

Costos de remediación para metales pesados en pasivos mineros.

Tabla dinámica, una herramienta de apoyo

Remediation Costs for Heavy Metals in Mining Liabilities. Pivot Table, a Support Tool

Dora Elena Ledesma-Carrión*

El objetivo de este trabajo es calcular los costos anuales por tonelada de material a remediar e introducirlos en una herramienta de cálculo dinámica bajo escenarios con el fin de aportar los valores iniciales y simulaciones que sirvan de insumo en la planeación de anteproyectos de apertura y cierre del ciclo de vida de una mina. La metodología empleada homologa a la utilizada para calcular los costos totales de agotamiento y degradación ambiental para que, en su caso, puedan ser vinculados a los registros de emisiones y transferencia de contaminantes y sirvan como insumo a la optimización de procesos, modelos de insumo-producto, equilibrio general computable, estocásticos, entre otros.

Palabras clave: costos de remediación; metales pesados; cianuro.

Recibido: 3 de diciembre de 2020.
Aceptado: 28 de junio de 2021.

* INEGI, dora.ledesma@inegi.org.mx

The objective of this work is to calculate the annual costs per ton of material to be remediated and introduce them into a dynamic-calculation tool under scenarios in order to provide the initial values and simulations that serve as input in the planning of preliminary projects for the opening and closing of the cycle life of a mine. The methodology used is similar to that used to calculate the total costs of depletion and environmental degradation (CTADA *in Spanish*) so that, where appropriate, they can be linked to the pollutant release and transfer registers (RETC *in Spanish*) and serve as input to process optimization, input-output models, computable general equilibrium and stochastics, among others.

Key words: remediation costs; heavy metals; cyanide.



marciandrews/Pixabay

Introducción

El desarrollo sustentable ha tomado fuerza en la planeación de negocios, entre ellos, los cierres de minas y la rehabilitación del terreno. Aspectos que actualmente se toman en cuenta son: otorgar un valor esperado al terreno explotado después de que se recupere, permitir el reciclaje de los recursos y materiales de desecho, asegurar la participación de la comunidad minera, recuperar el medio ambiente, capacitación en otros oficios al personal y fomentar las iniciativas de negocios sustentables en la comunidad, entre otros (INECC, 2016). En el presente trabajo solo se consideró la remediación por contaminación de material tóxico, producto

de los procesos físico-químicos de extracción de oro (Au) (Pérez y Martín, 2015), plata (Ag) y cobre (Cu), los cuales ocasionan la presencia de un conjunto principal de compuestos dañinos bien identificados: plomo (Pb), arsénico (As), mercurio (Hg), cadmio (Cd), cianuro, cromo (Cr), molibdeno (Mo), zinc (Zn) y manganeso (Mn) (Toscana y Hernández, 2017; Lara *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2010; SGM, 2018 y 2020).

A partir de la información sobre el estado en el cual quedaron los depósitos de colas, escombreras, drenajes ácidos y escoriales, se obtuvieron varios tipos de datos, como: composición química del terreno contaminado, su volumen y densidad —1.4-

1.6 toneladas/metro cúbico (Ton/m³)—, superficie afectada, porosidad del terreno (> 2.5), profundidad a la que se dejó de registrar la presencia de contaminantes, así como la afectación en aguas superficiales o subterráneas (AMSAC, 2019a y 2019b; CBO, 2003; Chappuis, M., 2019; Cortes-Páez *et al.*, 2016; EPA, 2000; Grupo México, 2014a, 2020a y 2020b). En el presente estudio, el enfoque principal recayó en la composición química de las muestras tomadas en suelo y agua, técnica de remediación (asociada fuertemente a los plazos de cierre y presupuesto) y características del suelo. Esta información se clasificó en cuatro tipos (ver cuadro 1).

Se debe hacer notar que planear un cierre minero involucra información socioeconómica, como: escenarios de inflación, tipo de cambio, tasas de interés, tomar en cuenta los límites máximos de compuestos químicos permitidos por la ley, etc., lo cual lo convierte en un proceso complejo bajo incertidumbre. Así que, contar con una guía basada en la experiencia de pasados procesos de cierres mineros y utilizar el Índice Nacional de Precios Productor (INPP)¹ aporta una herramienta de apoyo complementaria al método del valor presente (National Research Council, 1997; INEGI, 2013), valor del daño ambiental (precios sombra), modelos insumo-producto y equilibrios general, dinámico y econométrico (Dammert *et al.*, 2012; Ledesma *et al.*, 2020; por ejemplo).

La base de datos de los registros de emisiones y transferencia de contaminantes (RETC) (SEMARNAT, 2017) ofrece composiciones químicas en unidades de masa por subrama de actividad económica por ubicación, mientras que la información de los Costos Totales de Agotamiento y Degradación Ambiental (CTADA) aporta costos en grandes rubros (emisiones de CO₂, PM10, tala de árboles, incendios forestales, etc.) en términos del Producto Interno Bruto (PIB) basados en costos unitarios por emisor (INEGI, 2013). En consecuencia, si se quisiera construir algún modelo robusto, se requeriría de ambas bases de datos y poder vincularlas de manera consistente y congruente, calculando el fac-

tor de contribución por contaminante (ver Anexo, sección A.2). La herramienta propuesta (tabla dinámica), junto con el uso de los escenarios, proporcionará una mejor idea sobre los retos financieros a enfrentar y apoyará, como dato inicial, el costo unitario anual en la planeación del cierre minero; abre, así, la posibilidad de construir modelos que arrojen mayor claridad en la explotación minera factible cumpliendo con los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

Breve estado del arte

En México, los principales contaminantes metálicos (dada su toxicidad y abundancia) son Hg, As, Pb y Cr (Lara *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2010; SGM, 2020). Las entidades federativas más afectadas son Zacatecas, Querétaro, Hidalgo y San Luis Potosí, pertenecientes a las regiones hídricas administrativas (RHA) VII, VIII, IX, X y XIII, que cubren gran extensión de acuíferos. La mayoría de las técnicas de remediación se aplican *in situ* en diversos suelos; una de las más utilizadas es la electrorremediación, que puede ser aplicada tanto a suelos contaminados con metales pesados como con materiales orgánicos, y ha logrado alcanzar la remoción a 100 % de desechos de un solo metal; puede complementarse con otras para mejorarla y es menos costosa en suelos impermeables (De la Rosa *et al.*, 2007). Para remediar los suelos a mediano plazo, se usa frecuentemente la técnica de fitorremediación con irrigación por goteo o vasijas de barro sin aislar; el costo es el más bajo dentro de las diferentes opciones (Covarrubias y Peña, 2017). En específico, la de biorremediación intrínseca tiene una duración de 30 años, mientras que la acelerada, de cinco años. Esta es favorable para suelos con porosidad promedio o mayor de 0.25 u. p. (una unidad equivalente al porcentaje de espacio *poral* en una unidad de volumen de roca; se abrevia como u. p. y varía entre 0 y 100.), como los suelos arcillosos, arenosos o calcáreos (Ingaramo *et al.*, 2007).

En minas extractoras de oro, el principal residuo es el cianuro (altamente corrosivo) y se localiza en

¹ Elaborado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

el drenaje ácido, por lo que las técnicas usadas, sobre todo en México, son el lavado de suelos y la reparación del drenaje (dura al menos tres años) con un costo inicial entre 150 millones y 180 millones de dólares (New Gold Inc., 2018; Oliveros *et al.*, 2018; Sánchez-Ubillús, 2013; Grupo México, 2020b; AMSAC, 2019a y 2019b; Inco, 2020; PERCAN, 2002). El proceso de remediación es a perpetuidad bajo vigilancia y mantenimiento, por lo que el costo generalmente se transfiere a la población, por lo cual es mucho más difícil de calcular en los planes de cierre por su duración; en el mejor de los casos, se llega a alcanzar una resiliencia de 80 %, ya que estos procesos metalúrgicos destruyen la combinación química de los elementos y resultan en la producción de diversos compuestos de desecho, incluyendo emisiones a la atmósfera, polvo, escoria, productos de tostado, aguas residuales y material lixiviado (Armendáriz-Villegas, 2016).

Además, hay otros compuestos tóxicos a considerar: del reporte del derrame en la mina Buenavista del Cobre, S. A. de C. V. en el 2014, se afectaron los ríos Bacanuchi y Sonora con solución de sulfato de cobre acidulado (CuSO_4) y residuos de As, vanadio (V), Zn, Pb y altas concentraciones de Hierro (Fe), Cu, Mn y aluminio (Al), metales para los cuales hay algunas normas oficiales mexicanas (NOM) que establecen límites máximos en el suelo.² También se contaminaron acuíferos de donde se extrae agua para uso de la población (Tuncak, 2018). Generalmente, para detener la contaminación por aguas mineras ácidas, se siguen tres etapas: a) control del proceso de generación ácida, b) control de la migración de aguas ácidas y c) recolección y tratamiento de aguas ácidas mineras (Cortés *et al.*, 2016).

En el caso del Bacanuchi y Sonora, se construyó un muro, reforzó su planta de lixiviación y lavó la zona afectada con cal para neutralizar el ácido. Afortunadamente, no hubo daño en la flora y la

fauna (biodisponibilidad³), lo que disminuyó el costo por pérdidas de especies endémicas (Oliveros *et al.*, 2018) y se limpiaron los ríos y acuíferos (Grupo México, 2014a y 2014b).

Cuando se trata de remediar aguas ácidas mineras (por lo general, contienen altas concentraciones de metales pesados, As y minerales sulfurados) que son vertidas en ríos o acuíferos, se utilizan técnicas activas⁴ y pasivas.⁵ Dentro de las primeras están las de neutralización y precipitación, aireación del agua (por cascadas) o adición de oxidantes, intercambio iónico, tratamiento biológico, procesos de membrana y oxidación fotoquímica; en las pasivas están los tratamientos químico y biológico.

La técnica de remediación a través de ácidos húmicos es conveniente de manera natural cuando existen acuíferos. Uno de sus métodos es la difusión iónica de metales. La acción del ácido es disminuir la movilidad de los metales con mayor retención de Ni, Cu, Zn y Cd, mientras que en suelos con Pb y Zn hay más movilidad. Por ello, la biodisponibilidad debe ser tomada en cuenta muestreando el suelo contaminado y determinando la densidad de los contaminantes por metro cúbico (muestras de suelos de 0-20 cm de profundidad, por lo menos). Cada metal es extraído de manera secuencial, comenzando con el Ni y, enseguida, con Cu, Zn, Cd y Pb (Escalera, 2007).

Debido al uso de viejos procesos de extracción, hay presencia de Hg y Sb en sedimentos, lechos de cuencas y acuíferos en las RHA mencionadas (Cortés *et al.*, 2016). El Hg es absorbido por organismos vivos, principalmente plantas, peces y crustáceos, por lo que en los últimos años se ha promovido proibir su uso y fomentar actividades alternativas (Chappuis, 2019). Lo anterior lleva a la nece-

2 Normas aplicadas: NMX-AA-030-SCFI-2001 (SCFI, 2001a), NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2000a), EPA 3050B (EPA, 2000), NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, NMX-AA-132-SCFI-2006 para determinar las concentraciones de los siguientes metales pesados: Cd, Ni, Cr, Mn, Zn, Al y Pb (Flores *et al.*, 2018; REACH, 2006; FG, 2016).

3 La biodisponibilidad se refiere a la concentración de un elemento que se encuentra disponible para los organismos vivos, y está definida por la relación que hay entre la concentración en el suelo y el nivel introducido en o en el organismo.
4 La oxidación solar convierte As (III) en As (V), que es menos soluble y absorbible por los seres vivos. Cuando la concentración del As es baja, se utiliza caliza y precipitación de metales pesados. Ambos son procesos relativamente simples y económicos (Escalera, 2007) y fueron usados en la remediación del accidente en los ríos Sonora y Bacanuchi en el 2014.
5 Son convenientes en humedales y pantanos artificiales, ya que contribuyen a la estabilidad inerte del As.

sidad de contar con técnicas de muestreo y análisis físico-químicos confiables con base en algunas normas. Un método es el denominado Voltamperometría de Redisolución Anódica (AdSV) aplicado en la RHA-VIII, el cual es confiable a 95 % en agua y sedimentos superficiales para medir concentraciones de metales pesados (Gudiño *et al.*, 2017); por eso, se consideró como generador de dato en el cálculo de los costos de remediación.

Históricamente, las técnicas utilizadas en México son: electrorremediación, neutralización química de ácidos, lavado de suelos y mantos, así como biorremediación (microrremediación, bioventilación, fitorremediación, biolixiviación, biorreactor, etc.), las cuales se consideraron en este trabajo.

Metodología

Se identificaron diferentes tipos de información disponible: composición química de los residuos, densidad, porosidad del suelo, profundidad del muestreo, área dañada, contaminación de aguas superficiales o subterráneas relacionadas directamente con las minas (acuíferos, ríos, afluentes, arroyos, manantiales o presas) que se denominaron *aguas tóxicas*, y el plazo planeado para ejecutar el cierre (de tres a 20 años y monitoreo a perpetuidad), y se clasificaron en costos mínimos, promedio y máximos; en los casos de contaminación con cianuro o detección de aguas tóxicas, se asignó el máximo. Se debe hacer notar que, en presencia de este compuesto químico, será el costo unitario inicial después del cierre de la mina, ya que se requiere supervisión y mantenimiento permanentes.

Se calcularon los costos por tonelada de tierra contaminada según año utilizando el INPP año base 2013 = 100 del subsector minero no petrolero (INEGI, 2013), que no incluye los de supervisión y monitoreo postcierre, y la composición química a remediar fue Pb, As, Hg, Cd, cianuro, Cr, Mo, Zn y Mn (que se denominarán como *tóxicos*), además de aguas tóxicas y año de inicio del cierre. Los tipos de datos disponibles se presentan en el cuadro 1.

Cuadro 1
Tipo de información adicional a considerar en los cálculos de los costos unitarios

Tipo de información disponible	Descripción
1	Profundidad del muestreo, toneladas de tierra contaminada por metro cúbico, hectáreas por remediar.
2	Miligramos de tóxicos por kilogramo de tierra muestreada, kilogramos totales a remediar.
3	Toneladas de suelo contaminado por hectáreas por remediar, costo de remediación en pesos por tonelada de tierra contaminada.
4	Toneladas de material contaminado y porosidad del terreno mayor o no a 2.5.

Del tipo de información disponible se procede a calcular el costo unitario de remediación por año, transformándola a pesos/tonelada/año.

Tipo 1:

$$\text{costo unitario}_t = \frac{\text{costo presupuestado}_t}{\text{toneladas a remediar}_t} = \frac{\text{costo presupuestado}_t}{r_t}$$

$$r_t = \frac{\text{toneladas de tierra contaminada}_t}{\text{metro cúbico}_t} * \text{profundidad de muestreo}_t * \text{área por remediar}_t$$

Tipo 2:

$$\text{costo unitario}_t = \frac{\text{costo presupuestado}_t}{\text{toneladas a remediar}_t} = \frac{\text{toneladas a remediar}_t}{\frac{(\text{mg de tóxico en la muestra}_t / \text{kg de tierra muestra}_t)}{(\text{kg totales de tierra}_t)}}}$$

$$10^6$$

Tipo 3. Es la más completa, pues proporciona directamente el costo unitario e información extra de las toneladas contaminadas por hectárea, por lo que se obtendría el costo unitario por hectárea. Generalizando:

$$\text{costo unitario}_t = \frac{\text{costo presupuestado}_t}{\text{superficie a remediar}_t} = \frac{[\$]}{[\text{metro cuadrado o hectárea}]}$$

Tipo 4. Con el ánimo de valorar todos los datos disponibles, se incluyó esta. Contiene los más incompletos y debe averiguarse si hay fuentes de agua afectadas. La composición química del muestreo es determinante. Se asigna el valor máximo al tiempo t registrado si la porosidad es mayor a 2.5 (suelo muy filtrable); si es menor, se da el mínimo (casi infiltrable) si no hay registro de cianuro en suelo sólido; y se asigna el valor promedio si hay contaminación ligera de este compuesto químico en el sustrato (REACH, 2016). Afortunadamente, solo se encontraron un par de casos con esta clase de información pues, por lo general, se encuentra de los tipos 1 y 3:

$$\text{costo unitario}_t = \begin{cases} \text{Max}\{\langle \text{valor registrado} \rangle\}, & \text{si porosidad} > 2.5 \\ \text{Promedio}\{\langle \text{valor registrado} \rangle\}, & \text{si porosidad} = 2.5 \\ \text{Mínimo}\{\langle \text{valor registrado} \rangle\}, & \text{si porosidad} < 2.5 \end{cases}$$

Como el cierre lleva tiempo, se construyeron los flujos de costo/tonelada remediada cada año durante el plazo planeado aplicando el INPP (ver cuadro 2).

Aplicación

La construcción del cuadro 2 se utilizó (junto con el tipo de información disponible) como dato de entrada para la tabla dinámica, la cual se esquematiza en el diagrama. Dependiendo del tipo de información (cuadro 1) y año de inicio del cierre, se determina el costo por tonelada del material a remediar.

Se hicieron varios ejemplos de aplicación bajo escenario; un caso real fue (Grupo México, 2014b): una mina ha programado su cierre a partir del 2012 y terminará en el 2017, con un presupuesto inicial de 246 815 110 pesos para remediar 290 mil toneladas de desechos de As, Cu, Pb, Cr y Cd, principalmente. En el 2014 se dan cuenta de que faltaría hacerlo con 14 mil. Están seguros de que no existen aguas tóxicas, ya que el suelo es impermeable, pero hay residuos de cianuro en bajas concentraciones a nivel superficial. En este mismo año se solicita una extensión por 18 546 696.33 pesos para remediar las toneladas restantes.

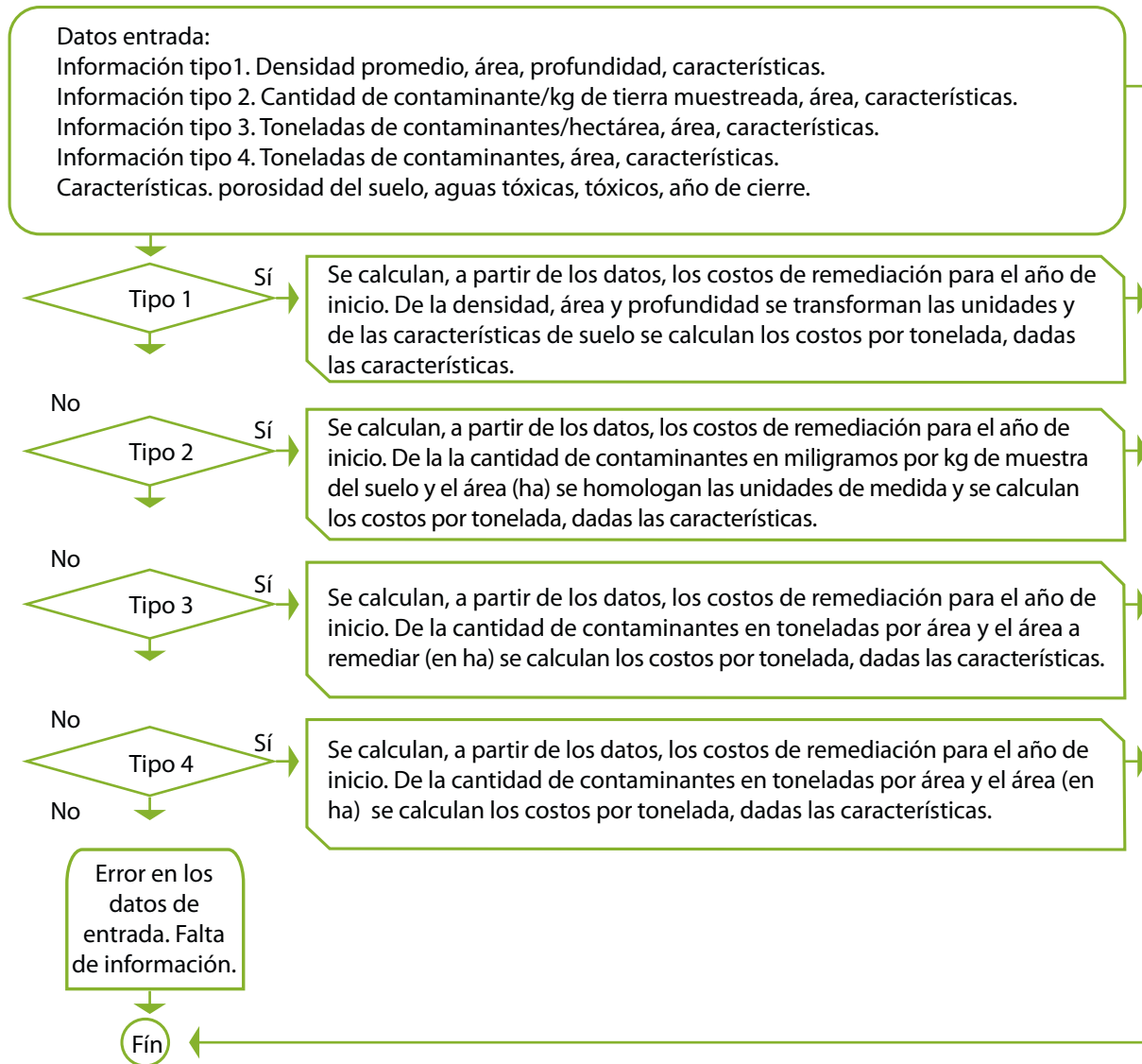
Cabe anotar que para este último punto le faltaría hacer un estudio específico por capas. La aplicación para ilustrar la presente investigación consideró una primera remediación y aproximar el peor escenario. Los datos reales se utilizaron para establecer cinco escenarios distintos de lo que pudo haber pasado ya que, al carecer del muestreo por capas, hubiera sucedido contaminación de acuíferos en diferentes grados. No se conocen las toneladas remediadas cada año ni su dinámica de remediación, pero los resultados pueden verse en el siguiente apartado. Se consideró una remediación lineal, esto es, 37 500 toneladas/año, aunque podría establecerse cualquier otra dinámica.

Simulaciones 2012-2017

Escenarios

- A: 10 % más del costo/tonelada mínimo + extensión préstamo ejecutado a partir del 2015 con un programa de 37 500 toneladas/año remediadas, con residuos de cianuro en suelo y no contaminación de acuíferos/ríos/afluentes/presas.
- B: costo/tonelada máximo + extensión préstamo ejecutado a partir del 2015 y 37 500 toneladas/año remediadas, con residuos de cianuro en suelo y contaminación de acuíferos/ríos/afluentes/presas por cianuro.

Esquema general de aplicación del cuadro 2 para el cierre de pasivos mineros de materiales metálicos según información disponible



- C: 18.5 % más del costo/tonelada mínimo + extensión préstamo ejecutado a partir del 2015 y 37 500 toneladas/año remediadas, con residuos de cianuro en suelo y contaminación media en acuíferos/ríos/afluentes/presas con presencia de cianuro.
- D: 10 % más del costo/tonelada mínimo y 37 500 toneladas/año remediadas, con residuos de cianuro en suelo y ligera contaminación en acuíferos/ríos/afluentes/presas sin presencia de cianuro.

- E: 18.5 % más del costo/tonelada mínimo y 37 500 toneladas/año remediadas, con residuos de cianuro en suelo y contaminación media de acuíferos/ríos/afluentes/presas sin presencia de cianuro.

Resultados

Se calcularon los costos unitarios de remediación de pasivos metálicos mineros del 2004 al 2020, los

Costos de remediación (pesos MX/toneladas) del 2004 al 2020
(2013 = 100 INPP minería no petrolera)

INPP	2004	2005	2006	2007	2008
	57.49021603	58.33779632	71.55644213	82.41853205	98.02541446
Costos (pesos/t)					
Máx.	689.3818808	402.1701975	287.7786846	237.1829674	232.4995868
Prom.	386.7327899	225.6113873	161.4394818	133.056051	130.4287455
Mín.	235.492179	137.3809477	98.30491836	81.02147065	79.42163241
INPP	2009	2010	2011	2012	2013
	82.55597751	89.12216594	102.4031983	98.15506159	100
Costos (pesos/t)					
Máx.	191.94231	171.06314	175.17413	171.94227	171.94227
Prom.	107.67673	95.96383	98.270031	96.45701	96.45701
Mín.	65.567305	58.435002	59.839311	58.735313	58.735313
INPP	2014	2015	2016	2017	2018
	102.4551078	108.2997008	124.2058237	129.0347125	151.4676513
Costos (pesos/t)					
Máx.	176.163641	190.7846961	236.9657033	305.7680139	463.1396293
Prom.	98.82513348	107.0273238	132.9341692	171.531223	259.8143148
Mín.	60.17732819	65.17186635	80.94725343	104.4500557	158.2080463
INPP	2019	2020			
	141.86821	147.13152			
Costos (pesos/t)					
Máx.	657.0479078	966.7245865			
Prom.	368.593921	542.3178457			
Mín.	224.4469253	330.2321771			

cuales se pueden actualizar a medida que el INPP se publique, o reajustar con nueva información publicada.

Resultados de la simulación bajo escenarios

A: en el 2016 se dispone de 50 693 043.83 pesos para remediar las últimas 14 mil toneladas a partir del 2017. Después de ha-

cerlo, se tendrán 36 489 598.62 pesos para mantenimiento y monitoreo. Cuando no hay contaminación de aguas superficiales o subterráneas, bajan drásticamente los costos de remediación; este es el escenario óptimo y requeriría altos controles durante el ciclo de vida de la mina en el manejo de desechos; sin contaminación de aguas ni suelos por cianuro.

B: en el 2016 se cuenta con un déficit de 56 656 222.21 pesos; falta por remediar

14 mil toneladas y, aun ejerciendo la extensión del préstamo, se tiene en el 2017 un saldo negativo de 70 859 667.42 pesos, por lo que su planeación debe revisarse, pues la presencia de cianuro en concentraciones dañinas y muy posible contaminación de aguas superficiales o subterráneas cambia drásticamente los supuestos iniciales de la planeación de la remediación. No hay fondos para el monitoreo y mantenimiento permanente que se requiere en estos casos, lo cual representa el escenario *catastrófico* y, como se observa, de haber tenido concentraciones altas de cianuro, habría que transferir a la población los costos de remediación, monitoreo y supervisión.

- C: en el 2016 se cuenta con un déficit de 2 981 589.19 pesos; falta remediar 14 mil toneladas y, aun ejerciendo la extensión del préstamo, se tiene en el 2017 un saldo negativo de 8 068 571.90 pesos; no hay fondos para el monitoreo y mantenimiento permanente que se requiere en estos casos. Este escenario es cuando, a pesar de la prevención de 18.5 % más en el costo mínimo esperado para la remediación, no fue suficiente. La limpieza de cianuro es extremadamente cara por ser un material muy corrosivo y difícil de neutralizar; por eso, a partir del 2014 se promovió la no utilización de este compuesto en los procesos mineros.
- D: en el 2016 se dispone de 31 080 837.20 pesos para remediar las últimas 14 mil toneladas a partir del 2017. Después de hacerlo, se tendrán 17 896 204.52 pesos para mantenimiento y monitoreo.
- E: en el 2016 se dispone de 14 410 462 pesos para remediar las últimas 14 mil toneladas a partir del 2017. Después de hacerlo, se tendrán 207 016 pesos para mantenimiento y monitoreo, lo cual requerirá de posterior financiamiento.

Los escenarios D y E son los que presentan un nivel ligero-medio de contaminación y sin cianuro en el agua.

Análisis y discusión

Con excepción del litio y uranio, la principal explotación de metales en México es oro, plata, cobre, fierro, zinc y manganeso en el lado del Pacífico y centro del país (Toscana y Hernández, 2017; Lara *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2010; SGM, 2018 y 2020), y las minas de no metales son típicas del lado del Golfo de México (SGM, 2020). Si se dispone de la información suficiente (tipos 1 al 4) es posible manejar escenarios para saber si el monto que se va a asignar a la remediación de suelos contaminados es viable.

En el caso del ejemplo de simulación, si estuviéramos situados en el 2012 no sabríamos si el costo por tonelada asignado es el correcto. Se refiere a un caso que se presentó en San Luis Potosí (SGM, 2020; Grupo México, 2020a y 2020b). Visto desde hoy, se observa que el costo por tonelada debería haber sido 18.5 % superior para cubrir el posible desastre por cianuro, suponiendo un manejo ejemplar del dinero disponible (Dammert *et al.*, 2012). Por eso, en la planeación del cierre deben manejarse escenarios catastróficos para asegurar el monitoreo y supervisión postcierre, debiendo gastar en un muestreo por capas a criterio de la porosidad del suelo y resultado AdVS. Para el muestreo, esta técnica de caracterización es una de las más confiables, ya que con ella es posible conocer las concentraciones de los compuestos químicos que exceden a la norma (Gudiño *et al.*, 2017). Por ello, la planeación del cierre debe hacerse con años de anticipación.

Muchas empresas proponen abrir un fondo a partir de sus estimaciones del anteproyecto de apertura de la mina; así, durante su ciclo de vida, pueden ir preparando el monto para la remediación del suelo afectado. Si estuviéramos enfrentando uno a partir del 2021, sabríamos que, del costo por tonelada de material a remediar en el 2020, habríamos de sumarle de 18.5 a 20 % como nuestro valor inicial para empezar a fondear desde el principio, siempre y cuando tengamos un terreno con características parecidas al del ejemplo. Posteriormente, dentro del ciclo de vida minero se tendrían que manejar escenarios de tipo de cambio, tasas de interés, etc., como lo establece la planeación

estratégica. Recordemos que muchos factores socioeconómicos no pueden ser previstos, por lo que es saludable ir recalculando las expectativas.

Es muy significativo que, en caso de seguir las mismas técnicas de separación de metales preciosos, debe planearse más de 18.5 % extra en el costo por tonelada de remediación esperado. Esto podría abrir la discusión sobre las nuevas técnicas mencionadas en el Anexo, sección A.1 (Escalante *et al.*, 2016; Oliveros *et al.*, 2018; Cartaya *et al.*, 2011; Marín y Romero, 2020) y no aplicar las tradicionales cuando se sabe que no habrá resiliencia, solo se recuperará una fracción de lo que existía.

Lo que se hizo en este trabajo puede replicarse para minas de extracción de no metales o tierras raras e incluirlas en los CTADA y RETC.

Conclusión

Se obtuvieron los costos por tonelada anual de material a remediar según información disponible y metodología similar a la utilizada en los CTADA. Como se trabaja con la composición química, es posible ligar estos costos unitarios con la base de datos del RETC, aplicando los factores de contribución de cada contaminante. El cálculo de los costos con base en las experiencias pasadas es una valiosa información junto con la de las características del terreno. Es imprescindible un análisis de muestreo y caracterización de muestras con métodos confiables para asociarlos al cálculo de costos unitarios del material a remediar. La tabla dinámica proporciona una herramienta de simulación que nos permite tener una referencia de pasados casos exitosos bajo circunstancias adversas o no planeadas, y debe ser actualizada anualmente para su mejor uso y que a la larga se convierta en un instrumento robusto de apoyo a la planeación de cierres mineros.

Fuentes

AMSAC. *Memoria anual*. Ediciones del 2007 al 2019. 2019a (DE) consultado el 9 de noviembre de 2020 en <https://www.amsac.pe/publicaciones/memorias-anauales/>

- _____. *Cierre del depósito de desmontes Excelsior, "el pasivo ambiental más importante del país"*. 2019b (DE) consultado el 7 de noviembre de 2020 en <https://www.amsac.pe/objeto-social/remedacion-ambiental/proyectos-en-obra/pasco-ejecucion/>
- Armendáriz Villegas, E. J. *Áreas naturales protegidas y minería en México*. Tesis. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., 2016 (DE) consultado el 13 de febrero de 2020 en <http://dspace.cibnor.mx:8080/handle/123456789/497>
- Cartaya O. E., I. Reynaldo, C. Peniche y M. L. Garrido. "Empleo de polímeros naturales como alternativa para la remediación de suelos contaminados por metales pesados", en: *Rev. Int. Contam. Ambient.* 27(1), 2011, pp. 41-46.
- Congress of the United States. Congressional Budget Office. *Bonding for Reclaiming Federal Lands*. October 2003 (DE) consultado el 20 de febrero de 2020 en <https://www.cbo.gov/sites/default/files/108th-congress-2003-2004/reports/10-31-suretybonds.pdf>
- National Library of Australia. *Bonding for Reclaiming Federal Lands* (DE) nla.gov.au
- Chappuis, M. *Remediación y activación de pasivos ambientales mineros (PAM) en el Perú*. Serie Medio Ambiente y Desarrollo. Núm. 168. Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Ed. ONU, 2019, pp. 18, 25, 33-35 (DE) consultado el 9 de noviembre de 2020 en https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/45068/1/S1901182_es.pdf
- Cortes-Páez L. E., I. del S. Bravo-Realpe, F. J. Martín-Peinado y J. C. Menjivar-Flores. "Extracción secuencial de metales pesados en dos suelos contaminados (Andisol y Vertisol) enmendados con ácidos húmicos", en: *Acta Agron.* Vol. 65, núm. 3. Palmira, July/Sep. 2016 (DE) <http://dx.doi.org/10.15446/acag.v65n3.44485>
- Covarrubias, S. A. y J. J. Peña-Cabrales. "Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación", en: *Rev. Int. Contam. Ambient. Especial Biotecnología e ingeniería ambiental*. 33, 2017, pp. 7-21 (DE) DOI:10.20937/RICA.2017.33.esp01.01
- Dammert Lira, A., A. Vásquez Cordano, R. García Carpio, V. Zurita Saldaña, H. Ortiz Ruiz y E. Ruiz Mondaca. "Comentarios al documento: ¿cuál es el costo de la contaminación ambiental minera sobre los recursos hídricos en el Perú?", en: *Economía*. Vol. XXXV, núm. 70, semestre julio-diciembre del 2012, pp. 227-245.
- De la Rosa-Pérez, D. A., M. M. M. Teutli-León y M. E. Ramírez-Islas. "Electrorremediación de suelos contaminados, una revisión técnica para su aplicación en campo", en: *Rev. Int. Contam. Ambient.* 23(3), 2007, pp. 129-138.
- EPA. *SW-846 Test Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils*. United States Environmental Protection Agency, 2000 (DE) consultado el 3 de febrero de 2020 en <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-3050b-acid-digestion-sediments-sludges-and-soils>

- Escalante-Rebolledo, A., G. Pérez-López, C. Hidalgo-Moreno, J. López-Collado, J. Campo-Alves, E. Valtierra-Pacheco y J. D. Etchevers-Barra. "Biocarbon (biochar) I: Nature, history, manufacture and use in soil", en: *Terra Latinoamericana*. 34, 2016, pp. 367-382.
- Escalera-Vásquez R. "Contaminación minera en Bolivia: alternativas de remediación de aguas ácidas", en: *Investigación & Desarrollo*. Núm. 7, 2007, pp. 83-92.
- FG Mining Group Corporation CI LTDA. *Plan de cierre del proyecto minero El Progreso*. Colombia. 2016, (DE) consultado el 3 de marzo de 2020 en https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/2019-04/15.%20EIA_Cap12_Plan%20de%20cierre.pdf y <https://es.scribd.com/document/477340653/13-EIA-Cap10-Plan-de-seguimiento>
- Flores C. M., E. del Ángel, D. M. Frías y A. L. Gómez. "Evaluation of Physicochemical Parameters and Heavy Metals in Water and Surface Sediment in the Ilusiones Lagoon, Tabasco, Mexico", en: *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. 9, núm. 2, mayo del 2018, pp. 39-57 (DE) DOI:10.24850/j-tyca-2018-02-02 <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1670/10>, <https://www.gmexico.com/sustentable/protege.html> y <http://www.geologia.unam.mx/noticias/desarrollan-cientificos-de-la-unam-proyecto-de-remediacion-para-contaminacion-minera>
- Grupo México. 2014 a detalle. *Informe anual*. 2014a (DE) consultado el 15 de agosto de 2020 en <https://es.scribd.com/document/352845514/Informe-Anual-Grupo-Mexico-2014>
- _____. *Nota informativa*. 2014b (DE) consultado el 15 de agosto de 2020 en https://www.gmexico.com/GMDocs/InformacionCNBV/Esp/INF_ES_2014_04.pdf#search=derrame%20r%C3%ADo%20sonora
- _____. *Informes sustentables*. Ediciones del 2006 al 2019. 2020a (DE) consultado el 4 de abril de 2020 en <https://www.gmexico.com/Pages/Desarrollo.aspx>
- _____. *Reportes financieros*. Ediciones del 2006 al 2019. 2020b (DE) <https://www.gmexico.com/Pages/reportes-financieros.aspx>, consultado el 4 de abril de 2020.
- Gudiño-Guzmán, B., M. Bárcena-Soto, N. Casillas-Santana, M. H. Gutiérrez de la Torre, E. R. Larios-Durán y A. A. Guerrero-de León. "Determinación de metales pesados por (ADSV) en el canal de la aurora, Juanacatlán, Jalisco", en: *Memorias del Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Electroquímica*. Guanajuato, Guanajuato, México, SMEQ, junio del 2017 (DE) <http://www.smeq.org.mx/frames/XXXIISMEQ.pdf>
- Guerrero-Almeida, D., Y. Chacón-Pérez, D. Fonseca-Hernández y M. Court-Potillé. "Metodología para la ejecución de un cierre de minas sustentable", en: *Minería y Geología*. Vol. 30, núm. 3, julio-septiembre del 2014, pp. 85-103.
- Inco. *Proyectos de remediación*. 2020 (DE) consultado el 6 de junio de 2020 en <https://www.louisberger.com/es/our-work/project/inco-mine-closures-canada>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). *Metodología de la valoración económica del daño al medio ambiente por contingencias del sector minero. Informe final*. México, INECC, 2016, pp. 7-12.
- INEGI. *Sistema de Cuentas Nacionales de México. Cuentas Económicas y Ecológicas de México, 2007-2011*. Aguascalientes, México, INEGI, 2013 (DE) consultado el 22 de febrero de 2020 en https://www.inegi.org.mx/contenido/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/derivada/economicas/medio%20ambiente/2007_2011/702825004034.pdf
- Ingaramo, O. E., J. Paz Ferreira, J. M. Mirás Ávalos & E. Vidal Vázquez. "General soil properties characterization in an experimental plot with different management systems", en: *Cadernos Lab. Xelológico de Laxe Coruña*. Vol. 32, 2007, pp. 127-137 (DE) <https://core.ac.uk/download/pdf/61899162.pdf>, consultado el 11 de julio de 2020.
- Lara, B. E., P. Aceves y S. Delhumeau. "Minería y desarrollo regional. Competencia por los recursos del territorio en Baja California y Sonora", en: Pérez Campuzano, Enrique y Ventura Enrique Mota Flores (coords.). *Desarrollo regional sustentable y turismo*. Volumen II. Colección: *Nuevos escenarios mundiales, repercusiones en México y potencialidades regionales* (Gasca Zamora, José y Lenin Martínez Pérez, coords.). México, Universidad Nacional Autónoma de México-Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional, A. C., 2018 (DE) <http://ru.iiec.unam.mx/3777/>
- Ledesma-Carrión, D. E., A. A. Pérez-Hernández y L. Hernández-Hernández. "Status of the emission and transfer of pollutants in a medium-sized region", en: *SN Applied Sciences*. 2(4):710, April 2020 (DE) DOI:10.1007/s42452-020-2437-5
- Marín Allende, M. de J. y E. T. Romero-Guzmán. "Biosorbentes: una alternativa para remover contaminantes del agua", en: *Glosa, Revista de Divulgación*. Año 8, núm. 14, enero-junio del 2020, pp. 42-43.
- Martínez Chaves, P. A., A. Betancourt Mendieta, M. N. Caretta y M. Aguilar Robledo. "Procesos históricos y ambientales en Cerro de San Pedro, San Luis Potosí, México, 1948-1997", en: *Región y Sociedad*. Vol. 22, núm. 48, 2010 (DE) consultado el 28 de mayo de 2020 en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-39252010000200007
- National Research Council. *Innovations in Ground Water and Soil Cleanup: From Concept to Commercialization. Cap. 6, Comparing costs of remediation technologies*. Washington, DC, The National Academies Press, 1997, pp. 252-270 (DE) [NAP.edu/10766](http://www.nap.edu/10766) y <https://doi.org/10.17226/5781>
- New Gold Inc. *Cierre responsable de mina. Acciones, avances y buenas prácticas*. Reportes del 2016 al 2019. 2018 (DE) consultado el 7 de mayo de 2020 en <https://www.newgold.com/responsibility/reports/annual-csr-report/default.aspx>
- Oliveros, D., I. Molina, K. Rodríguez y L. Díaz. "Characterization and Soil Ecological Restoration in Coal Mining Opencast: Backgrounds, Current Techniques and Search for New Techniques for Treatment", en: *Revista Agunkuyáa*. Vol. 7, núm. 1, 2018 (DE) <https://revia.areandina.edu.co/index.php/Cc/article/view/1211>

- PERCAN. *Guía para la elaboración y revisión de planes de cierre de minas*. Proyecto de asistencia al sector público minero metalúrgico del Perú. Ministerio de Energía de Perú y Ministerio de Energía y Minas de Columbia Británica, Canadá, 2002 (DE) consultado el 3 de marzo de 2020 en <http://biblioteca.unmsm.edu.pe/redlieds/Recursos/archivos/MineriaDesarrolloSostenible/Cierreminas/Cierreminas.pdf>
- Pereira, M. Pasivos ambientales mineros (PAMs). *Una visión regional*. Conferencia CEPAL, 2019 (DE) consultado el 19 de julio de 2020 en <https://www.cepal.org/es/noticias/cepal-participo-webinario-pasivos-ambientales-mineros-su-manejo-la-region-potenciales-impactos>
- Pérez-Martínez, I. y F. Francisco Martín-Romero. "Uso de parámetros indirectos para la evaluación de la contaminación de suelos por metales pesados en una zona minera de San Luis Potosí, México", en: *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*. 67(1), 2015, pp. 1-12 (DE) DOI:10.18268/BSGM2015v67n1a1
- REACH. *Base de datos 2006* (DE) consultado el 13 enero de 2020 en https://chemicalwatch.com/REACH_consortia y <https://www.insst.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/FichasTecnicas/FISQ/Ficheros/301a400/nspn0339.pdf>
- Sánchez Ubillús, J. M. *Análisis y diseño de la arquitectura de procesos para la pequeña minería: cierre de mina*. Tesis. Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas (UPC), 2013 (DE) consultado el 26 de agosto de 2020 en <http://hdl.handle.net/10757/322294>
- SEMARNAT. *Compendio de estadísticas ambientales; registro de emisiones de transferencia de contaminantes*. 2017 (DE) consultado el 12 de enero de 2020 en <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/sistema-nacional-de-informacion-ambiental-y-de-recursos-naturales>
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). *Panorama minero del estado de Hidalgo*. Secretaría de Economía, 2018 (DE) <https://www.gob.mx/sgm>, consultado el 13 de marzo de 2020.
- _____. *Inventarios mineros de México*. 2020 (DE) consultado el 23 de enero de 2020 en https://www.sgm.gob.mx/publicaciones_sgm/boletin_sgm.jsp?wparam=2
- Toscana Aparicio, A. y P. de J. Hernández Canales. "Gestión de riesgos y desastres socioambientales. El caso de la mina Buenavista del cobre de Cananea", en: *Geográficas*. Núm. 93, agosto, Instituto de Geografía-UNAM, 2017 (DE) DOI: [dx.doi.org/10.14350/rig.54770](https://doi.org/10.14350/rig.54770) y www.investigacionesgeograficas.unam.mx
- Tuncak, B. *Derrame de 40 millones de litros de solución de cobre acidulado a los ríos Bacánuchi y Sonora provenientes de las instalaciones de la mina Buenavista del Cobre, S. A. de C. V., subsidiaria de Grupo México*. Informe para el relator especial sobre las obligaciones de derechos humanos relacionadas con la gestión y eliminación ecológicamente racionales de las sustancias y los desechos peligrosos. 2018 (DE) https://www.projectpoder.org/wp-content/uploads/2018/05/Sonora_Informe_May_2018.pdf
- Vázquez-Duhalt, R. "Nanotecnología en procesos ambientales y remediación de la contaminación", en: *Mundo Nano*. Vol. 8, núm. 14, enero-junio del 2015 (DE) www.mundonano.unam.mx

Anexo

A.1 Información sobre características y remediación de suelos

Se encontraron proyectos de México, Canadá, Estados Unidos de América, Perú, Bolivia, Australia y España, que son productores de metales pesados. En todos se apostó por la remediación a mediano y largo plazos.

Una de las técnicas más usadas es la de lixiviación, la cual depende de la sustancia reactiva que, a su vez, lo hace de la composición química del suelo y el grado de oxidación-acidez (pH) de este, clima e hidrología.

En el caso de contaminación de aguas subterráneas, los costos se incrementan hasta en dos órdenes de magnitud. Cuando las reacciones de oxidación se favorecen por la humedad del suelo, los reportes registran si la evaporación supera o no la absorción del agua que afecta a los procesos físico-químicos de estabilización del metal (Cortes-Páez *et al.*, 2016). Es por eso que uno de los parámetros de decisión es el pH del suelo y subsuelo o, en su defecto, la porosidad y densidad (masa de material contaminado por unidad de volumen).

En contraste, en los últimos 10 años se ha apostado a métodos menos drásticos, mejorando la biorremediación a través de polímeros (Cartaya *et al.*, 2011), los cuales reducen costos en 50 % respecto a la electrorremediación (Grupo México, 2014 b y 2020b; PERCAN, 2002; New Gold Inc., 2018); además, han tenido buena respuesta en suelos contaminados con cobre y sus derivados (Pereira, 2019; Sánchez-Ubillús, 2013).

El tipo de elementos contaminantes, así como su concentración en el medio dependen de múl-

tiples factores, entre los que destaca la naturaleza de cada depósito mineral, siendo frecuentes elementos como: As, Fe, Cu, Zn, Cd, cobalto (Co), níquel (Ni), Pb, Hg, talio (Tl), selenio (Se), telurio (Te) y antimonio (Sb).

La explotación de sulfuros puede producir importantes problemas de contaminación de suelos y aguas subterráneas (Toscano y Hernández, 2017; Martínez *et al.*, 2010), pero los generados al extraer oro a través de Hg dejan como residuo cianuro, el cual no se degrada a un material inerte con relativa facilidad en suelo y es extremadamente difícil en agua. Otros métodos utilizados por lo común para la obtención de compuestos inertes (a concentraciones no tóxicas) toman en cuenta técnicas de lavado de suelo y reacciones químicas, como la de electroremediación y biorremediación (incluyendo fitorremediación y biosorbentes). Los convencionales para el tratamiento de aguas residuales con metales pesados a mediano plazo son: precipitación, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico, tecnologías de membranas y recuperación por evaporación (New Gold Inc., 2018; Oliveros *et al.*, 2018; Sánchez-Ubillús, 2013).

A partir de los eventos del 2014 en la mina Buenavista del Cobre, S. A. de C. V. del estado de Sonora que afectaron los municipios de Arizpe, Banámichi, Huépac, San Felipe de Jesús, Aconchi, Baviácora y Ures (Tuncak B., 2018), el Instituto Nacional de Ecología y Medio Ambiente diseñó una metodología para medir los daños al medio ambiente y a los recursos naturales. En ella se establecen los costos sociales y ambientales que incluyen los de rehabilitación o remediación (INECC, 2016).

Nuevas técnicas, por ejemplo, el uso de nanopartículas, han aparecido. La capacidad oxidante o reductora de estas o en forma de nutrientes, ha sido sugerida como alternativa para la transformación de contaminantes y sustancias tóxicas, así como para estimular el crecimiento microbiano. Debido a su tamaño y gran superficie específica, son más reactivos y pueden dispersarse con mayor facilidad (Vázquez-Duhalt, 2015). Nanopartí-

culas en minas de hematitas son utilizadas como filtros, lo cual resulta muy barato si el mineral existe en el suelo explotado.

Polímeros asociados a la introducción de plantas captoras de metales pesados bajo métodos eficientes de irrigación actúan como bioconductos (Cartaya *et al.*, 2011; Oliveros *et al.*, 2018).

Biocarbonos, usados como captos de metales pesados (Escalante-Rebolledo *et al.*, 2016).

La bioabsorción es una reacción rápida y reversible de metales pesados, microorganismos y masa orgánica no viva, la cual consiste en utilizar un sólido que actúa como filtro de líquidos. Es de muy bajo costo y es utilizable aun en concentraciones bajas de metales pesados tóxicos (< 200 µg/ml), (Marín-Allende y Romero-Guzmán, 2020).

A.2 Metodología CTADA

Dependiendo del tipo de información, se procede a calcular el costo unitario de remediación de cada contaminante por año, transformando los datos disponibles a pesos/tonelada/año. Se calcula el factor de contribución del contaminante *i* a partir del análisis AdVS u otra técnica de caracterización:

$$factor_i = \frac{\text{peso molecular del contaminante}_i}{\text{peso molecular de la composición química de la muestra}}$$

Para *n* muestras, se toma como factor el promedio, esto es:

$$\langle factor_i \rangle = \overline{factor_i} \pm \delta, \delta \text{ desviación estándar}$$

Información tipo 1:

$$costo\ unitario_{i,t} = \frac{\text{costo presupuestado}_i}{\text{toneladas a remediar}_i} *$$

$$factor_i = \frac{\text{costo presupuestado}_{i,t}}{r_i}$$

$$r_t = \frac{\text{toneladas de tierra contaminada}_t}{\text{metro cúbico}_t} * \text{profundidad de muestreo}_t * \text{área a remediar}_t$$

Como el cierre lleva tiempo, se construyeron los flujos de costo/tonelada remediada cada año durante el plazo planeado aplicando el INPP (ver cuadro 2).

Información tipo 2:

$$\text{costo unitario}_{i;t} = \frac{\text{costo presupuestado}_t}{\text{superficie a remediar}_t} * \text{factor}_i =$$

$$\frac{[\$]_{i;t}}{[\text{metro cuadrado o hectarea}]_t} =$$

$$\frac{\text{toneladas a remediar}_t =}{10^6} \frac{(\text{mg de tóxico en la muestra}_t / \text{kg de tierra muestra}_t)}{(\text{kg totales de tierra}_t)}$$

Información tipo 3. La más completa. Proporciona directamente el costo unitario e información extra de las toneladas contaminadas por hectárea, por lo que se obtendría el costo unitario por hectárea. Aquí es importante considerar el término factor:

$$\text{costo unitario}_{i;t} = \frac{\text{costo presupuestado}_t}{\text{toneladas a remediar}_t} * \text{factor}_i =$$

$$\frac{[\$]_{i;t}}{[\text{metro cuadrado o hectarea}]_t}$$

Información tipo 4. Con el ánimo de valorar todos los datos disponibles, se incluyó esta. Contiene los más incompletos y debe averiguarse si hay fuentes de agua afectadas. La composición química del muestreo es determinante. Se asigna el valor máximo al tiempo t registrado si la porosidad es mayor a 2.5 (suelo muy filtrable); si es menor, se da el mínimo (casi infiltrable) si no hay registro de cianuro en suelo sólido; y se asigna el valor promedio si hay contaminación ligera de este compuesto químico en el sustrato (REACH, 2016). Afortunadamente, solo se encontraron un par de casos con esta clase de información pues, por lo general, se encuentra de los tipos 1 y 3. Se siguen los criterios de porosidad de la información tipo 4.