Valoración de la biodisponibilidad “in vitro” de los metales e identificación de rutas y vías de exposición para valorar el riesgo potencial a la salud humana.
- Efectos del derrame en el componente biótico (flora y fauna).
- Delimitación de zonas que requieran estudios de evaluación de riesgo ecológico y a la salud humana a través de bio-indicadores de exposición y efecto.

III. Delimitación de la zona de estudio y bases digitales

La zona de estudio se localiza en la cuenca del Río Sonora (figura III.1) que tiene una superficie de aproximadamente 26,827 km² (INEGI, 2015) y abarca un área geográfica caracterizada por cambios topográficos drásticos. En el apartado de metodología se describe como se obtuvo la delimitación del área de estudio dentro de la Cuenca del Río Sonora, que abarca longitudinalmente desde el represo Tinajas 1 hasta la Presa El Molinito.

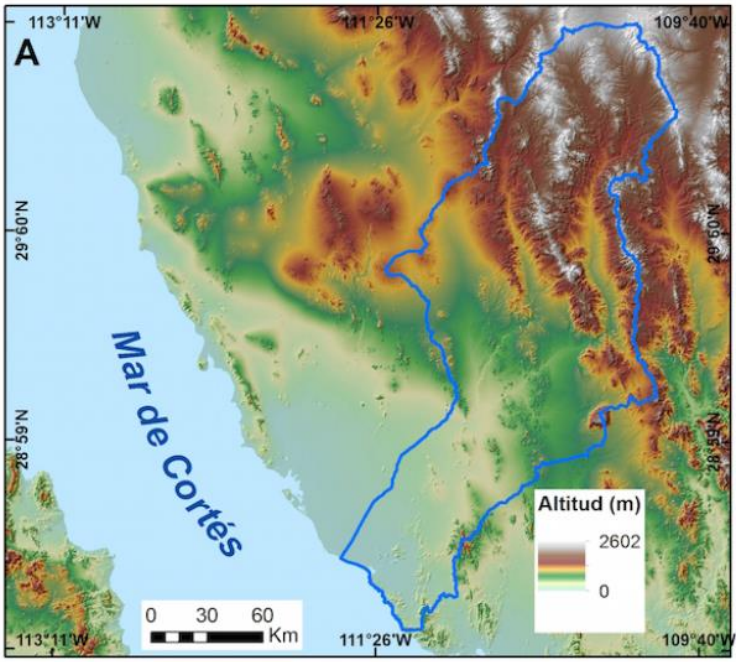


Figura III.1. Mapa hipsométrico de la cuenca del Río Sonora (contorno azul) y zonas aledañas.

El área de estudio cubre un total de 317.97 km^2, con unidades geomorfológicas divididas en:

a) **Zona de influencia,** que corresponde a la zona donde se programó el muestreo de suelos y sedimentos potencialmente afectados por el derrame. Se calcula que la superficie con diferentes niveles de influencia corresponde a 316 km^2.

b) **Zona control,** áreas dentro de la zona de estudio que se encuentran fuera de la influencia del derrame donde las muestras de suelos y sedimentos fueron utilizadas para determinar los valores de fondo. Esta zona tiene una superficie aproximada de 1.77 km^2 y corresponde a las partes bajas dentro del curso de los ríos, pero que por su ubicación y elevación no fueron susceptibles de ser afectadas por el derrame.

Las unidades geomorfológicas identificadas en la zona de estudio se definen y describen con detalle en el informe anexo 1, en las tablas siguientes se resume la superficie de las unidades geomorfológicas dentro y fuera de la zona de influencia del derrame:

ZONA DE INFLUENCIA	
Unidad geomorfológica	superficie en km^2
Cauce activo	13.5
Canales abandonados	28.8
Depósitos masivos de arrollada	7.8
Superficie de inundación	14.5
Superficie de inundación antropizada	232.9
Llanuras de inundación excepcional	18.7
TOTAL km^2	**316.2**

El producto final contiene el detalle geográfico de la distribución regional de las unidades geomorfológicas, el cual está disponible en información vectorial (archivo shapefile) para su visualización en un sistema de información geográfica y también se encuentra disponible para su consulta en GoogleEarth® (archivo *.KMZ).

IV. Naturaleza de la fuente de contaminación

El 06 de agosto de 2014 se derramÓ al Arroyo Tinajas, del Municipio de Cananea, Sonora, un volumen estimado de 40,000 m^3 de solución ácida enriquecida con cobre, hierro y otros metales pesados disueltos (solución acida ferro-cuprífera). Esta solución se derramó del represo denominado “Tinajas 1”, que se encuentra ubicado dentro de las instalaciones de la Empresa Buenavista del Cobre (BVC), subsidiaria de Grupo México (GM).

IV.1 Caracterización del lixiviado y de la fase sólida.

La composición química de solución derramada del Represo Tinajas 1 fue determinada originalmente por la CONAGUA el 08 de agosto de 2014 y después por la UNAM el día 2 de octubre de 2014 (Tabla IV.1).

Institución	**UNAM**			**Conagua**
Fecha muestreo	**02/10/2104**			**08/08/2014**
Muestra	**1**	**2**	**media**	**1**
Fe, mg/L	518	458	488	**1080**
Al, mg/L	393	499	446	**461**
Cu, mg/L	321	266	293	**114**
Mn, mg/L	164	150	156.5	**98.1**
Zn, mg/L	72	54	63	**51**
As, mg/L	0.85	0.62	0.73	**42.7**
Ni, mg/L	1.94	1.8	1.87	**11**
Cd, mg/L	1.01	0.98	0.99	**7.76**
Pb, mg/L	0.36	0.21	0.28	**2.5**
Cr, mg/L	0.25	0.22	0.23	**1.54**
Ba, mg/L	No detectado			
Hg, mg/L	No detectado			
Sb, mg/L	No detectado			

Tabla IV.1 Composición química del derrame de 40,000 m³ de solución ácida ferro-cuprífera del represo Tinajas 1. Determinada por la CONAGUA y por el Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía de la UNAM

Debido a que el muestreo realizado por la UNAM fue posterior y se había detenido el proceso de lixiviado y habían ocurrido fuertes lluvias, la composición que se utilizó como base para el presente estudio es la reportada por CONAGUA.

Tanto las concentraciones obtenidas por CONAGUA en la solución del Represo Tinajas 1 y las obtenidas por el grupo de la UNAM corroboran que:

- Las mayores concentraciones corresponden al Fe, Al, Cu, Mn y Zn.
- La solución presenta contenidos variables de As, Cd, Cr, Pb y Ni
- No se detectaron Hg, Ba y Sb en la solución derramada.

El líquido derramado presentó **altos valores de conductividad eléctrica (5.65 y 5.95 mS/cm)** que indican elevados contenidos de sulfatos así como valores de pH entre 2.2 y 2.3.

Mineralogía

Se observó que ocurre un cambio rápido de la solución a una fase sólida, la cual presenta una mineralogía particular con una coloración distinta a la de los minerales naturales. Los resultados de Difracción de Rayos X y de análisis de Sincrotrón de los precipitados del fondo del represo Tinajas 1 que se forman durante la interacción de la solución ácida ferro-cuprífera con el medio litológico de la zona, indican la presencia del mineral denominado jarosita ($XFe_3(SO_4)_2(OH)_6$). Este es un mineral secundario de Fe que se caracteriza por su coloración amarillo-naranja (figura IV.1) y por su contenido de elementos potencialmente tóxicos como Pb, Ba, As, Zn, Mn que quedan atrapados en su estructura cristalina.

Composición química del precipitado

Se analizó el material de color amarillo-naranja que se precipitó en el fondo del represo Tinajas 1, en el anexo 1 se reportan los elementos de interés obtenidos de dichos análisis.

NOTESE el color amarillo-naranja debido a la precipitación de jarosita

Figura IV.1 Fotografía del represo Tinajas 1 donde se observa la solución ácida ferro-cuprífera derramada (arriba) y precipitados de color amarillo-naranja sobre rocas y sedimentos debido a la interacción geoquímica de la solución ácida con el medio litológico (abajo).

IV.2 Medidas de Remediación y Caracterización del Material Removido.

Con el fin de mitigar el impacto ambiental del derrame en la cuenca del Río Sonora, BVC reporta haber aplicado las siguientes medidas de mitigación:

- Construcción del bordo de contención para detener el avance de la solución derramada.

- Neutralización con cal de los sitios visiblemente impactados por el derrame para producir la precipitación de los metales asociados al derrame.
- Extracción de 2,366,000 litros del líquido contenido en el bordo de contención. Asumiendo que el volumen inicial de la solución derramada fue de 40,000,000 de litros y que los 2,366,000 litros corresponden únicamente a la solución derramada; entonces el volumen no recuperado sería de 37,634,000 de litros.
- Colecta de 7,398 m3 de material visiblemente impactado (coloración amarillo-naranja), por el derrame y posteriormente depositado en los caminos de acceso de la presa de jales de Buena Vista del Cobre.

El 26 de febrero de 2015 se muestrearon los materiales removidos por Buena Vista del Cobre. Se identificaron tres zonas de almacenamiento (figuras IV.2 a la IV.4) de este material y se tomaron muestras para su caracterización (ver anexo1).

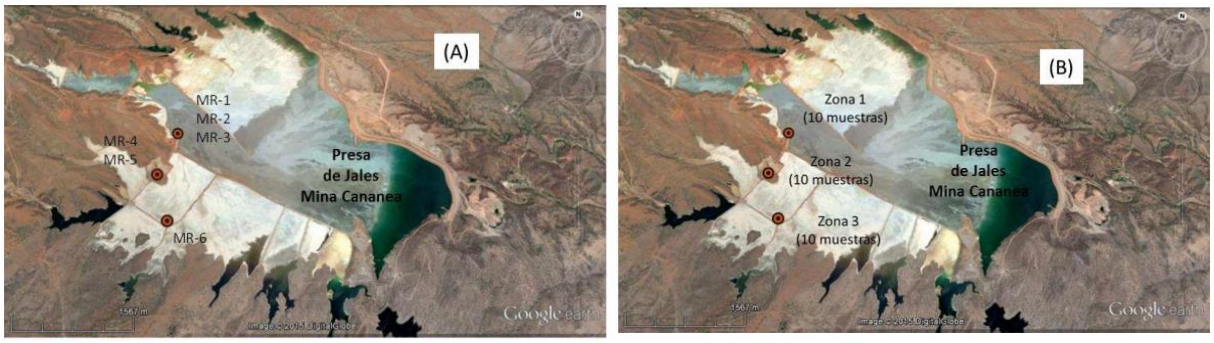


Figura IV.2 Ubicación de las muestras del material producto de la remediación de BVC, almacenados en los caminos de acceso de la Presa de jales de la mina Cananea. (A) Muestreo Orientativo de febrero de 2015. (B) Muestreo exploratorio de abril 2015

Figura IV.3 Sitios de muestreo en la Zona 1, aspecto panorámico y detalle.

Figura IV.4 Sitios de muestreo en la Zonas 2 y 3, aspecto panorámico y detalle.

Los análisis indican que la colecta incluyó tanto materiales naturales como de los producidos por el derrame, aunque no es posible cuantificar la cantidad de metales producto del derrame que fueron recuperados por este proceso.

La proporción entre metales obtenida de las muestras del material visiblemente impactado y del precipitado de Tinajas 1 (figura IV.5), es variable y difiere de los valores de fondo de la zona norte, por lo cual van a ser utilizadas para discutir la afectación ambiental en los apartados siguientes del presente informe.

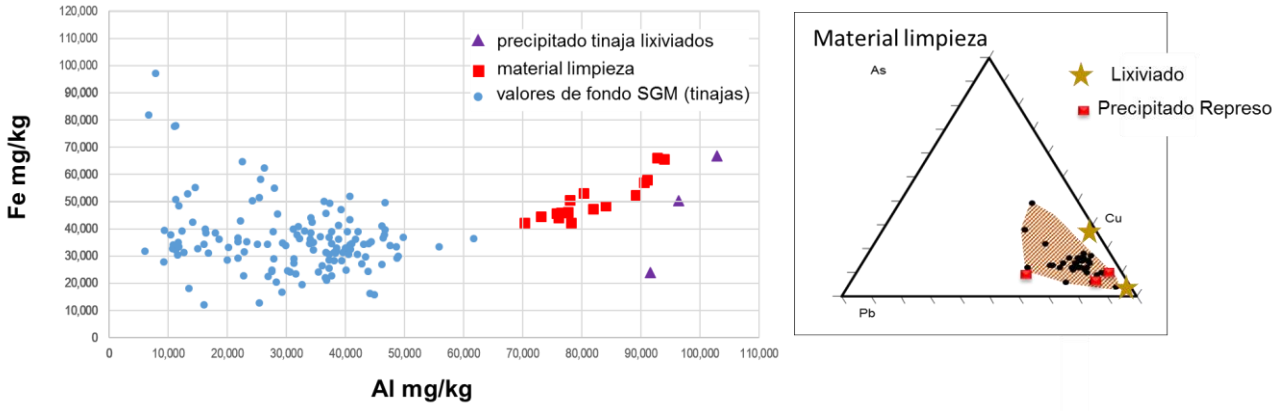


Figura IV.5 Proporción de Fe, Al, As, Cu y Pm en muestras del material visiblemente impactado recolectado por BVC.

Con esta información se puede afirmar que el tránsito de la solución derramada en la cuenca del río Sonora puede ser rastreado por cualquiera de las siguientes características:

- Bajos valores de pH.
- Altas concentraciones de metales (mayores a los valores de fondo).
- Diferencia en la proporción entre metales con respecto a la de los materiales naturales.
- Altos valores de conductividad eléctrica (CE).
- Presencia del mineral Jarosita que le confiere un color amarillo-naranja al medio abiótico afectado por el derrame.

V. Determinación del Estado Base

V.1 La Cuenca del Río Sonora

La Cuenca del Río Sonora empezó a formarse hace ~20 millones de años. Las rocas que rodean la cuenca se caracterizan por las elevadas concentraciones de elementos mayores como aluminio (82,733 mg/kg - 91,849 mg/kg), hierro (59,640 mg/kg - 68,460 mg/kg) y manganeso (789.8 mg/kg - 1364.2 mg/kg). Asimismo, se presentan concentraciones máximas (mg/kg) de bario (Ba, 1123), vanadio (197), cobre (107), plomo (11), zinc (107), níquel (38), arsénico (13), cadmio (0.2), antimonio (0.5), mercurio (0.21) y cromo (53)[2]. Dado que los procesos erosivos han estado aportando sedimentos a la cuenca del río Sonora desde hace 20 millones de años, esta cuenca presenta valores relativamente altos de Al, Fe, Mn, Ba, V, Cu, Zn y As en comparación con otras regiones de Sonora y México.

Para determinar el estado base se realizó un análisis de los datos obtenidos por el Servicio Geológico Mexicano (SGM) entre 1995 y 2000. Asimismo, el Instituto de Geología de la UNAM realizó un muestreo de sedimentos y rocas de la zona control.

V.2 Información del Servicio Geológico Mexicano.

El análisis de aproximadamente 3,625 muestras de sedimentos de arroyo colectadas por el Servicio Geológico Mexicano (SGM) entre 1995 y 2000, indica que las concentraciones naturales de los metales en los sedimentos de la cuenca del Río Sonora y zonas adyacentes son relativamente altas y que varían ampliamente (Tabla V.1). La distribución de los metales en los sedimentos de arroyo varía a lo largo de la cuenca y está asociada con la litología que cambia desde la parte alta (norte) hasta la parte baja (sur). En otras palabras, los valores de fondo cambian en función de este gradiente. En la tabla V.1 se muestran los valores de fondo distribuidos por zonas, que se delimitaron por su ubicación geográfica y características litológicas.

[2] González-León, C.M., Valencia, V., López, M., Bellon, H., Valencia Moreno, M.A., Calmus, T., 2010, The Arizpe sub-basin: sedimentary and magmatic evolution of the Basin and Range in north-central Sonora, México: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, v. 27, p. 292-312. http://satori.geociencias.unam.mx/27-2/(08)GonzalezLeon.pdf

	Al	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn
	%	mg/kg					%	mg/kg				
Tinajas (n = 136)												
Mínimo	0.6	2	13	ND	8	12	1.2	158	8	2	0.6	33
Promedio	3.1	28	311	1.1	55	96	3.6	878	21	87	6	186
Máximo	6.2	253	1436	11	222	747	9.7	2517	57	1895	128	1309
Bacanuchi (n = 224)												
Mínimo	1.3	2	80	0.5	8	3	1.1	236	3	2	0.2	43
Promedio	3.5	20	339	0.7	77	30	3.6	693	25	25	4	100
Máximo	5.9	397	989	5.9	201	79	8.2	1338	105	375	76	1146
Arizpe – Sinoquipe (n = 281)												
Mínimo	0.6	2	24	0.5	4	2	1.0	46	3	2	0.2	23
Promedio	3.2	27	330	1.0	56	29	3.1	641	19	35	5	99
Máximo	7.0	210	1379	16	230	82	6.1	1234	50	1323	43	919
Banámichi - San Felipe (n = 265)												
Mínimo	0.3	2	23	0.5	1	3	0.6	119	2	9	0.6	21
Promedio	1.3	17	174	1.6	18	24	2.8	619	14	39	4	86
Máximo	4.2	132	624	11.0	177	258	7.5	2933	838	648	80	1606
Baviácora (n = 209)												
Mínimo	0.5	1	37	0.5	3	19	1.4	176	1	17	0.3	35
Promedio	2.4	39	171	1.6	70	116	3.8	697	11	84	6	143
Máximo	5.1	2092	724	62	482	6471	14.0	2931	209	1533	209	3220
Mazocahui-Ures (n = 325)												
Mínimo	0.8	0	25	0.5	19	15	1.1	197	1	9	0.3	23
Promedio	2.1	5	123	0.6	71	54	3.6	571	11	33	1	67
Máximo	4.3	30	487	3.9	344	298	13.0	3390	35	170	5	193
La Junta (n = 18)												
Mínimo	1.1	5	116	0.5	21	20	1.5	256	7	14	0.3	24
Promedio	2.3	18	180	0.8	53	35	2.5	507	16	30	1	58
Máximo	3.5	116	240	3.3	152	66	4.8	990	61	77	6	113

Tabla V.1 Distribución de valores de fondo en sedimentos por zona (Fuente SGM, 1995 – 2000).

V.3 Muestreo de rocas y sedimentos en la zona control (estado base)

Para determinar las concentraciones naturales de los metales de interés, en julio de 2015 se colectaron 90 muestras de suelo y sedimento de la cuenca del río Sonora (figura V.2) en las zonas control (sin influencia del derrame). En noviembre de 2015 se colectaron 169 muestras de suelo y sedimentos (figura V.1) en la cuenca del río San Miguel, que es paralela a la cuenca del río Sonora (Apéndice 1). La información detallada del muestreo y los respectivos análisis geoquímicos pueden consultarse en el Anexo1.

Las concentraciones de fondo (totales) de los metales de interés obtenidas por la UNAM (Tabla V.3) están dentro del intervalo de las concentraciones de fondo reportadas por el Servicio Geológico Mexicano (SGM, 1995 - 2000). En el caso del arsénico y del plomo se encontraron concentraciones de fondo que son más altas que los límites señalados en la normatividad ambiental mexicana (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004) para suelos de uso residencial.
La estadística descriptiva de los valores de pH, CE y de las concentraciones totales de los elementos químicos de interés se presentan en la Tabla V.3.

Parámetro	Unidad	Cuenca Río Sonora			Cuenca Río San Miguel		
		Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo
pH	No aplica	5.4	9.4	8.2	6.0	8.2	9.7
CE	µS/cm	16.3	886	69.8	15.0	85.4	1380.0
Al	%	0.44	1.75	4.74	ND (*)		
As	mg/kg	No detectado	20.5	203.4	3.1	14.0	44.8
Cd	mg/kg	1.1	3.8	18.7	ND (*)		
Cr	mg/kg	0.4	31.6	109.6			
Cu	mg/kg	No detectado	41.2	1252.4	21.0	39.7	60.2
Fe	%	0.30	2.77	13.43	0.35	1.71	4.88
Mn	mg/kg	No detectado	538.4	1336.9	164.4	411.7	724.4
Ni	mg/kg	3.5	18.6	84.7	12.6	30.9	46.3
Pb	mg/kg	No detectado	31.9	935.6	9.5	23.7	82.1
Zn	mg/kg	28.3	80	196.3	11.7	50.6	185.5

Nota: Las concentraciones reportadas originalmente por el laboratorio de Al y Fe en mg/kg, se recalcularon para obtener las concentraciones en %.

Tabla V.3 Estadística descriptiva de las concentraciones totales de los elementos químicos analizados en muestras de suelos y sedimentos de la zona control (valores de fondo de suelos y sedimentos)

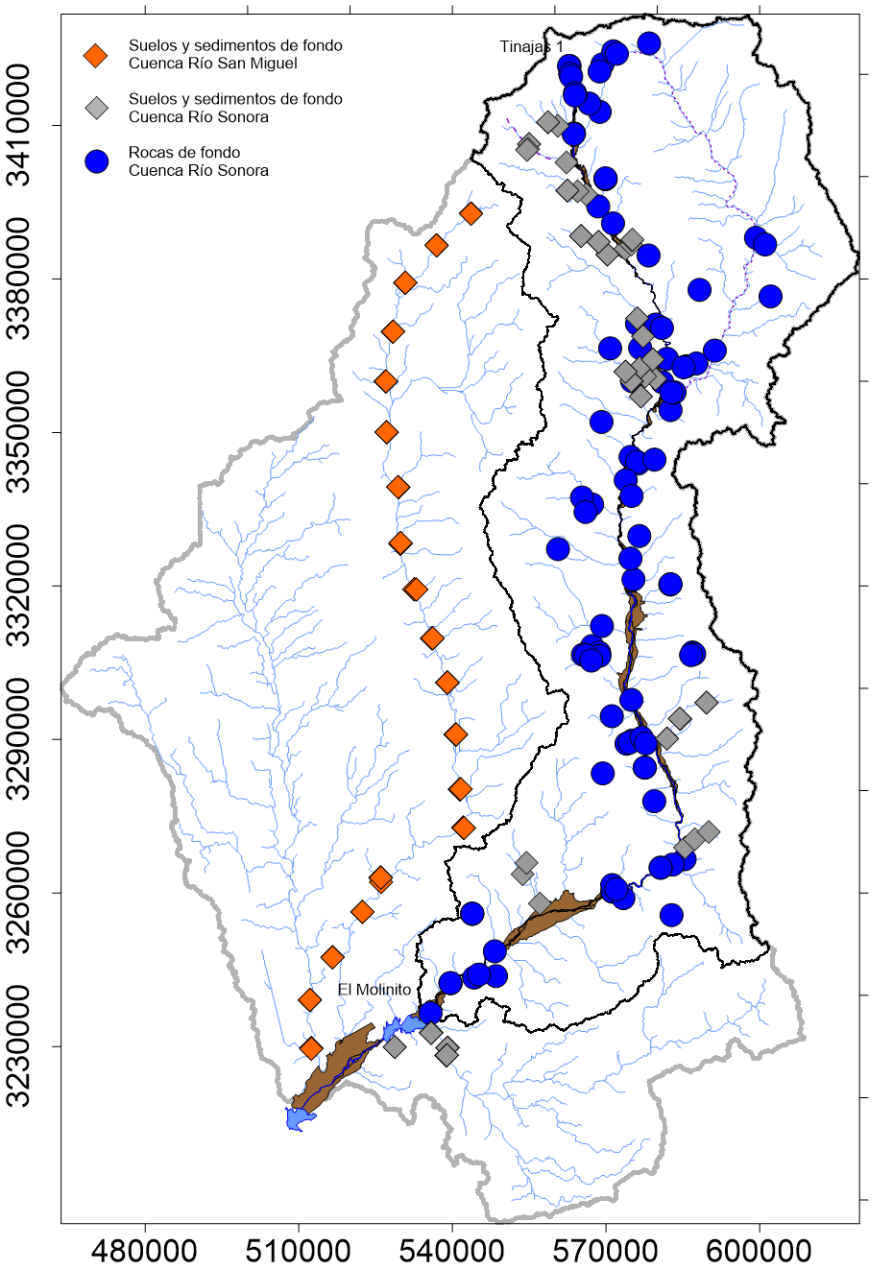


Figura V.1 Ubicación de los sitios de muestreo realizados por la UNAM para determinar valores de fondo

V.4 Estado Base para Aguas Superficiales

Los valores de fondo para metales en aguas superficiales fueron tomados del estudio "Monitoreo de la calidad del agua subterránea en la cuenca alta y media del río Sonora en varias localidades, de varios municipios, en el Estado de Sonora", elaborado por el Instituto Tecnológico de Sonora (ITSON) para la Comisión Estatal del Agua (CEA) en junio de 2006. El informe del ITSON reporta que las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos (EPT) en los cuerpos de agua superficial antes del derrame de Buena Vista del Cobre del 06 de agosto de 2014:

- Zinc, en la parte norte de la cuenca se observan los niveles más altos, teniendo el valor más alto con 9.519 mg/l en el monitoreo 1 (septiembre-octubre) y reduciéndose a 3.494 mg/l en el monitoreo 2 (noviembre-diciembre).

- Cobre, en la parte norte se observan los niveles más altos, teniendo el valor más alto con 21.010 mg/l en el monitoreo 1 (septiembre-octubre) y con un ligero incremento a 22.740 mg/l en el monitoreo 2 (noviembre-diciembre).

- Fierro, los niveles más altos se observan en la parte norte (235.000 mg/l) durante el monitoreo de septiembre-octubre, reduciéndose significativamente (0.511 mg/l) en el monitoreo de noviembre-diciembre. En la parte sur, también se observa una pequeña acumulación de Fierro de 1.907mg/l en la presa Abelardo Rodríguez Lujan en el monitoreo 1 y 1.560 mg/l en la presa El Molinito, en el monitoreo 2.

- Manganeso, en la parte norte se observan los niveles más altos, teniendo el valor más alto con 0.413 mg/l en el monitoreo 1 (septiembre-octubre), incrementándose significativamente a 5.880 mg/l en el monitoreo 2 (noviembre-diciembre). En la parte sur, también se observa una pequeña acumulación de Manganeso de 1.513 mg/l en la presa Abelardo Rodríguez Lujan en el monitoreo 1 y 1.665 mg/l en la presa El Molinito en el monitoreo 2.

- Níquel, en la parte norte se observan los niveles más altos, teniendo el valor más alto con 0.249 mg/l en el monitoreo 1 (septiembre-octubre), con un ligero incremento a 0.290 mg/l en el monitoreo 2 (noviembre-diciembre).

- Cadmio y Plomo, no se observan concentraciones importantes de estos metales en la cuenca del río Sonora.

Un trabajo de tesis de la UNISON[3] y la Red de Monitoreo de agua superficial de la CONAGUA. reportan concentraciones totales de metales en el rango de las determinadas por el ITSON en las aguas superficiales de la cuenca.

Composición agua superficial del Río San Miguel: En noviembre de 2015, la UNAM realizó un muestreo de aguas superficiales en la cuenca del río San Miguel, que es paralela a la del río Sonora. Con el objetivo de contar con un parámetro de comparación fuera de la zona afectada por el derrame. Los resultados se presentan en la Tabla V.5.

Estos resultados indican que las concentraciones de fondo de los metales de interés son más bajos en la cuenca del San Miguel (Anexo 1).

V.4 Estado Base para Aguas Subterráneas

Los valores de fondo para aguas subterráneas se tomaron del “Estudio geo-hidrológico de las sub-cuentas de los Ríos Sonora, Zanjón, San Miguel, Mesa del Seri–La victoria y Cuenca Bacoachi”, elaborado por la Universidad de Sonora (UNISON) para la Comisión Estatal del Agua (CEA) en diciembre de 2004.

En este estudio se encontró que las concentraciones de fondo de Ba, Cd, Fe y Mn en las aguas subterráneas de la cuenca del río Sonora son superiores a los límites señalados en la NOM-127 (Tabla V.6). Por otro lado, es importante resaltar que en la subcuenca la Junta, que drena a la presa El Molinito por el sur, las concentraciones de As, Ba, Cd y Fe son superiores a los límites señalados en la NOM-127 (Tabla V.6).

[3] DAGOBERTO BURGOS FLORES (2001). Evaluación del riesgo ambiental por nitratos y nitritos, así como algunos metales, en la sub-cuenca central del río Sonora, México

Parámetro	R Bacancuhi		Río Sonora-Arizpe		Río Sonora-Ures-Topahue		Río Sonora-Banamichi		Arroyo La Junta		Límite NOM
	n = 13		n = 23		n = 20		n = 24		n = 10		
mg/L	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	127
As	ND	0.009	ND	0.006	ND	0.025	ND	0.021	ND	**0.061**	0.025
Ba	0.008	0.222	0.009	0.422	0.043	**1.87**	0.016	0.143	0.022	**0.823**	0.7
Cd	ND	0.024	ND	**0.007**	0.007	**0.009**	0.006	**0.009**	ND	**0.009**	0.005
Cr	ND	0.005	ND	0.004	ND	0.049	ND	ND	ND	ND	0.05
Cu	0.006	0.941	0.006	0.106	0.019	0.073	0.012	0.038	0.021	0.033	2
Fe	ND	**1.29**	0.013	**17.6**	0.012	**43.9**	ND	**3.25**	0.011	**1.95**	0.3
Pb	ND	ND	ND	ND	ND	0.01	ND	ND	ND	ND	0.01
Mn	ND	**4.97**	ND	**1.4**	ND	**0.994**	ND	**0.159**	ND	0.117	0.15
Ni	ND	0.342	ND	0.005	ND	0.027	ND	ND	ND	0.004	0.02(*)
Zn	0.004	2	0.005	0.621	0.009	0.159	0.005	0.214	ND	0.174	5
pH	6.0	8.5	6.9	8.5	7.1	9.2	6.8	9.2	7.2	10.0	6.5 - 8.5

Tabla V.6 Valores de fondo de las concentraciones de algunos metales en el agua subterránea de la cuenca del río Sonora (Fuente: UNISON; 2004)

VI. Evaluación del daño ambiental en cuerpos de agua superficial de la zona bajo la influencia del derrame.

Con la finalidad de monitorear la calidad de agua a lo largo de la cuenca del río Sonora, se monitorearon 35 sitios en aguas superficiales (ver Anexo 1).

VI.1 Fase Aguda

La fase aguda inició el 6 de agosto del 2014 con el derrame de 40,000 m3 de sustancia preñada del represo Tinajas 1. Entre el 9 de agosto y el 17 de septiembre de 2014, personal de ABC [4] colectó alrededor de 725 muestras y determinó los valores de pH para valorar la acidez del agua de los ríos. La distribución del pH a lo largo del cauce muestra que se encontraron valores ácidos (de 2.6 a 3.7) en 6 sitios de muestreo (Anexo 1). **La fase aguda tuvo una duración de 9 días y la sustancia preñada alcanzó, sin lugar a dudas, zonas en las inmediaciones del sur de Aconchi.** A partir del 15 de agosto los valores de pH son neutros y ligeramente básicos, lo que indica la acidez producida por el derrame se mantuvo durante esos primeros 9 días. La modelación geoquímica y los análisis de DRX indican que los metales asociados al derrame precipitaron (pasaron de la fase liquida (agua del río) a la fase sólida (sedimentos)) cuando el pH aumentó nuevamente. Los principales minerales que

[4] Información tomada a la página WEB del FIDEICOMISO RIO SONORA.
Informe elaborado por ABC Laboratorios: Resultados del muestreo y análisis de agua, sedimentos y biota de los ríos Bacanuchi y Sonora contaminados por la fuga proveniente de la mina Buena Vista del Cobre en Cananea, hasta el 18 de septiembre de 2014.

precipitaron durante la fase aguda fueron Jarosita ($XFe_3(SO_4)_2(OH)_6$), que se caracteriza por su coloración amarillo-naranja y por su contenido de elementos potencialmente tóxicos como Pb, Ba, As, Zn, Mn; y yeso ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), que se identifica por su coloración blanca (los colores fueron la guía visual para la colecta de sedimentos impactados por el derrame durante las acciones de remediación realizadas en la zona).

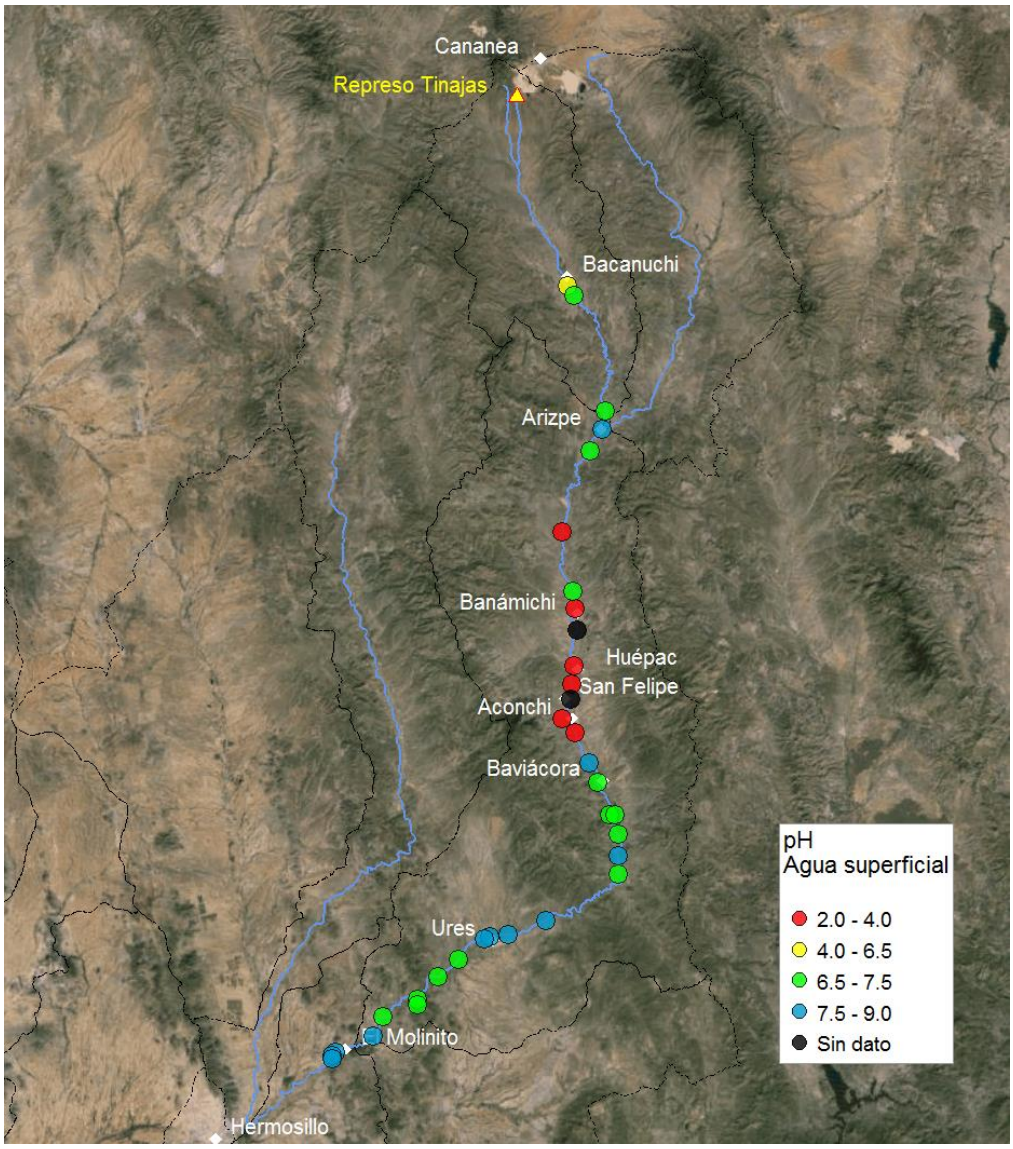


Figura VI.2 Valores de pH en agua superficial a lo largo del Río Bacanuchi-Sonora, en el periodo del 9 al 14 de agosto del 2014.

VI.2 Fase crónica exacerbada

Se determinaron las concentraciones totales[5] de metales en aproximadamente 1971 muestras y las concentraciones solubles[6] en aproximadamente 1501 muestras.

De acuerdo al modelo geoestadístico (figura VI.3), existe evidencia necesaria y suficiente del incremento en la concentración de metales en el agua superficial por encima del estado base.

Este comportamiento se describe a continuación:

1) Durante los días inmediatos al derrame se observa un incremento uniforme en las concentraciones de los metales a lo largo del río, que correspondería al paso del derrame a lo largo del cauce.

2) Ocurre un nuevo proceso de removilización de metales los días posteriores al derrame, el cual se acentúa como consecuencia de los huracanes Norbert, del 2 al 10 de septiembre, y Odille, del 11 al 19 de septiembre (Anexo 1).

3) La transportación de metales pesados ocurre a lo largo de un periodo de alrededor de 70 días posteriores al derrame, como se observa en la figura VI. 3.

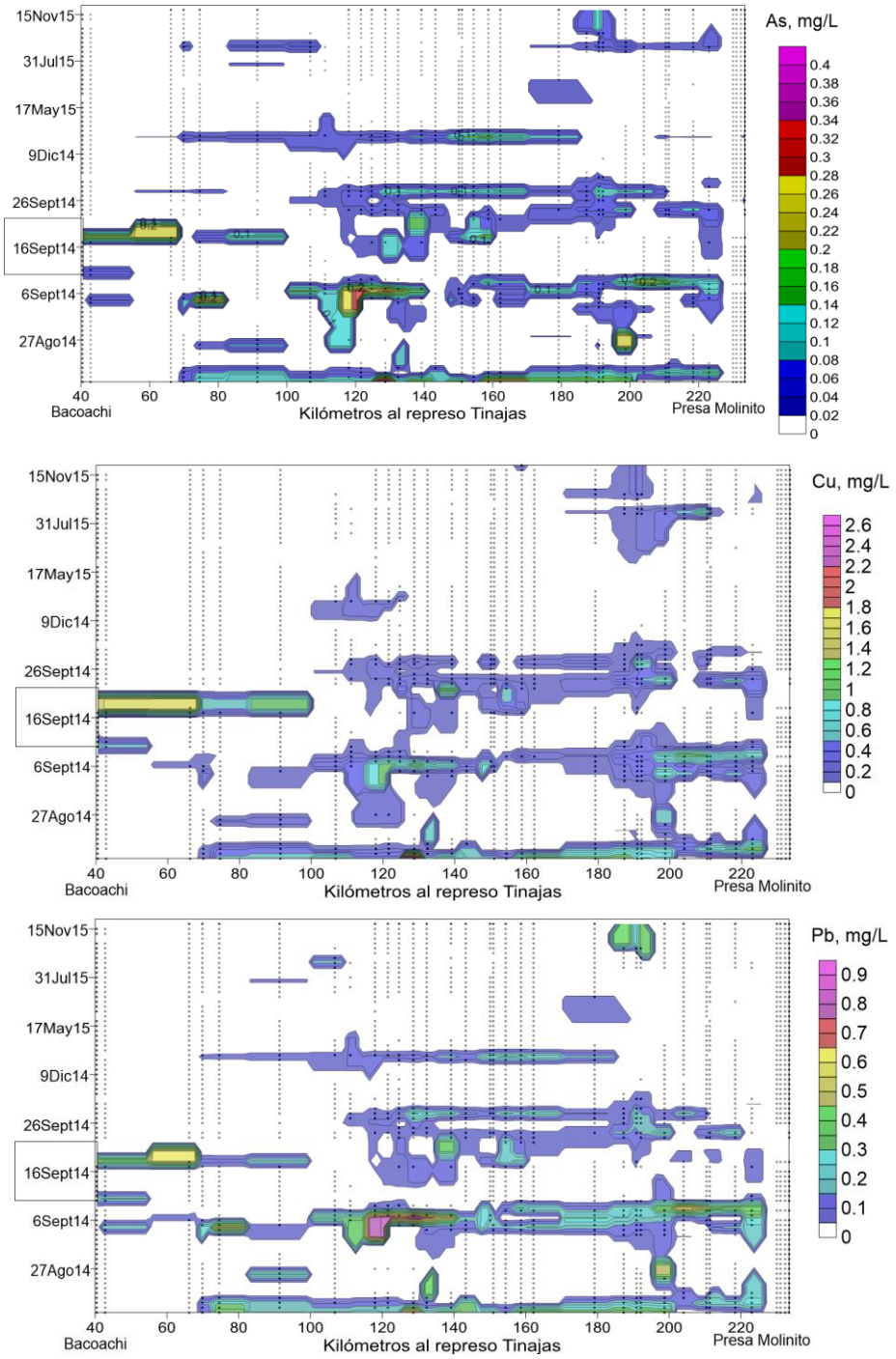
4) Los picos de concentración van desapareciendo a lo largo del tiempo, y para noviembre del 2015, a más de un año del derrame, se presenta una zona con valores altos de metales totales en agua superficial, entre los 180 y 230 km medidos desde el represo Tinajas a lo largo del cauce.

5) En la presa El Molinito, en ningún momento se presentan los valores altos.

Es necesario realizar un monitoreo de largo plazo para evaluar el comportamiento de las concentraciones de metales a lo largo de la cuenca.

[5] **Concentración total:** Las concentraciones totales incluyen las concentraciones de los metales disueltos en el agua más las concentraciones de éstos en las partículas suspendidas. Para determinar las concentraciones totales, en el campo las muestras de aguas sin filtrar se preservan con ácido nítrico concentrado, para lograr un valor de pH menor a 2.0; con lo cual se disuelven los metales contenidos en el material particulado del agua de los cuerpos de agua estudiados

[6] **Concentración soluble:** Para determinar las concentraciones solubles de los metales de interés las muestras de aguas se filtran en campo y luego se les agrega ácido nítrico concentrado para lograr un valor de pH menor a 2.0



NOTA: En el eje "Y" se encuentran las fechas del muestreo de aguas superficiales. En el eje "X" la distancia de los sitios de muestreo en kilómetros en dónde la primara muestra se tomó a aproximadamente 40 km del represo Tinajas; que es donde inicia la manifestación de agua superficial en río Bacanuchi.

Figura VI.3 Comportamiento de las concentraciones totales de arsénico (As), cobre (Cu) y plomo (Pb) en aguas superficiales de los metales asociados al derrame.

VI.3) Calidad del agua de la presa El Molinito[7]

En el periodo comprendido entre el 19 y 20 de mayo de 2015 se tomaron 76 muestras de agua en diferentes profundidades de la Presa El Molinito con el fin de determinar su calidad actual. En el Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía de la UNAM se determinaron concentraciones solubles[8] y totales[9] de los metales de interés y de los asociados al derrame.

Concentración soluble: En el caso de las concentraciones solubles, **el manganeso soluble superó el límite de la NOM-127 en el 28.9% (n = 22 muestras) del total de muestras (n = 76)**. **Para otros metales, no se superó el límite máximo permisible de la NOM-127**[10] , esto se aplica para aluminio (Al), Arsénico (As), bario (Ba), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), hierro (Fe), níquel (Ni), plomo (Pb), antimonio (Sb) y zinc (Zn).

Concentración total: En el caso de la concentración total del aluminio (Al), arsénico (As) y plomo (Pb) **se supera el límite de la NOM-127 en una sola muestra**. Para hierro total, en el 3.9% (n = 3 muestras) se supera el límite de la NOM-127. Para manganeso total, en el 35.5% (n = 27 muestras) se supera el límite de la NOM-127.

En el caso de las concentraciones totales en ninguna de las muestras se superó el límite máximo permisible de la NOM-127 para el bario (Ba), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), antimonio (Sb) y Zinc (Zn).

Las muestras que superan el límite de la NOM-127 para Mn y Fe corresponden a muestras tomadas a profundidades mayores de 7.5 m.

---

[7] Detalles sobre este tema se puede consultar el informe de Avance: Evaluación de la calidad actual del agua de la presa El Molinito. Preparado por el Instituto de Geología, UNAM y entregado al FIDEICOMISO el 05.06.2015

[8] **Concentración soluble:** Para determinar las concentraciones solubles de los metales de interés las muestras de aguas se filtran en campo y luego se les agrega ácido nítrico concentrado para lograr un valor de pH menor a 2.0

[9] **Concentración total:** Las concentraciones totales incluyen las concentraciones de los metales disueltos en el agua más las concentraciones de éstos en las partículas suspendidas. Para determinar las concentraciones totales, en el campo las muestras de aguas sin filtrar se preservan con ácido nítrico concentrado, para lograr un valor de pH menor a 2.0; con lo cual se disuelven los metales contenidos en el material particulado del agua de los cuerpos de agua estudiados.

[10] **Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994**, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles (mg/L): Al = 0.2, As = 0.025, Ba = 0.7, Cd = 0.005, Cu = 2.0, Cr = 0.05, Fe = 0.3, Mn = 0.15, Hg = 0.001, Pb = 0.01, Zn = 5. En el caso del Sb y Ni que no están regulados en México, se toman los límites de la Organización Mundial de la salud (mg/L): Sb = 0.02 y Ni = 0.02

Los análisis de la UNAM son similares a los del laboratorio ABC y confirman sus conclusiones sobre la calidad del agua de la presa "El Molinito.

Las concentraciones estimadas por la UNAM de Mn soluble y total, así como de Fe total, que superaron el límite de la NOM-127 en la presa "El Molinito", son inferiores a las encontradas por el ITSON en 2006[11]..

Por lo antes mencionado se puede concluir que la calidad del agua de la presa El Molinito no fue influenciada por el derrame de Buena Vista del Cobre ocurrido el 06 de agosto de 2014.

VII. Evaluación del daño ambiental en cuerpos de agua subterránea

El laboratorio ABC realizó el monitoreo de aguas subterráneas diariamente desde el 18 de agosto de 2014 hasta el 30 de septiembre del 2014; y mensualmente desde octubre del 2014 hasta diciembre del 2015. Se colectaron cerca de 1381 muestras en 32 pozos (Anexo 1). Para esta valoración se consideraron el aluminio (Al), arsénico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), fierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn).

VII.1 Fase Aguda y Fase Crónica Exacerbada

Las características de los pozos varían a lo largo del cauce, tanto en su profundidad, porosidad de la roca o sedimento del acuífero, velocidad de recarga, fuentes de recarga (afluentes vs. cauce principal del río), lo que produce un comportamiento muy heterogéneo de los metales entre los pozos (Anexo 1). Con el fin de analizar el comportamiento de las concentraciones totales de los elementos mayores y traza en el agua subterránea se hizo un análisis temporal (agosto 2014- diciembre 2015) de las concentraciones de hierro (representativo de los elementos mayores) y arsénico (representativo de los elementos traza) en la parte alta, media y baja de la cuenca del río Sonora (figura VII.1). Los principales hallazgos se enlistan a continuación.

[11] Monitoreo de la calidad del agua subterránea en la cuenca alta y media del Río Sonora en varias localidades, de varios municipios, en el estado de sonora. Instituto Tecnológico de Sonora. 30 de junio de 2006. Ciudad Obregón, Sonora.
En lo que respecta al objeto que nos ocupa en este estudio (Calidad de las aguas de la presa El Molinito) en el citado estudio se afirma, literalmente, lo siguiente:

- "se observa una *pequeña* acumulación de Fierro de 1.907mg/l en la presa Abelardo Rodríguez Lujan en el monitoreo 1 y 1.560 mg/l en la presa El Molinito en el monitoreo 2"
- "también se observa una *pequeña* acumulación de Manganeso de 1.513 mg/l en la presa Abelardo Rodríguez Lujan en el monitoreo 1 y 1.665 mg/l en la presa El Molinito en el monitoreo 2.

- Los análisis indican que hubo un impacto significativo del derrame que se manifiesta como un incremento en la concentración de metales en los pozos.
- Algunos pozos mostraron altas concentraciones durante los primeros días que siguieron al derrame, seguidas de una ligera disminución y un incremento posterior asociado con los huracanes Norberto y Odille ocurridos entre el 06 y 26 de septiembre de 2014. Durante estos días se observan anomalías positivas de las concentraciones totales de los dos elementos guía (Fe y As). Esto indica removilización de los metales al igual que ocurrió con los cuerpos de agua superficiales.
- El impacto es visible en los primeros 70 días después del derrame.
- Con excepción de algunos pozos y a partir del mes de enero de 2015, las concentraciones de metales se mantienen bajas durante todo el año con ligeras fluctuaciones.
- Puntualmente se rebasan los valores de fondo durante los 70 días posteriores al derrame.
- Estos datos indican que es muy importante mantener un programa de monitoreo a largo plazo de las concentraciones de metales en el agua de los pozos.

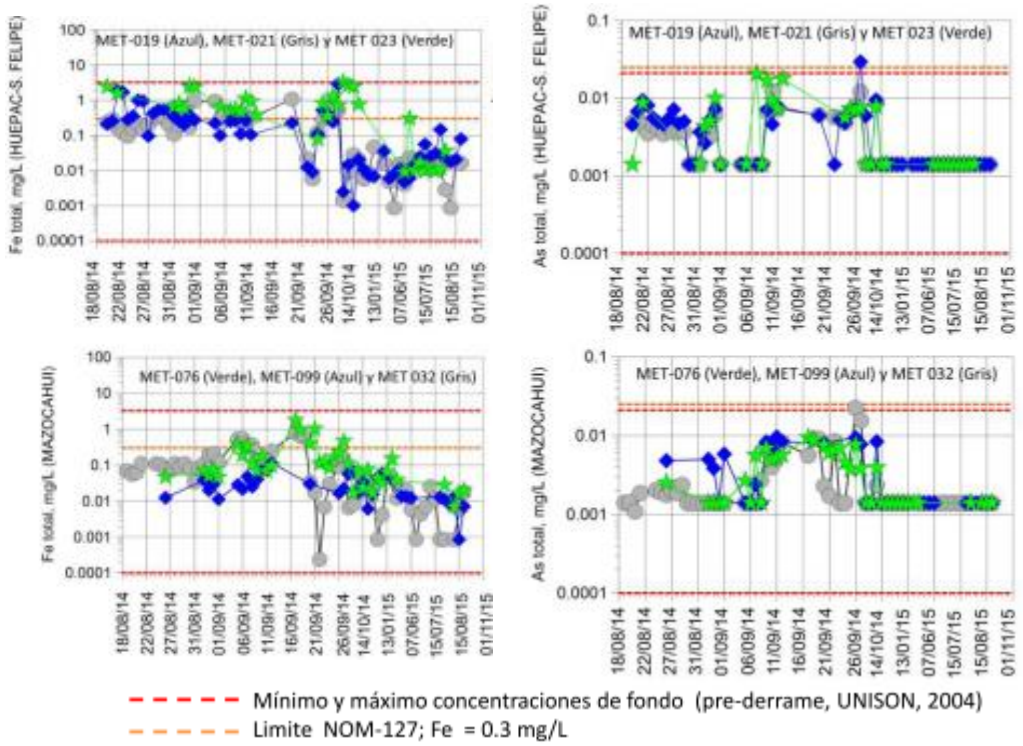


Figura VII.2 Ejemplo de tres pozos con fluctuación temporal de la concentración total de hierro (Fe) y arsénico (As)en aguas subterráneas de la cuenca del río Sonora .

VIII. Evaluación del daño ambiental en suelos y sedimentos.

VIII.1 Resultados de los análisis de muestras de suelo y sedimento colectados en trincheras y superficial.

El comportamiento de los metales en suelo y los sedimentos que se reporta en esta sección incluye la valoración de la concentración de metales en la fase crónica exacerbada y su comparación con la fase previa al derrame (ver Anexo 1 para mayores detalles).

Los análisis geoquímicos de las muestras de suelo y sedimento en zanjas a lo largo del arroyo Tinajas y del Río Bacanuchi (figura VIII.2) indican claramente la migración vertical de metales provenientes del derrame. Por ejemplo, en la figura VIII.3 se observa la relación entre la concentración de hierro (Fe) y aluminio (Al) de los suelos y sedimentos muestreados (rombos cafés), con respecto al material visiblemente impactado colectado por Grupo México (cuadros rojos) y a las composiciones del precipitado en la tinaja (triángulos morados), comparados con los valores de fondo del SGM (círculos azules). Las proporciones anómalas se encuentran en las muestras colectadas en el Arroyo Tinajas y Río Bacanuchi. Además, las concentraciones de cobre y cadmio en algunas muestras de dichos sedimentos son superiores a los valores de fondo.
Las muestras de sedimento colectadas en zanjas de la porción central del arroyo Tinajas y del Río Bacanuchi presentan bajos valores de pH (3.2 – 3.9) y altos de conductividad eléctrica (CE = 687µS/cm- 775µS/cm), lo que indica la presencia de contaminación residual.

En el resto de las muestras analizadas de la zona de estudio se presentan de manera aislada y puntual algunas concentraciones de los elementos estudiados por encima de los valores de fondo.

Esta es evidencia fehaciente de la presencia de contaminación residual a diferentes profundidades a lo largo de aproximadamente 50 km de longitud de cauce (figura VIII.4), a partir del punto origen del derrame (represo Tinajas 1) y hasta el poblado de Bacanuchi.

Figura VIII.2 Fotografías de zanjas excavada en el lecho del cauce del Arroyo Tinajas, las flechas indican zonas con la coloración amarillo-naranja propia del mineral jarosita, formado por los metales que contenía el lixiviado y que pasan a fase sólida.

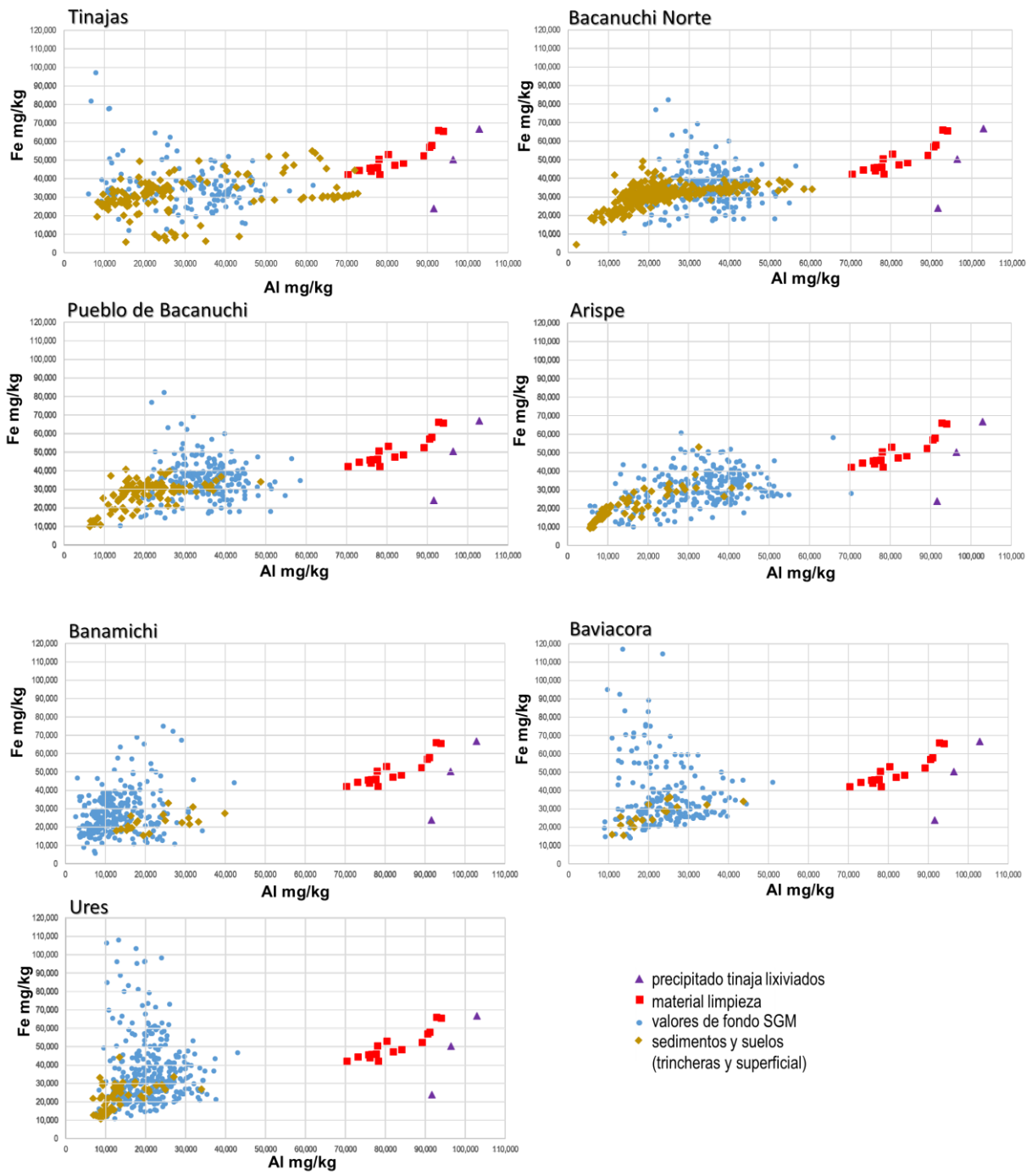


Figura VIII.3 relación entre la concentración de hierro (Fe) y aluminio (Al) de los sedimentos y suelos muestreados (rombos cafés), con respecto al material visiblemente impactado colectado por Grupo México (cuadros rojos) y a las composiciones del precipitado en la tinaja (triángulos morados), con respecto a los valores de fondo del SGM (círculos azules). Las proporciones anómalas se encuentran en las muestras colectadas en el Arroyo Tinajas y Río Bacanuchi.

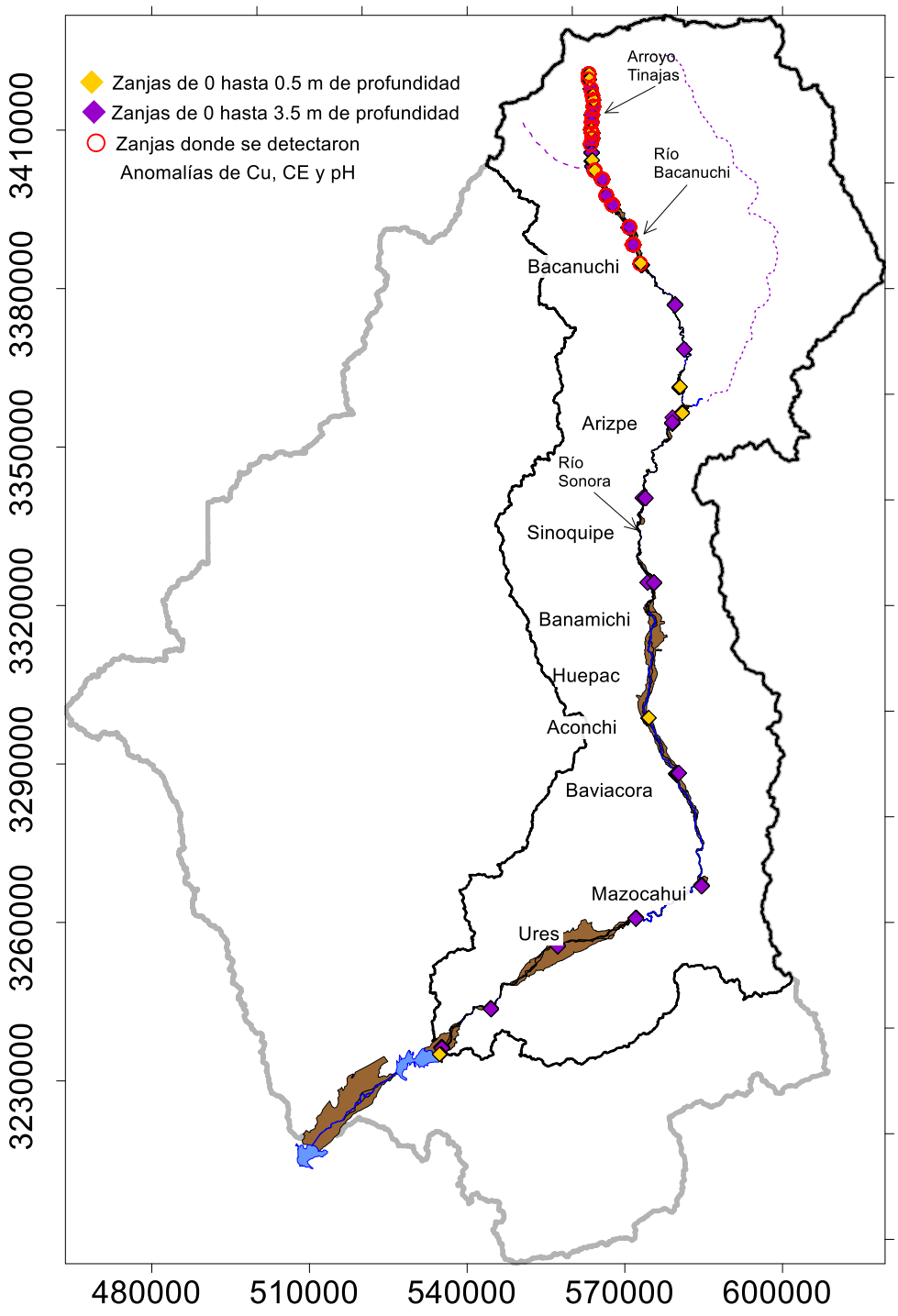


Figura VIII. 4 Delimitación de la zona que requiere estudios adicionales debido a la presencia de anomalía geoquímicas (cobre, cadmio, pH y conductividad eléctrica)

VIII.2 Estudio de movilidad de metales en suelos y sedimentos

Para evaluar la movilidad de los metales contenidos en el Drenaje Acido de Mina (DAM) en suelos/sedimentos, se realizaron experimentos en columnas intactas de suelo y en columnas empacadas con sedimentos. Se colectaron columnas de suelo y sedimentos del río en cinco sitios localizados en la parte alta de la cuenca del Río Bacanuchi y un sitio en el cauce del Río Sonora a la altura del Pueblo de Sinoquipe (Cerro Colorado). En el experimento se aplicaron uno o varios riegos con el DAM, y uno o varios riegos con una solución de fuerza iónica similar a la del agua del rio (Anexo 1).

Los resultados muestran que el paso del DAM modifica la estructura y la distribución de tamaño de poros del suelo/sedimento, modificando con ello la velocidad de infiltración/tiempo de contacto del DAM con las partículas de suelo/sedimento.

En cuanto a la retención, se observaron comportamientos diferentes entre los diferentes metales contenidos en el DAM, así como entre los diferentes suelos/sedimentos estudiados: algunos metales fueron inertes y el resto retenidos, de estos últimos, solo en algunos casos fue reversible el proceso. Además, el paso de la solución del DAM por el suelo/sedimento, desorbe elementos naturales.

Fue posible identificar el comportamiento de cada uno de los metales en cada uno de los suelos y sedimentos estudiados. El conjunto de resultados permite concluir que los suelos de la región tienen la capacidad de amortiguar el paso del DAM, dicha capacidad es variable entre suelos y aumenta a medida que nos alejamos del arroyo Tinajas, en dirección sur.

La tabla VII.1 presenta el resumen de la capacidad de absorción-desorción en suelos del área que fue mayormente afectada por el derrame:

Tabla resumen: *Adsorción – desorción de elementos en/desde el suelo/sedimento*	
Suelo Parte Alta Arroyo Tinajas	
Elementos que se liberan	*Elementos que son retenidos*
Sr>Na>Pb>Mn,Ca	*Fe>Al>Zn>As,Cu>Li, Cr,Co,Cd,Ni*
Sedimento Salida Arroyo Tinajas	
Elementos que se liberan	*Elementos que son retenidos*
Sr>Na>Pb>Ca>Mn>Mg>Co>Cd	*Fe>Al>Zn>Cu> As>Cr>Li>Ni*
Sedimento Cauce Río Bacanuchi	
Elementos que se liberan	*Elementos que son retenidos*
Sr>Na>Pb>Ca	*Fe>As>Al>Cu,Ni>Cd>Co,Li>Zn,Mg>Mn*
Suelo terraza Río Bacanuchi	
Elementos que se liberan	*Elementos que son retenidos*
Sr>Na>Ca	**Al, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn>>Li, Mg**

Tabla VIII.1 Comportamiento de los metales en experimentos controlados para modelar la capacidad del suelo y sedimento de retener o liberar metales ante el paso de una solución ácida, similar al lixiviado y ante el paso de agua de lluvia.

VIII.3 Recomendaciones

Es necesario valorar el riesgo de liberación de metales pesados y su efecto en la calidad de las aguas subterráneas en la zona donde se identificó afectación por el derrame en los sedimentos a diferentes profundidades en los 50 kilómetros delimitados entre el Arroyo Tinajas y la parte norte del Río Bacanuchi a través de un programa de monitoreo. Hay dos escenarios probables que podrían re-movilizar estos metales y hacerlos biodisponibles:

Nuevo derrame de solución ácida: Las condiciones ácidas producidas por un derrame de solución ácida ferro-cuprífera liberaría los metales que actualmente están en formas minerales poniendo en riesgo la calidad de las aguas subterráneas que abastecen las poblaciones de la cuenca del río Sonora.

Descarga de aguas negras: La descarga de aguas negras a los ríos Bacanuchi y Sonora tiene el potencial de generar un ambiente reductor capaz de desestabilizar los minerales primarios y

secundarios (que se formaron debido a derrame) de Fe y Mn) que contienen elementos tóxicos traza (As, Pb, etc.).

Actualmente los metales derivados del derrame se encuentran estables y retenidos a 1.0 y 2.0 m de profundidad.

IX. Riesgos para la salud humana asociados con el derrame.

En el Anexo 1 se expone de manera amplia la evidencia científica sobre los riesgos a la salud humana por exposición crónica a metales en los suelos de 8 comunidades del Río Sonora (Bacoachi, Arizpe, Banamichi, Huépac, San Felipe de Jesús, Baviácora, Aconchi, y Ures). En este documento se enlistan los principales hallazgos:

- Existe un elevado riesgo a la salud por exposición a plomo en la zona de San Felipe de Jesús. Las concentraciones exceden los valores de referencia de 400 mg/kg, con un máximo de 1945 mg/kg de plomo en la fracción de suelo adherible a manos.
- Los datos de bio-accesibilidad indican que más del 70% de la población infantil de San Felipe de Jesús podría tener niveles de plomo en sangre superiores a 10 microgramos por decilitro, lo que representa un alto riesgo para su salud.
- La evidencia disponible no permite descartar que la contaminación se deba al derrame de la mina Buena Vista del Cobre, Cananea o si se origina en los jales locales.
- Se sugiere realizar estudios de isótopos de plomo en los materiales geológicos (identificación de la fuente), en sangre de los habitantes de San Felipe de Jesús y comunidades localizadas al sur, así como en sangre de ganado y fauna silvestre.
- Los resultados en suelos residenciales indican que no existe un riesgo a la salud por exposición a As, Zn, Pb, Mn, y Cu por ingestión de suelos en las poblaciones de: Bacoachi, Arizpe, Aconchi, Banamichi, Baviácora, Huépac y Ures.

SUBSISTEMA BIÓTICO

Evaluación de la exposición y los daños ambientales ocasionados por el derrame de sulfato de cobre en los componentes bióticos del Sistema Ambiental Regional en el corto, mediano y largo plazo

X. Impacto del derrame en la vegetación.

La vegetación que se observa en el área adyacente al represo Tinajas, en donde ocurrió el accidente corresponde a un bosque de encino. Hacia el sur del represo Tinajas y a partir del bordo de contingencia, la vegetación cambia gradualmente de bosque de encino a matorral espinoso de mezquite. Este tipo de vegetación es el más común a lo largo de casi todo el cauce afectado por el derrame hasta Ures, donde la vegetación cambia gradualmente a matorral desértico. A partir de Ures y hasta la presa El Molinito la vegetación adyacente al cauce afectado corresponde a matorral desértico.

La amplitud del cauce en la zona de influencia varía desde 6-7 metros en los primeros sitios de muestreo, en el arroyo Tinajas, hasta cerca de 80 metros en Sinoquipe, en el Río Sonora. La riqueza de especies en el cauce afectado varía desde ninguna especie que se registró en el primer sitio de muestreo del arroyo Tinajas (cauce sin vegetación) hasta 11 especies registradas en el sitio conocido como La Chimenea, en el Río Sonora. Las especies más abundantes a lo largo de todo el cauce afectado fueron *Prosopis velutina*, *Baccharis sarothroides* y *Baccharis salicifolia*. Otras especies menos abundantes incluyen a *Populus fremontii*, *Salix goodingii*, *Celtis pallida*, *Nasturtium officinale*, *Hidrocotile umbellata*, *Ambrosia ambrosioides* y *Nicotiana glauca.*

La riqueza de especies en las planicies de inundación y áreas adyacentes a los cauces varió desde 4 especies en el sitio 3 del Arroyo Tinajas (Rancho El Álamo) hasta 26 especies en el sitio conocido como La Chimenea, en el Río Sonora.

Las especies más comunes en la zona aledaña al cauce fueron: *Quercus emoryi*, *Quercus oblongifolia*, *Juniperus coahuilensis*, *Juniperus deppeana*, *Erythrina flabelliformis* y *Arcostaphylos pungens* en el bosque de encino presente en el área del represo Tinajas y hasta el bordo de contingencia. En los matorrales espinosos de mezquite que se distribuyen desde el represo de contingencia hasta Ures, las especies más abundantes fueron: *Prosopis velutina*, *Celtis pallida*,

Populus fremontii, *Salix goodingii*, *Fraxinus velutina*, *Acacia farnesiana y Acacia greggii*. En lo que respecta al matorral desértico que se distribuye desde Ures hasta la presa El Molinito, el único sitio de muestreo fue la Chimenea, donde las especies más abundantes fueron *Prosopis velutina*, *Acacia farnesiana*, *Parkinsonia floridum, Stenocereus thurberi, Celtis pallida y Ambrosia ambrosiodes*.

X.1 Mortalidad de plantas

El muestreo de los cauces del arroyo Tinajas (zona de influencia del derrame) y del arroyo control (arroyo Tinajas 2, figura X.1) mostró patrones contrastantes de mortalidad de plantas de *Prosopis velutina*, la especie más afectada. El porcentaje promedio de árboles muertos fue de 50.3% en una muestra de 344 árboles en el arroyo Tinajas mientras que en el arroyo control (N= 331 árboles) el porcentaje de muertos fue de 1.20% (figura X.2).

La mortalidad observada en la cuenca control puede interpretarse como una estimación de la mortalidad natural de esta especie (1.20%), que contrasta fuertemente con la observada en el arroyo Tinajas (50.3%) donde ocurrió el derrame del 06 de agosto de 2014. La estructura poblacional de *Prosopis velutina* en los arroyos Tinajas y en el arroyo control es similar (figura X.3). En ambas poblaciones predominan los individuos menores de 50 cm de diámetro basal del tallo. En las dos poblaciones se registraron individuos vivos, muertos, re-brotando y arrastrados por la corriente de agua. Es probable que la población del arroyo paralelo de la zona control represente la condición natural donde la frecuencia de individuos muertos y re-brotando es relativamente baja. Sin embargo, es notable que la población del arroyo Tinajas 1 tiene un porcentaje considerable de individuos muertos y re-brotando.

La extensión del arroyo Tinajas con evidencia visual de mortalidad de árboles es de aproximadamente 6 kilómetros. Tanto las imágenes de Google Earth, como el recorrido realizado en campo indican que la zona afectada incluye desde el bordo de emergencia hasta el rancho El Álamo. En la Figura X.4 se muestran fotografías donde se observan árboles muertos de *Prosopis velutina.*

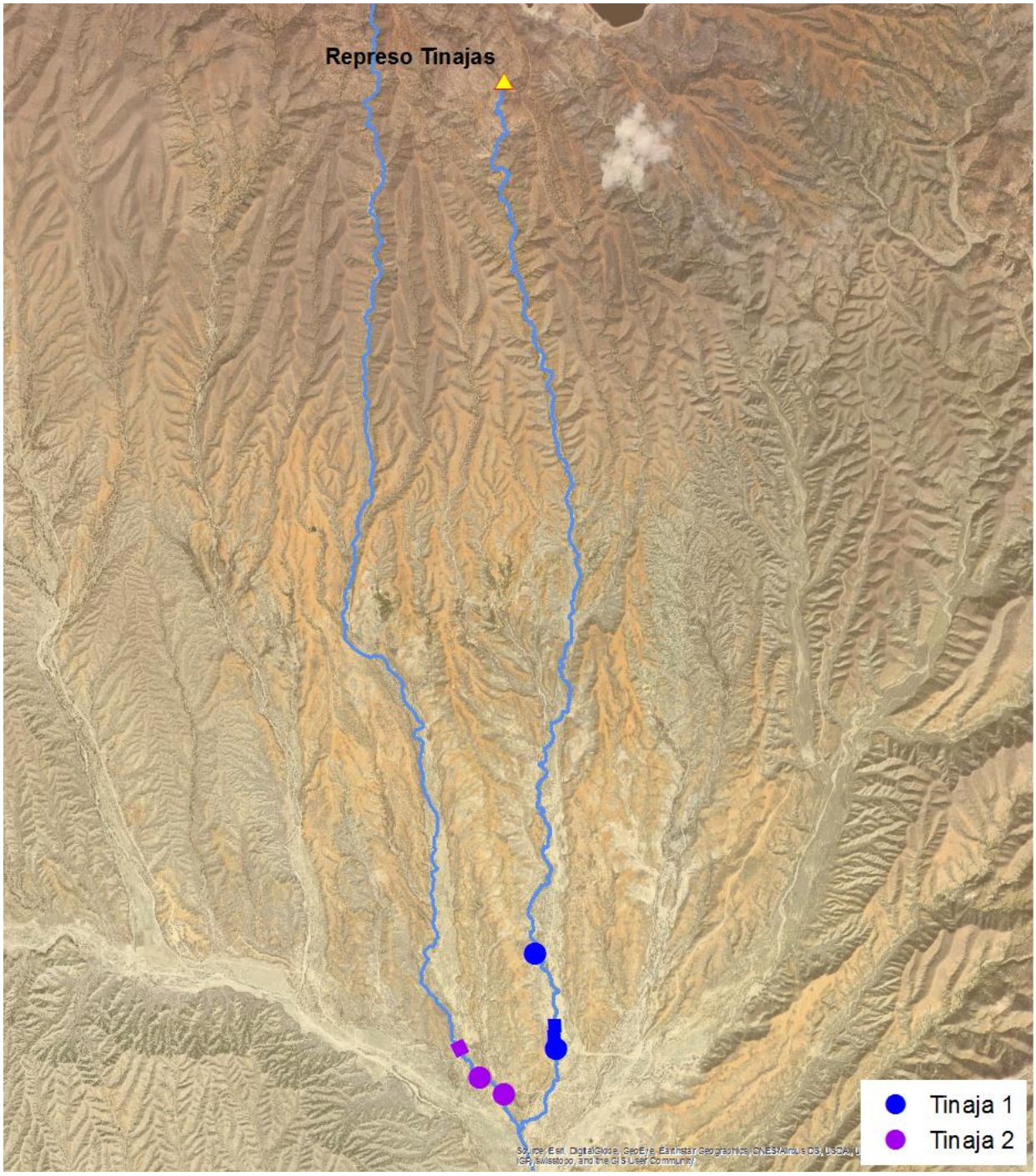


Figura X.1. Transectos comparados para el análisis de mortalidad de árboles.

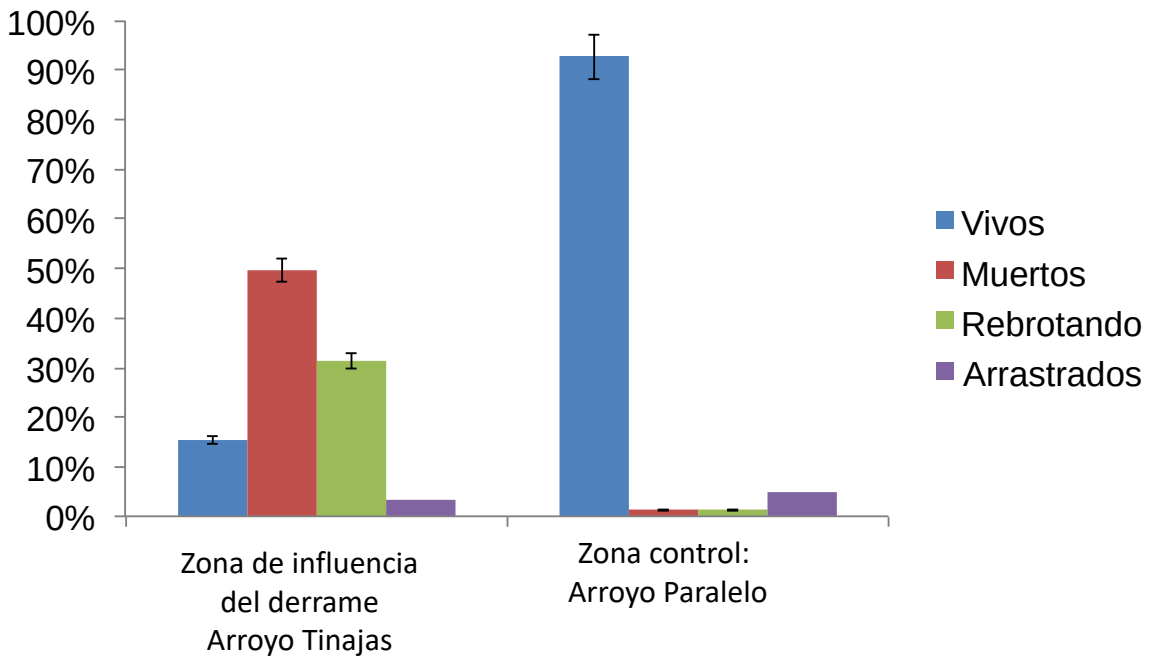


Figura X.2 Distribución de individuos vivos, muertos, re-brotando y arrastrados por la corriente de la especie Prosopis velutina en el arroyo Tinajas (zona de influencia) y el arroyo control.

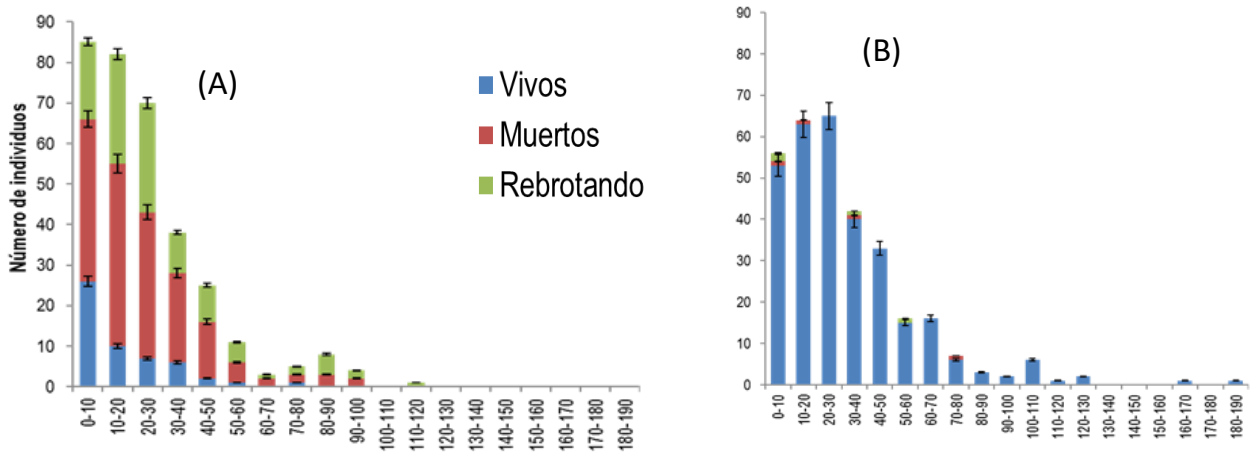


Figura X.3 Estructura de tamaños (diámetro basal del tallo en cm) de las poblaciones de Prosopis velutina: (A) Arroyo Tinajas (zona de influencia y (B) Arroyo Tinajas 2 (zona control).

Figura X.4 Vista del arroyo Tinajas donde se observan árboles muertos de Prosopis velutina.

X.2 Concentración de metales en hojas de especies de plantas a lo largo del cauce afectado.

En total se analizaron 14 elementos en 210 muestras de tejido foliar de 12 especies de plantas: *Prosopis velutina*, *Quercus emoryi*, *Baccharis sarothroides*, *Baccharis salicifolia*, *Nasturtium officinale*, *Hydrocotile umbellata*, *Populus fremontii*, *Salix gooddingii*, *Celtis reticulata*, *Fraxinus velutina*, *Nicotiana glauca* y *Ambrosia ambrosioides*. Por un lado se compararon las concentraciones de cada especie entre sitios afectados y no afectados. Por otra parte, se evaluó cuántas muestras sobrepasaban los niveles tolerables máximos de tolerancia mineral en animales con en base el reporte de la Academia Nacional de Ciencias.

En la mayor parte de los casos no se detectaron diferencias significativas al comparar la misma especie entre sitios afectados y sitios no afectados por el derrame. En la mayoría de las especies no se detectó una señal clara de acumulación de metales en las plantas que se distribuyen a lo largo del cauce afectado por el derrame (*Quercus emoryi*, *Baccharis sarothroides*, *Baccharis salicifolia*, *Nasturtium officinale*, *Hydrocotile umbellata*, *Populus fremontii*, *Salix salicifolia*, *Celtis reticulata*, *Fraxinus velutina* y *Ambrosia ambrosioides*). Las dos excepciones a este patrón fueron *Prosopis velutina* en el Arroyo Tinajas y *Nicotiana glauca* en los Ríos Bacanuchi y Sonora.

Para el caso de *Nicotiana glauca*, el elemento que mostró un aumento significativo ($p < 0.05$) en el cauce afectado fue el cobre. La concentración de cobre en el Río Bacanuchi (muestras cerca de Tahuichopa) fue de 58.33 ± 1.94 μg/g (media ± una desviación estándar), mientras que en Sinoquipe, en el Río Sonora, la concentración de cobre fue de 63.76 ± 35.61 μg/g. En contraste, para la misma especie en Cucurpe (29.94 ± 7.08 μg/g) y en Opodepe (27.57 ± 6.04 μg/g), en el Río San Miguel, las concentraciones de cobre fueron significativamente menores. Las muestras de esta misma especie en el Río Bacoachi (Chinapa) mostraron valores intermedios (38.26 ± 16.42 μg/g).

En el caso de *Prosopis velutina*, se detectó una señal de acumulación de cobre en el arroyo Tinajas 1, justo en la zona donde se registró mortalidad de árboles. Por un lado, se analizaron raíces de los árboles muertos a lo largo del arroyo Tinajas, las cuales mostraban coloración naranja. Los valores de cobre en las raíces fueron altos (179.83 ± 226.32 μg/g). En los individuos muertos de *Prosopis velutina* se analizaron muestras de ramas secas. Estas ramas secas mostraron valores de concentración de cobre de 93.98 ± 116.97 μg/g. Estos datos indican que las plantas que murieron después del derrame acumularon cantidades significativas de cobre.

La gran mayoría de las especies analizadas tuvo concentraciones de metales por debajo del nivel tolerable máximo en la dieta de animales domésticos (National Reseacrch Council 2005). Más del 98% de las muestras de hojas se encontraban por debajo del máximo tolerable por el ganado doméstico. Para el caso del cobre, el máximo tolerable para el ganado bovino es 40 μg/g y 15 μg/g para el ganado ovino. Algunas de las muestras de hojas de *Prosopis velutina*, *Baccharis sarothroides*, *Nasturtium officinale* y *Nicotiana glauca* mostraron valores superiores al máximo tolerable por este tipo de animales. Esto significa que las hojas de algunos individuos de estas especies pueden provocar problemas de toxicidad en el ganado bovino y ovino que las ingiera.

Un caso particular que merece atención es el caso de los berros (*Nasturtium officinale*), una planta acuática introducida a la región y que es consumida por la gente de los pueblos del Río. El análisis de ocho poblaciones de esta especie acuática, comparando plantas del cauce afectado con el cauce no afectado, no arrojó diferencias significativas en la concentración de metales. Es decir, no hay una señal clara de que el derrame produjo un aumento significativo en la concentración de metales en esta especie. Sin embargo, las concentraciones de cobre y plomo en las hojas muestran un patrón preocupante. Tanto en los sitios del cauce afectado por el derrame como en los sitios control, las concentraciones de cobre en algunos individuos sobrepasan el máximo tolerable en la dieta de bovinos (40 μg/g) y ovinos (15 μg/g). Aún más preocupante que el cobre, es que las concentraciones de plomo de muchos de los individuos analizados superan el máximo tolerable para peces, roedores, aves domésticas, así como ganado porcino y equino (10 μg/g).

La organización mundial de la salud (WHO) y la organización de las naciones unidas para la alimentación y agricultura (FAO) establecen un máximo de 0.3 mg/kg en los vegetales para consumo humano (Codex Alimentarius Commission 2011) y todos los individuos analizados de esta especie en este estudio superaron este límite.

X.3 Extirpación de poblaciones de peces listados en la NOM-059-SEMARNAT-2010

Los muestreos de poblaciones de peces nativos antes y después del derrame indican:

- De las especies de peces muestreadas, *Catostomus wigginsi* es endémica del desierto sonorense y está clasificada como amenazada en la NOM-059-SEMARNAT-2010; *Campostoma ornatum* es considerada como eslabón fundamental dentro del balance ecológico de los arroyos de zonas desérticas y *Gila eremica* es endémica del desierto sonorense.
- Se detecta una ausencia de estadios juveniles en poblaciones de peces en el Río Bacanuchi-Sonora, 14 meses después del derrame. La estructura de edades que arroja el análisis de datos del muestreo de octubre y diciembre del 2015, indica claramente la ausencia de individuos juveniles de tres especies durante la temporada 2015. Este resultado contrasta significativamente con la estructura de edades históricas para las mismas localidades (figura X.5).
- Se corrobora el cambio adverso y mensurable del hábitat de peces por el paso de la sustancia derramada en el Río Bacanuchi-Sonora al comparar los resultados del muestreo en el sitio de control del Río Bacoachi, donde la estructura de edades para *Campostoma ornatum* corresponde a lo que se esperaría con base en los registros históricos (figuras X.6 y X.7).
- El cambio en la estructura de edades de peces dentro de la NOM (un año después del evento) es resultado de la extirpación local de poblaciones naturales por el paso del derrame. Los peces de cuencas áridas están adaptados a eventos hidro-meteorológicos extremos a tal grado que utilizan estos eventos como una vía de dispersión. Por consiguiente, la ausencia de tallas pequeñas en las poblaciones no se debe al efecto de los huracanes Norbert y Odille y sí a la extirpación de poblaciones debida a la exposición a elementos tóxicos contenidos en la sustancia derramada. La presencia de individuos de tallas mayores se debe probablemente a recolonización de adultos desde otras cuencas.

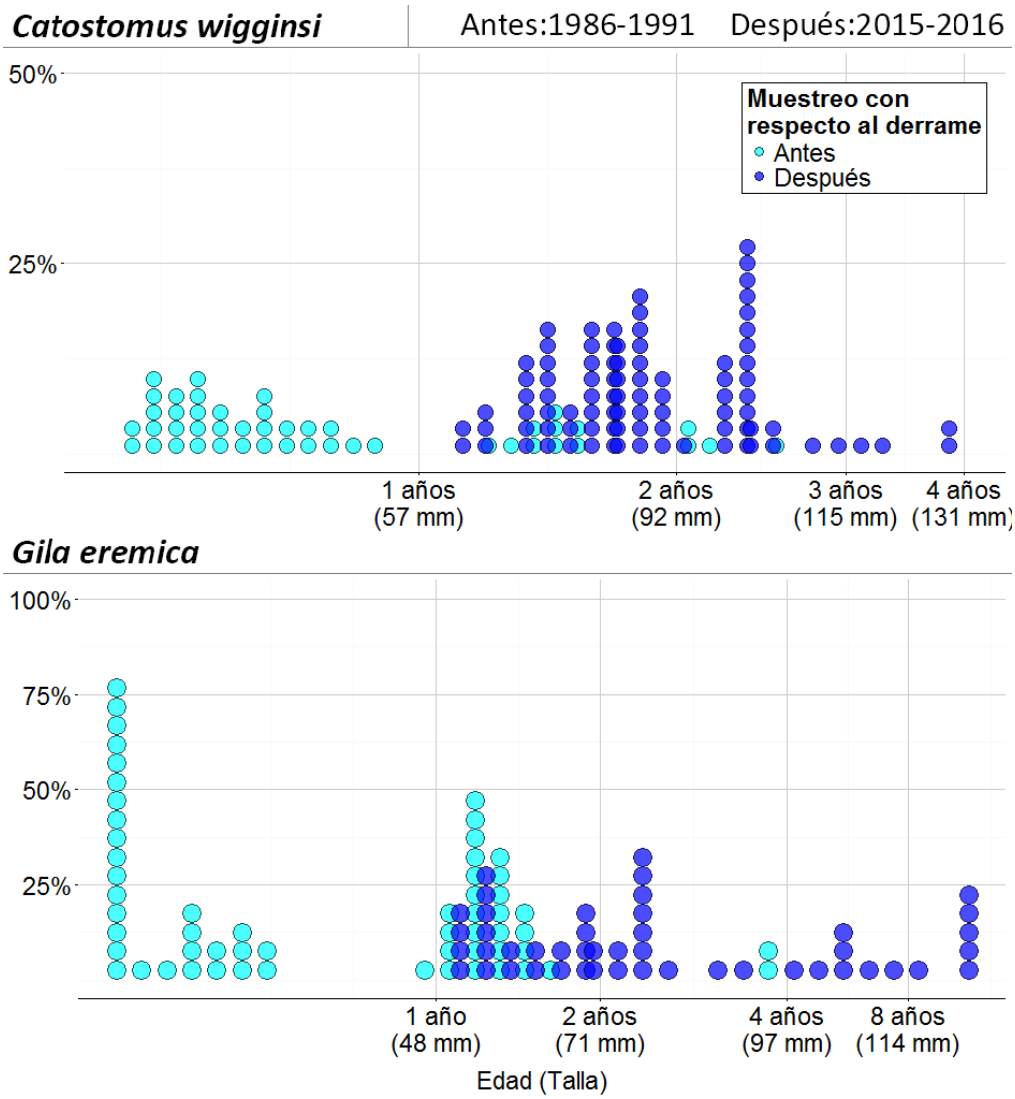


Figura X.5. Diferencia en la estructura de edades (ausencia de estadios juveniles) en las especies Catostomus wigginsi y Gila eremica entre muestreos poblacionales antes y después del derrame

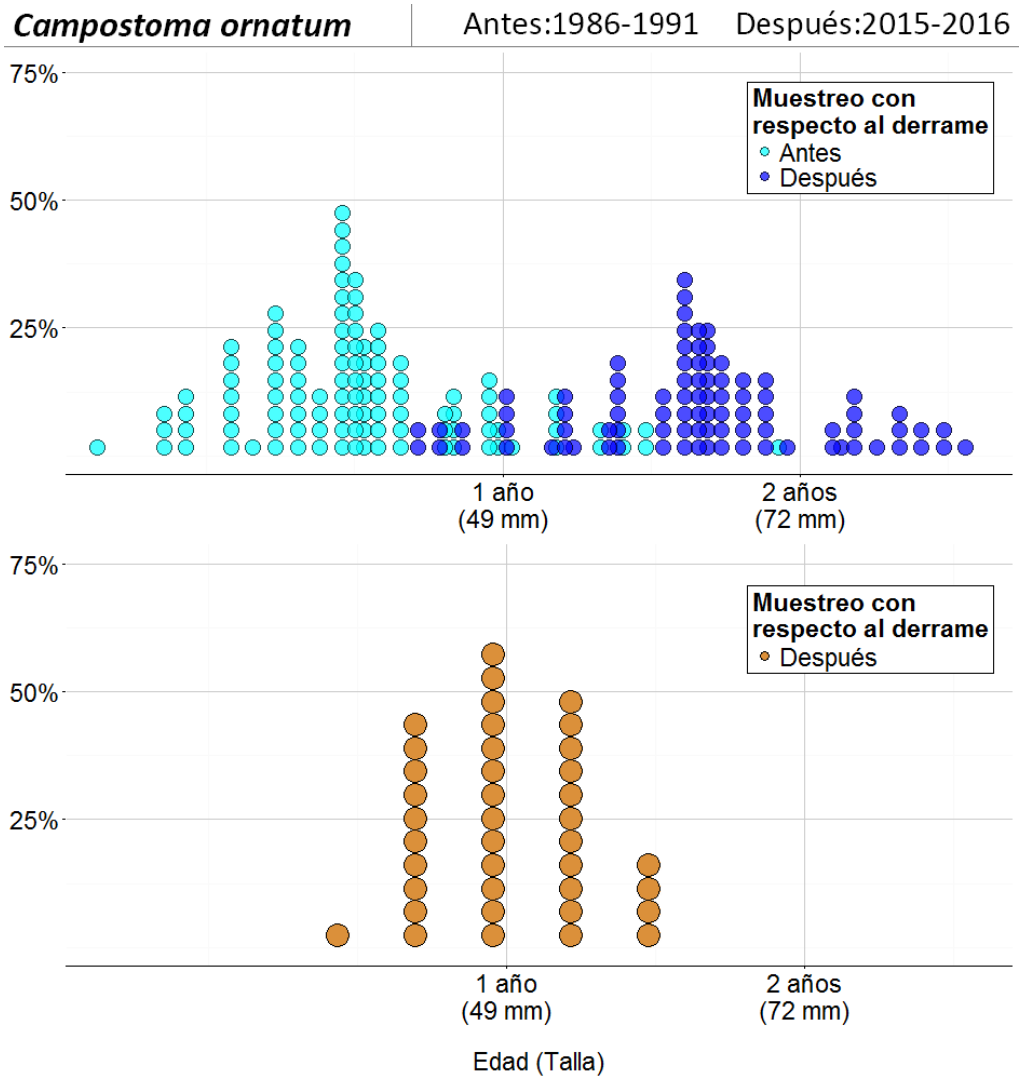


Figura X.6. Diferencia en la estructura de edades (ausencia de estadios juveniles) para Campostoma ornatum entre las poblaciones muestreadas actuales (después del derrame) y las históricas (antes del derrame) para el Río Bacanuchi (gráfica de arriba; puntos en azul y cian), en comparación con la estructura actual para el Río Bacanuchi (gráfica de abajo; puntos en naranja).

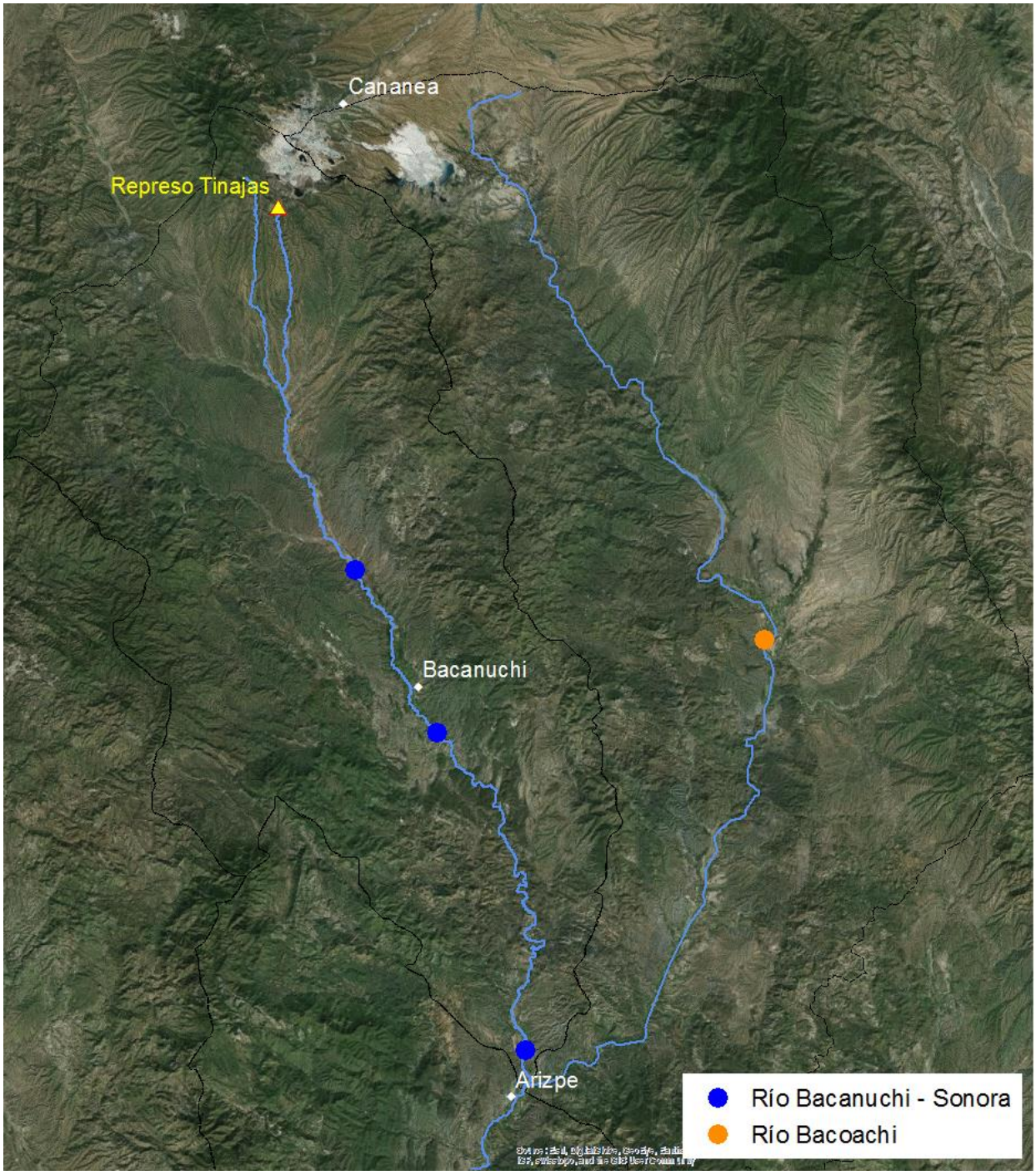


Figura X.7 Distribución espacial de los sitios de muestreo de peces en los ríos Bacanuchi-Sonora y Bacoachi.

X.4 Evaluación de la acumulación de metales en diferentes grupos de animales

Para determinar las concentraciones de metales pesados en distintas especies de animales, se procesaron 3082 muestras de diferentes tejidos animales que incluyeron sangre, pelo o pluma, corazón, hígado, bazo, riñón, cerebro, piel y hueso) para el análisis de la concentración de metales pesados (Al, As, Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) mediante la técnica de Espectrometría de emisión con plasma acoplado inductivamente (ICP, Inductively Coupled Plasma/Optical Emission Spectrometry).

Los resultados de las concentraciones de metales por taxón y por matriz se encuentran en el archivo anexo en el CD: Banco_Roedores.xlsx, Banco_Aves.xlsx, Banco_Carnivoros.xlsx y Banco_Domesticos.xlsx.

Para evaluar el daño a nivel tisular, se procesaron 852 muestras de distintos tejidos animales mediante diagnóstico histopatológico. La lesión predominante en los mamíferos roedores y soricomorfos, fue mionecrosis en músculo esquelético en 43 individuos y mionecrosis en músculo cardíaco de un individuo. Esta lesión sugiere deficiencia de vitamina E y selenio, que puede deberse a daños en las membranas celulares por la generación de radicales libres. Los metales pesados pueden causar una disminución en la producción de enzimas antioxidantes y ocasionar estrés oxidativo en el músculo esquelético y/o cardíaco con daño irreversible.

Veintiséis individuos (16 aves y 10 roedores) presentaron cuadros de dermatitis con distintas características. Dos roedores presentaron hemorragia cerebral, dicha lesión se ha presentado en humanos expuestos a altas concentraciones de Cd.

Para evaluar el efecto en las concentraciones de metales pesados sobre los individuos capturados en las distintas zonas de estudio se ajustaron modelos lineales para cada metal y cada órgano, basándonos en las especies indicadoras. Se utilizó como covariables a los diferentes ríos, a los diferentes sitios y las distintas especies.

Los resultados de estos análisis muestran que para los metales no esenciales (As, Cd, Pb) los individuos de las especies indicadoras de roedores (*Chaetodipus penicillatus, Ch. intermedius, Peromyscus eremicus, P. leucopus y P. maniculatus*) presentaron diferencias estadísticamente significativas entre las concentraciones detectables de As en hígado y Pb en músculo entre los individuos de las diferentes cuencas, siendo las concentraciones más altas en el Río Bacanuchi-Sonora, ($p<0.05$). En carnívoros se encontraron mayores concentraciones de As y Pb en pelo y de As en el tejido sanguíneo de los ejemplares capturados en la zona afectada.

En los animales domésticos se encontraron mayores concentraciones de metales en las zonas cercanas al Río Bacanuchi-Sonora ($p<0.05$). Los resultados de Al, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn muestran diferencias significativas en las concentraciones de Fe, Cu y Mn en roedores y de Cu en carnívoros silvestres y animales domésticos (Figuras X.8 X.9).

Las altas concentraciones de Cu encontradas en el estudio representan una evidencia indirecta del derrame a distintos niveles de organización entre consumidores terciarios (carnívoros) y consumidores secundarios (roedores y domésticos). Las concentraciones elevadas de Cu en cerebro de roedores y en sangre de carnívoros en la zona afectada sugieren que mientras los roedores presentaron un proceso crónico de bioacumulación, los carnívoros presentaron indicios de un proceso agudo.

Consistentemente, se encontraron roedores con hepatitis multifocal, la cual se ha señalado como lesión primaria cuando son expuestos a concentraciones elevadas de Cu por vía oral (Nordberg et al., 2015). De manera adicional, otro indicio que confirma el proceso de bioacumulación en los consumidores secundarios es el hecho de que los animales domésticos, como los bovinos, presentaron altas concentraciones de Cu en uña en la zona afectada.

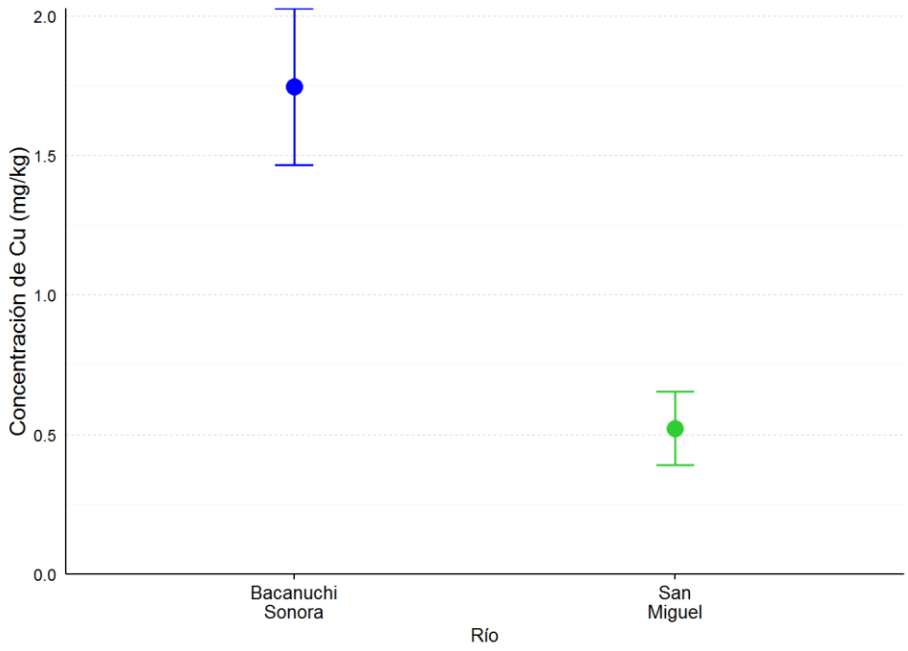


Figura X.8 Comparación de las concentraciones promedio de cobre en muestras de carnívoros en el Río Bacanuchi-Sonora y en sitios de control en el Río San Miguel.

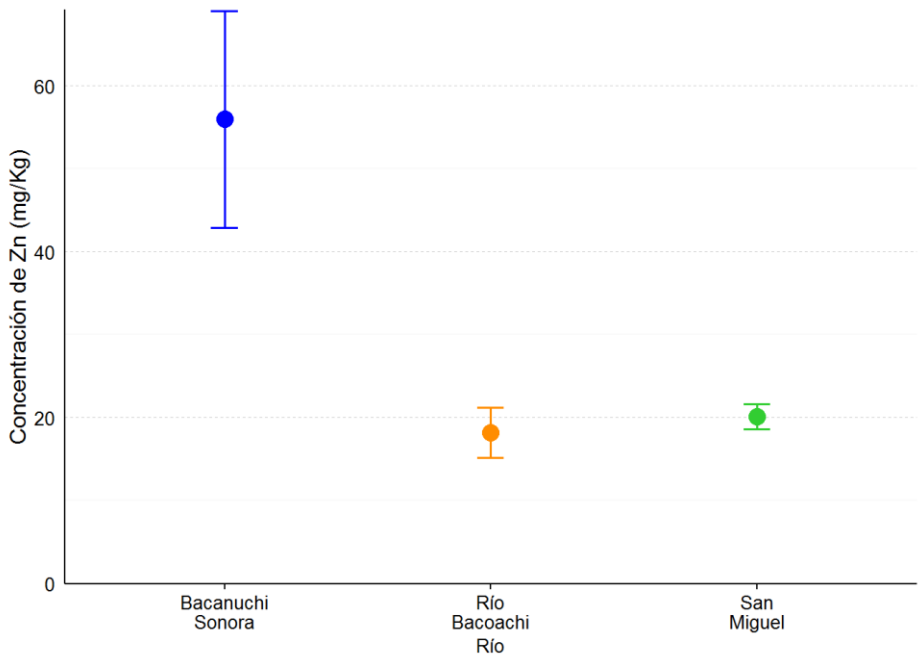


Figura X.9 Comparación de las concentraciones promedio de zinc en muestras de aves en el Río Bacanuchi-Sonora y en sitios de control en los ríos Bacoachi y San Miguel.

XII. Concentración de metales en agua de toma domiciliaria y alimentos (cárnicos, lácteos y vegetales)

Con el propósito de determinar las concentraciones de metales pesados en agua y alimentos de consumo cotidiano en la zona ribereña del Río Sonora, se diseñó un esquema de muestreo específico, que cumplía con las condiciones de no sesgo y cota de variación conocida y especificada para el análisis estadístico de la información relevante de agua y alimentos de la zona.

El seguimiento documentado de las muestras se realizó a través de una cadena de custodia con la que se estableció la identidad de cada muestra a través de codificación alfanumérica, se registraron el número y tipo de muestra, transporte, análisis, entrega de resultados y análisis de resultados. Las muestras o información derivada de su análisis fueron resguardadas en cada etapa. Con el propósito de evaluar la calidad de los resultados analíticos de cuantificación de metales pesados (Al, As, Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn) en las diversas matrices estudiadas, se realizó una validación química.

Por otro lado, para el control de calidad de los resultados se utilizaron muestras testigo y materiales de referencia trazables al National Institute of Standards and Technology (NIST).

Los resultados de las determinaciones de las concentraciones de metales en los alimentos colectados, mostraron diferentes frecuencias para los diversos sitios del Río Sonora. También se detectaron diferencias entre las matrices (frutas y verduras; lácteos; y cárnicos).

Existe un indicio de metales pesados en frutas, hortalizas y lácteos. Los metales presentes fueron arsénico, cadmio y plomo, de acuerdo con los límites máximos permisibles establecidos en las normas nacionales y las referencias internacionales.

Arsénico. En lácteos supera el límite máximo de residuos de SENASICA (0.2 mg/kg) y la NOM-243-SSA1-2010 (0.2 mg/kg).

Plomo. Frutas-hortalizas superan la referencia del CODEX Stand 193-1995 (0.1-0.3 mg/kg). En lácteos de superan las normas NOM-243-SSA1-2010 (0.1 mg/kg) y la referencia del CODEX Stand 193-1995 (0.02 mg/kg).

Cadmio. Frutas-hortalizas superan la referencia del CODEX Stand 193-1995 (0.05-2.0 mg/kg). Superan los límites de la norma NOM-247-SSA1-2008 (0.1 mg/kg) para maíz y sorgo.

XI. NEXO CAUSAL

Existe evidencia suficiente, de índole geológica y biológica, del incremento en la concentración de metales en el ambiente por encima de la condición inmediata anterior al derrame. Estas evidencias indican el nexo causal entre los elementos tóxicos contenidos y liberados a consecuencia del derrame y la alteración del estado base del Río Bacanuchi-Sonora.

Las evidencias de índole geológica indican que:

- La solución ácida vertida al Río Bacanuchi-Sonora contenía altas concentraciones de hierro (Fe), aluminio (Al), cobre (Cu), manganeso (Mn) y arsénico (As), además de plomo (Pb), zinc (Zn), cadmio (Cd) y niquel (Ni).
- El cambio adverso en las condiciones químicas de los ecosistemas del Río Bacanuchi-Sonora tiene origen en la disminución del pH y los metales antes mencionados contenidos en la solución preñada, y una fuerte presunción de que, durante el paso de la solución ácida, metales presentes en el sedimento fueron liberados por procesos de desorción y solubilización.
- Durante la fase aguda, la solución ácida se transportó a lo largo del Río Bacanuchi-Sonora y llegó a un punto al sur de Aconchi y al norte de Baviacora, conforme a los registros de valores de pH ácido (de 2.6 a 4) en agua superficial reportados por el laboratorio ABC.
- Con base en los datos obtenidos por el laboratorio ABC, existe evidencia de que el transporte de los metales antes mencionados en aguas superficiales ocurre a lo largo de un periodo de 70 días después del derrame. Este efecto también es visible en el agua subterránea ya que en algunos pozos se presentaron concentraciones altas de metales en los primeros días después del derrame, después disminuyeron y se incrementaron nuevamente durante los huracanes Norberto y Odille.
- Los metales contenidos en el lixiviado derramado precipitaron en fases minerales (principalmente jarosita y yeso) dentro del área de influencia del derrame.
- Incremento en la cantidad de metales en el ecosistema de la cuenca, con riesgo potencial de ser liberados al ambiente por un nuevo derrame de solución ácida o por la descarga de aguas negras que tienen el potencial de generar un ambiente reductor.
- Los muestreos de suelo y sedimento en zanjas de 1 a 3 m de profundidad a lo largo arroyo Tinajas y la parte norte del Río Bacanuchi (aproximadamente 50 km), demuestran la presencia de contaminación residual por la migración vertical de metales que, junto con valores mayores

a los valores naturales de conductividad eléctrica, son indicativos de una fuerte presunción de un vínculo con el derrame.

Las evidencias de índole biológica indican que:

- El cambio en la estructura de edades de peces dentro de la NOM (un año después del evento) es resultado de la extirpación local de poblaciones naturales por el paso del derrame. Los peces de cuencas áridas están adaptados a eventos hidro-meteorológicos extremos a tal grado que utilizan estos eventos como una vía de dispersión. Por consiguiente, la ausencia de tallas pequeñas en las poblaciones no se debe al efecto de los huracanes Norbert y Odille y sí a la extirpación de poblaciones debida a la exposición a elementos tóxicos contenidos en la sustancia derramada. La presencia de individuos de tallas mayores se debe probablemente a recolonización de adultos desde otras cuencas.
- El incremento en la mortandad y susceptibilidad de los árboles es consecuencia del derrame y de las medidas de mitigación.
- La presencia de metales en especies indicadoras a más de un año posterior al derrame está asociado al cambio adverso de las condiciones químicas de los hábitats. Los daños indirectos a los ecosistemas y a la población humana se relacionan a una serie de impactos adversos, acumulativos y a distancia como consecuencia del derrame. Estos impactos surgen del incremento al riesgo por exposición a elementos tóxicos provenientes de la sustancia derramada o removilizados como consecuencia del derrame. Los daños indirectos están ligados a los procesos de bioacumulación y biomagnificación de metales pesados en las redes tróficas del área de influencia del derrame (esto es, cauce menor, cauce mayor, planicie de inundación y zonas de afectación por crecidas extraordinarias). A mediano y largo plazos, el cambio en las condiciones químicas de los hábitat, ecosistemas y servicios ambientales tendrán efectos negativos en los cultivos, las zonas de pastoreo y los poblados de esta área. En el mundo, el riesgo por exposición a metales pesados ha llevado al establecimiento de medidas preventivas por parte de la Organización Mundial de la Salud para evitar el consumo de alimentos que contengan cadmio y plomo por encima de niveles tolerables (WHO, 1992a y 1992b). Específicamente, se ha demostrado la bioacumulación y biomagnificación de arsénico, cadmio, cobre, plomo y zinc en las partes comestibles de vegetales (Islam *et al*., 2015; Khan *et al.*, 2009; Zhuang *et al.*, 2009), así como la de cadmio y plomo en lácteos provenientes de zonas con actividades mineras (González-Montaña *et al*., 2012).En general,

la cadena causal del daño indirecto a cultivos se sustenta en el hecho de que los vegetales solamente pueden incorporar los metales que se encuentran en el agua y el suelo (Cataldo y Wildung, 1978; Peralta-Videa *et al*., 2009; Wood, 1985), a tasas que dependen del cultivo que se trate (Kloke *et al*., 1984; Purschenreiter *et al*., 2005; Vidovic *et al*., 2005 Wilkinson *et al*., 2003). Para el caso de lácteos, los metales pesados provienen del agua, las plantas y el suelo (que acompaña las plantas) que consumen, así como del aire que respiran.

En particular, la cadena causal del daño indirecto ocasionado por el derrame es la siguiente:

- Los impactos acumulativos consisten en depósitos de precipitados que resultan del paso a fase sólida de los metales contenidos en el lixiviado derramado a lo largo del cauce.
- Riesgo de liberación química de dichos depósitos bajo condiciones propicias, principalmente cambios en pH asociados a nuevos derrames de lixiviados mineros o debido a derrames de aguas residuales al río.
- Una vez liberados, los metales antes depositados pasan a formar parte de cadenas tróficas o bien a los acuíferos asociados al cauce.
- Los procesos de bioacumulación y biomagnificación incrementan el riesgo por exposición a metales de la flora y fauna riparias, así como a habitantes locales.

Las evidencias que corroboran los procesos de bioacumulación y biomagnificación dentro del área de influencia del derrame incluyen:

- La detección de elementos en concentraciones que superan las normas nacionales e internacionales en alimentos:
    - En lácteos:
        - Arsénico (SENASICA LMP; NOM-243-SSA1-2010),
        - Plomo (SENASICA LMP; NOM-243-SSA1-2010; CODEX Stand 193-1995).
    - En frutas y verduras: Cadmio (NOM-247-SSA1-2008; CODEX Stand 193-1995).
- La detección de elementos en concentraciones mayores en muestras de vertebrados terrestres del Río Bacanuchi que en las muestras de los sitios de control:
    - Arsénico en hígado y plomo en músculo en individuos de cinco especies de roedores (*Chaetodipus penicillatus*, *Ch. intermedius*, *Peromyscus eremicus*, *P. leucopus* y *P. maniculatus*)

- Cobre en sangre de individuos de cuatro especies de carnívoros (*Canis latrans*, *Mephitis mephitis*, *Procyon lator*, *Urocyon cineroargenteus*.
- Zinc en hígado de individuos de dos especies de aves (*Sayornis nigricans* y *Chloroceryle americana*).
- La fase crónica exacerbada cubre prácticamente todo el cauce del Río Bacanuchi-Sonora.

REFERENCIAS

Álvarez-Ayuso, E., García-Sánchez, A., Querol, X., & Moyano, A. (2008). Trace element mobility in soils seven years after the Aznalcóllar mine spill. *Chemosphere*, *73*(8), 1240–1246. http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.028

Bird, G., Brewer, P. A., Macklin, M. G., Balteanu, D., Serban, M., Driga, B., & Zaharia, S. (2008). River system recovery following the Novaţ-Roşu tailings dam failure, Maramureş County, Romania. *Applied Geochemistry*, *23*(12), 3498–3518. http://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.08.010

Burgos, P., Madejón, P., Madejón, E., Girón, I., Cabrera, F., & Murillo, J. M. (2013). Natural remediation of an unremediated soil twelve years after a mine accident: Trace element mobility and plant composition. *Journal of Environmental Management*, *114*, 36–45. http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.060

Cabrera, F., Ariza, J., Madejón, P., Madejón, E., & Murillo, J. M. (2008). Mercury and other trace elements in soils affected by the mine tailing spill in Aznalcóllar (SW Spain). *Science of the Total Environment*, *390*(2-3), 311–322. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.002

CONABIO. (2014). Naturalista. Rodapiedras mexicano (Campostoma ornatum). Consultado en: http://naturalista.conabio.gob.mx/taxa/96633-Campostoma-ornatum

Coulthard, T. J., & Macklin, M. G. (2003). Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. *Geology*, *31*(5), 451–454. http://doi.org/10.1130/0091-7613(2003)031<0451:MLCIRS>2.0.CO;2

Gil, F., Capitán-Vallvey, L. F., De Santiago, E., Ballesta, J., Pla, A., Hernández, A. F., … Villanueva, E. (2006). Heavy metal concentrations in the general population of Andalusia, South of Spain. A comparison with the population within the area of influence of Aznalcóllar mine spill (SW Spain). *Science of the Total Environment*, *372*(1), 49–57. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.08.004

James, L. A. (1989). Sustained Storage and Transport of Hydraulic Gold Mining Sediment in the Bear River, California. *Annals of the Association of American Geographers*, *79*(4), 570–592. http://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1989.tb00277.x

Kabata-Pendias, A., & Pendias, K. (1986). *Trace Elements in Soils and Plants*. (C. Press, Ed.) (Fourth). NW.

Kraus, U., & Wiegand, J. (2006). Long-term effects of the Aznalcóllar mine spill-heavy metal content and mobility in soils and sediments of the Guadiamar river valley (SW Spain). *Science of the Total Environment*, *367*(2-3), 855–871. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.027

Levit, S. M., & Bozeman, M. (2010). A Literature Review of Effects of Cadmium on Fish. *Nature*, (November), 16.

Miller, J. R. (1997). The role of fluvial geomorphic processes in the dispersal of heavy metals from mine sites. *JOURNAL OF GEOCHEMICAL EXPLORATION ELSEVIER Journal of Geochemical Exploration*, *58*, 101–118. http://doi.org/10.1016/S0375-6742(96)00073-8

Riba, I., Conradi, M., Forja, J. M., & DelValls, T. A. (2004). Sediment quality in the Guadalquivir estuary: Lethal effects associated with the Aznalcóllar mining spill. *Marine Pollution Bulletin*, *48*(1-2), 144–152. http://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00391-6

Sabater, S. (2000). Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W Spain, following a major mine tailing spill. *Journal of Applied Phycology*, *12*(2), 113–124.

Santos, A., Alonso, E., Callejón, M., & Jiménez, J. C. (2002). Distribution OF Zn , Cd , Pb AND Cu Metals in Groundwater of the Guadimar River Basin. *Water, Air, and Soil Pollution*, *134*(April 1998), 275–286.

Simón, M., Díez, M., García, I., & Martín, F. (2009). Distribution of As and Zn in soils affected by the spill of a pyrite mine and effectiveness of the remediation measures. *Water, Air, and Soil Pollution*, *198*(1-4), 77–85. http://doi.org/10.1007/s11270-008-9827-4

Solà, C., Burgos, M., Plazuelo, Á., Toja, J., Plans, M., & Prat, N. (2004). Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *Science of the Total Environment*, *333*(1-3), 109–126. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.011

PARTICIPANTES

Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía
Instituto de Geología UNAM
Dr. Francisco Romero
Dr. Thierry Calmus
Dr. Francisco Molina

Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad
Instituto de Ecología UNAM
Dr. Cesar Domínguez
Dra. Marisa Mazari-Hiriart
Dr. Luis Bojórquez
Dra. Ana Elena Escalante

Facultad de Química UNAM
M. en C. Francisco Rojo Callejas

Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia UNAM
Dr. Gerardo Suzán Azpiri

Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía
Universidad de Sonora
Dr. Leobardo Valenzuela
Dra. Diana Meza
Dr. Alejandro Varela

Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía
Instituto Tecnológico de Sonora
Dr. Agustín Robles