

13. Minería de carbón y oro: análisis de riesgos en la salud y el ambiente

Claudia Galeano-Páez¹
Lyda Espitia-Pérez²
Shirley Salcedo-Arteaga³

Introducción

Las utilidades económicas de la minería se han incrementado en los últimos 15 años en Colombia extendiendo el auge de los procesos extractivos e incentivando la inversión en este sector. Los tratados de libre comercio, el aumento de la inversión extranjera y el respaldo fehaciente del gobierno nacional que ha apoyado la llamada locomotora minera, se han consolidado en el aumento de títulos y concesiones mineras otorgado en los últimos años. Los conflictos mineros que se han desarrollado en Colombia y en general en América Latina y el Caribe, se han dado bajo dos enfoques, involucrando por lo general a los mismos actores: *las mineras, las comunidades afectadas y el gobierno*. Sin embargo, se gestan en dos direcciones, entre mineras y comunidades afectadas, y entre los niveles de gobiernos locales y centrales. Las causas que han detonado estos conflictos se pueden englobar en sociales, ambientales y políticas, sin embargo, de acuerdo con organizaciones internacionales como la CEPAL de la ONU (Comisión Económica para América Latina y el Caribe), los conflictos más frecuentes son los relacionados con los problemas territoriales ligados a la falta de consulta previa e informada, violación de derechos humanos,

1 Bióloga de la Universidad de Córdoba. Especialista en Gestión Energética de la Universidad de La Salle. Maestría en Desarrollo y Ambiente, en curso, en la Universidad Tecnológica de Bolívar.

2 Bióloga de la Universidad de Córdoba. Magíster en Biología Celular y Molecular de la Universidad Federal do Rio Grande do Sul. Doctora en Biología Celular y Molecular de la Universidad Federal do Rio Grande do Sul.

3 Bióloga de la Universidad de Córdoba. Magíster en Biología de la Universidad del Atlántico.

incumplimiento de la responsabilidad corporativa y empresarial, cambios en las economías locales e impactos ambientales.

Estos últimos a su vez, se pueden desglosar en degradación de áreas de reserva natural, pérdida de la biodiversidad y contaminación con sustancias tóxicas, que derivan en afectaciones a la salud de las comunidades. Muchas veces, estas afectaciones en salud que empiezan a nivel local se expanden a un ámbito regional resultando, en algunos casos, un problema de salud pública. La falta de conocimiento en los impactos generados por los procesos mineros, ha permitido que éstos no sean prevenidos, mitigados y manejados de la mejor forma.

Colombia, se presenta como un caso particular, donde a pesar de contar con una robusta legislación ambiental, enfocada en procesos de protección ambiental caracterizados por la creación de áreas protegidas, se fomenta al mismo tiempo un modelo de desarrollo minero-energético que se sobre lapa con las medidas ambientales y el enfoque de sostenibilidad de la legislación.

Estas medidas son limitadas a la realización de un estudio de impacto ambiental (EIA), un plan de manejo ambiental (PMA), un plan de contingencia y procesos de consulta previa a las comunidades en cercanía de las áreas de realización de los proyectos, todas con el único fin de obtener una licencia ambiental, que permita iniciar una explotación. Los requisitos para la obtención de la licencia ambiental pueden considerarse como herramientas metodológicas que finalmente son plasmadas en un documento físico para sobrellevar un trámite legal, pero están lejos de sopesar la realidad de los procesos extractivos y sus consecuencias. También pueden ser consideradas “herramientas” de control ambiental, y han demostrado en los 20 años de implementación ser completamente ineficientes en lo referente a calcular y prevenir los impactos generados por la explotación minera.

Lo que sí ha quedado claro, es que la falta de investigación científica en temas ambientales está pasando cuenta de cobro al Estado colombiano, que cada vez más se ve inmerso en conflictos que tensionan la estrecha relación entre el desarrollo económico y el desarrollo social y ambiental.

En el presente capítulo se plasma un breve análisis de la explotación de carbón y oro en Colombia describiendo las principales características de

cada sistema de minería, su producción mundial y nacional, procesos de explotación y principalmente los efectos en el ambiente y la salud de las comunidades expuestas a residuos de la explotación a través de exposiciones ocupacionales y ambientales.

Todos estos aspectos, son tratados desde un ámbito científico, corroborando los datos con estudios recientes que permiten analizar los procesos extractivos de estos minerales bajo un enfoque de riesgo, mostrando de manera general la importancia de la investigación científica en la aplicabilidad de nuevas tecnologías limpias y eficientes.

Igualmente se evalúan los aportes y la idoneidad de muchas de estas investigaciones en la toma de decisiones en las *políticas públicas* encaminadas a prevenir y mitigar los efectos sociales y ambientales de los impactos generados por minería, así como su capacidad para aportar información que permita dar posibles soluciones a los actuales conflictos entre las mineras, las comunidades y el gobierno.

Minería de carbón

Generalidades

El carbón al igual que todos los combustibles fósiles es una compleja y variada mezcla de componentes orgánicos sólidos fosilizados a lo largo de millones de años (Aneja, Isherwood, & Morgan, 2012). Como se ilustra en la Figura 1, el carbón posee en su composición átomos de carbono, oxígeno, nitrógeno y azufre asociados con otros elementos rocosos (como arenisca, limolita y diamictitos) y minerales (como la pirita), siendo una de las mayores fuentes naturales de hidrocarburos.

En el carbón, el contenido de carbono determina su calidad y varía de acuerdo con el tipo y edad del yacimiento (Chadwick, Highton, & Lindman, 2013). Una de las clasificaciones más exactas, al respecto de los tipos de carbón, se muestra en la Tabla 1 y corresponde a la realizada por la Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM D - 388-777); según esta clasificación, el carbón puede ser categorizado en cuatro clases considerando la composición y las condiciones de presión y temperatura

(grado de metamorfismo) a los cuales estuvo sometido durante su formación ((UPME), 1995).}

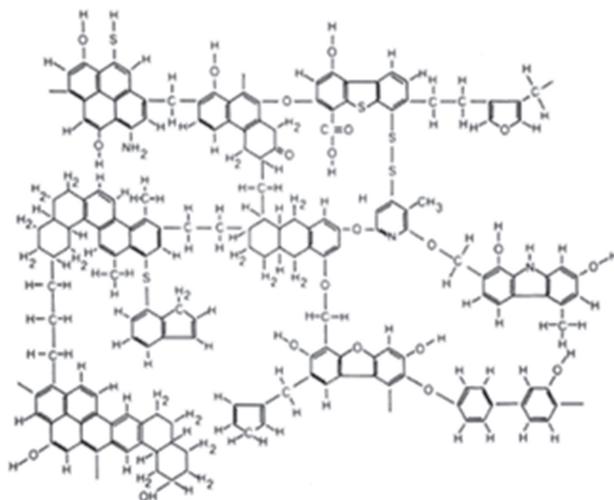


Figura 1. Estructura química de un carbón sub-bituminoso; Fuente: Extraído de Hill & Lyon (1962)

Tabla 1
Clasificación de los diferentes tipos de carbón

Tipo*	Carbono fijo (%)	Material volátil (%)	Contenido de humedad (%)	Valor calorífico (MJ/Kg)**	Valor calorífico (Kcal/kg)**
Antracita	86 - 98	1	< 15	> 32,6	> 7.780
Bituminoso	45 - 86	32	15 - 20	24,5 - 32,6	5.800 - 7.780
Sub-bituminoso	35 - 45	50	20 - 30	18,2 - 24,5	4.300 - 7.780
Lignita y Turfa	25 - 35	96	> 30	9,3 - 18,2	2.200 - 4.300

*Fuente: American Society for Testing and Materials (ASTMD-388-777); MJ: Maga Joules; Kg: Kilogramos **Cálculos: (MJ/kg y kcal/kg) UPME (2005)

Producción Mundial

El carbón se encuentra distribuido globalmente en una amplia variedad de yacimientos. Las reservas de carbón presentan una mayor presencia en el hemisferio Norte, siendo encontradas en cerca de 75 países. Estados Unidos (28,6%), Rusia (18,5%) y China (13,5%) concentran más del 60% del volumen total de carbón del mundo (Figura 2){(EIA), 2016 #156}{(EIA), 2016 #156}{(EIA), 2016 #156}{(EIA), 2016 #145}{(EIA), 2016 #156}{(EIA), 2016 #156}.{(EIA), 2016 #156} Las reservas de carbón totalizan 847,5 billones de toneladas, cantidad suficiente para cubrir el consumo actual por 130 años, siendo China el mayor productor de carbón estimulada por el acelerado crecimiento económico que a su vez también la ha transformado en el mayor consumidor mundial (Ryan Brightwell, Kuba Goglewski, & Vladimir Slivyak, 2013){(EIA), 2016 #145}.

Producción global 2015

7.942 Mt

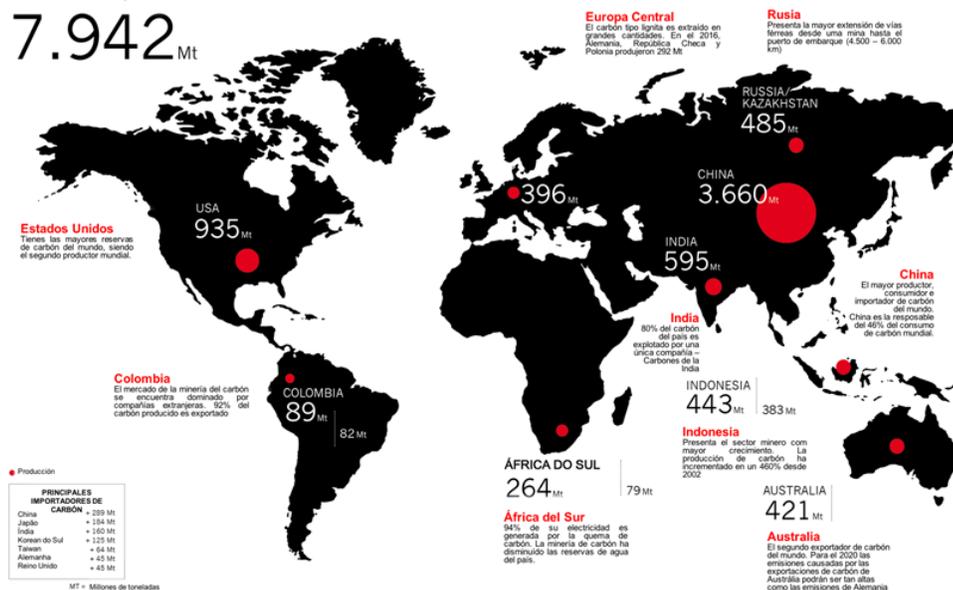


Figura 2. Identificación geográfica de los principales productores de carbón del mundo.

Fuente: Adaptado de BankTrack.org (Ryan Brightwell et al., 2013)

Producción en Colombia



Figura 3. Distribución geográfica de las reservas de carbón en Colombia.

Fuente: Modificado de Jähnig (2013)

Colombia posee las mayores reservas de carbón de América Latina y hace parte del grupo de exportadores más jóvenes del mercado mundial.

La mayor parte de las reservas se encuentran localizadas en la Costa Atlántica, donde el 90% corresponde a carbón de tipo térmico, que a su vez corresponde al 98% del carbón nacional. Los principales yacimientos se encuentran en los departamentos de Guajira, Cesar, Córdoba, Norte de Santander, Cundinamarca, Boyacá, Antioquia, Valle del Cauca y Cauca (Figura 3).

Los recursos potenciales son de aproximadamente 16.992 millones de toneladas (Mt), lo que nos convierte en el quinto exportador mundial de carbón con una participación del 6,3%, equivalente a 50 Mt de carbón anuales (Jähnig, 2013). La producción de carbón concentra el 47% de la actividad de minería del país y representa el 1% del producto interno bruto colombiano, generando cerca de 1.133 millones de dólares (Energética., 2007).

Sistemas de minería de carbón

Los métodos de extracción de carbón están determinados por las condiciones geológicas del yacimiento (tamaño, calidad, profundidad, etc.), por el valor del recurso y por las restricciones ambientales y legales prevalecientes al momento del desarrollo del proyecto (Finkelman *et al.*, 2002).

Otra consideración que generalmente afecta la elección entre un método de extracción y otro es la calidad del carbón en la veta. Gran parte de los carbones explotados contienen impurezas o materiales no carboníferos localizados juntos, por debajo o por encima de la veta que afectan el poder calorífico del carbón, las emisiones relacionadas con su quema y su precio en el mercado. Por ejemplo, la concentración y presencia de impurezas puede afectar las emisiones atmosféricas generadas durante la quema del carbón, afectando su capacidad de ser utilizado en industrias como la eléctrica al no cumplir con la normatividad de emisiones permitidas. En un sistema de extracción a cielo abierto estas impurezas pueden ser separadas en los denominados “pits” (áreas de explotación) o separadas del carbón por la maquinaria de superficie sin necesidad de establecer una planta de procesamiento adicional. Sin embargo, en la minería subterránea el carbón es extraído conjuntamente con otras impurezas como arcilla, pirita y sílice, muchas veces para mantener una altura adecuada para el trabajo de los operarios o para mantener la estabilidad del techo del socavón. Este carbón

“impuro” debe, posteriormente, ser limpiado en la superficie en una planta de procesamiento. Esta necesidad de limpiar prácticamente todo el carbón extraído en minas subterráneas aumenta considerablemente el costo de este tipo de minería (Ryan Brightwell *et al.*, 2013).

Residuos generados durante la minería de carbón

La minería de carbón es una de las actividades con mayor capacidad de poluir (Zakrzewski, 2002). Dependiendo del sistema de producción utilizado en el yacimiento, existen diferentes tipos de residuos que afectan en menor o mayor medida la salud de las poblaciones biológicas y el medio ambiente.

Mientras que los principales residuos de la explotación a cielo abierto incluyen al material particulado (PM₁₀ y PM_{2.5}) constituido por elementos orgánicos volátiles y metales (Espitia-Pérez *et al.*, 2016), en sistemas de minería subterráneos son más comunes los gases de invernadero, que pueden migrar hasta la superficie y generar riesgos de explosiones y los hidrocarburos alifáticos producto de la combustión espontánea del carbón en contacto con la atmósfera. La Tabla 2 muestra algunos de los principales poluentes ambientales y sustancias químicas detectadas en sistemas de minería subterránea y a cielo abierto alrededor del mundo.

Tabla 2

Principales compuestos detectados en el PM sistemas de minería subterránea y a cielo abierto alrededor del mundo

Compuesto	Tipo de muestra	País	Tipo	Ref.
Compuestos orgánicos volátiles (COV)				
Etilbenzeno, Benzeno	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Antraceno	Muestras incendiadas de escoria	Portugal	Subterránea	Ribeiro & Flores (2010)
Pireno, Fenantreno	Filtros de PM10, PM2.5	Grecia	A cielo abierto	(Evagelopoulos, 2010)
Benzo[a]antraceno	Filtros de PM10, PM2.5	Grecia	A cielo abierto	(Evagelopoulos, 2010)

Compuesto	Tipo de muestra	País	Tipo	Ref.
Benzo[k] fluorantreno	Muestras incendiadas de escoria	Portugal	Subterránea	(Ribeiro <i>et al.</i> , 2010)
Fluoreno	Muestras incendiadas de escoria	Portugal	Subterránea	(Ribeiro <i>et al.</i> , 2010)
Hidrocarburos halifáticos				
Etano	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Eteno	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
1-Buteno	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Cis-2-penteno	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
n- Heptano	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Ciclopentano	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
n-Octano	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Gases de invernadero y otros				
Metano	Gases de carbón	E.U	Subterránea	(Kirchgesner, Piccot, & Masemore, 2000)
Monóxido de carbono	Gases de carbón	E.U	Subterránea	(Kirchgesner <i>et al.</i> , 2000)
Dióxido de carbono	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Óxidos				
SiO ₂	Muestras de carbón y cenizas	Rep. Checa	A cielo abierto	(Tichý & Mejstřík, 1996)

Compuesto	Tipo de muestra	País	Tipo	Ref.
K ₂ O	Cenizas de carbón	China	A cielo abierto	(Xing <i>et al.</i> , 2016)
Ti ₂ O	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
CaO	Cenizas de carbón	China	A cielo abierto	(Xing <i>et al.</i> , 2016)
Na ₂ O	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Fe ₂ O ₃	Muestras de escoria y cenizas	China	A cielo abierto	(Zhao <i>et al.</i> , 2008)
CaSO ₄	Muestras de escorias y ventilas	China	Subterránea	(Querol <i>et al.</i> , 2008)
SO ₃	Gases de fumarolas	Sudáfrica	Subterránea	(Pone <i>et al.</i> , 2007)
Metales				
C	Filtros de PM ₁₀	Colombia	A cielo abierto	(Huertas <i>et al.</i> , 2012)
Ca	Muestras de carbón	E.U	A cielo abierto	Damle & Ranade, (1981)
Cd	Muestras de TSP*	Grecia	A cielo abierto	Petaloti <i>et al.</i> , (2006)
Al	Muestras de TSP*	Grecia	A cielo abierto	(Petaloti <i>et al.</i> , 2006)
Cu	Filtros de PM _{2.5}	Colombia	A cielo abierto	(Espitia-Pérez <i>et al.</i> , 2017)
Cr	Filtros de PM _{2.5}	Colombia	A cielo abierto	(Espitia-Pérez <i>et al.</i> , 2017)
As	Filtros de PM _{2.5}	Colombia	A cielo abierto	(Espitia-Pérez <i>et al.</i> , 2017)
S	Filtros de PM _{2.5}	Colombia	A cielo abierto	(Espitia-Pérez <i>et al.</i> , 2017)

Compuesto	Tipo de muestra	País	Tipo	Ref.
Be	Muestras de escoria y cenizas	China	A cielo abierto	(Zhao <i>et al.</i> , 2008)
Si, Se	Muestras de escoria y cenizas	China	A cielo abierto	(Zhao <i>et al.</i> , 2008)
Pb	Muestras de escoria y cenizas	China	A cielo abierto	(Zhao <i>et al.</i> , 2008)
Zn	Muestras de TSP*	Grecia	A cielo abierto	(Petaloti <i>et al.</i> , 2006)

**Material Particulado Suspendido Total.*

Fuente: Modificado de (Espitia-Pérez *et al.*, 2016)

En las siguientes páginas revisaremos las principales características y efectos de algunos de estos residuos.

Material particulado PM₁₀, PM_{2.5} y PM_{1.0}

Características: el material particulado (PM) puede ser dividido básicamente en dos grupos definidos por intervalos de tamaño: el grupo de las partículas finas menores de 2.5 µm de diámetro aerodinámico y el grupo de partículas más gruesas mayores a 2.5 µm. Esta división es bastante conveniente considerando que las fracciones de diámetros aerodinámicos diferentes poseen propiedades físicas y químicas distintas e igualmente mayor o menor impacto en los organismos vivos (Queiroz, Jacomino, & Menezes, 2007). El PM generado en las minas de carbón es una mezcla compleja de partículas que varían no sólo en tamaño y morfología, sino también en sus características químicas y físicas que a su vez dependen de la composición del carbón (López & Ward, 2008; Valentim, 2009). Las actividades de minería de carbón que generan estas partículas son la perforación, detonación, carga y descarga del carbón y el transporte rodoviario en caminos no pavimentados (Huertas, Huertas, & Solis, 2012).

El PM inhalables (que engloba las partículas finas y gruesas) se encuentra constituido por sulfatos, nitratos, amoníaco, metales Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn y otros) y agua (Yanagi, Assunção, & Barrozo, 2012). El PM_{2.5}

es dominado por productos de la combustión secundaria y aerosoles (EPA, 1996).

Efectos sobre la salud: el tamaño es un factor importante que influencia la forma como el PM se deposita en el tracto respiratorio y la forma como afecta la salud humana. Las partículas grandes son filtradas por la nariz y la garganta y no necesariamente causan problemas; la fracción $PM_{2.5}$ sin embargo, ultrapasa la región pulmonar alveolar, donde ocurre el intercambio gaseoso y de sangre y por esta razón representa la fracción respirable de mayor riesgo (Barja *et al.*, 2013; Kaonga & Kgabi, 2011).

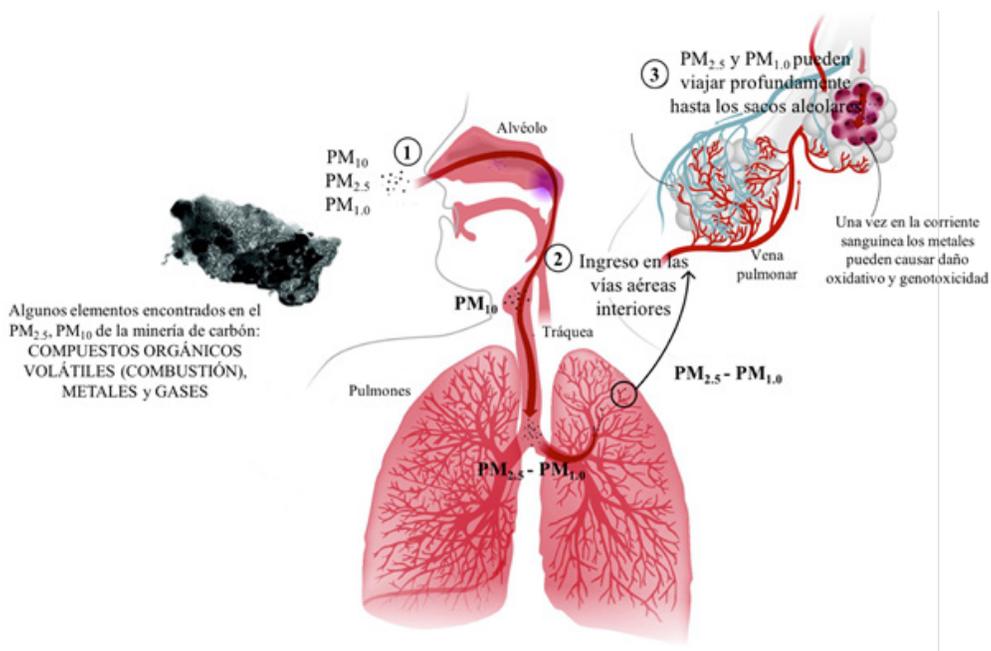


Figura 4. Deposición del material particulado en las vías respiratorias.

Fuente: Adaptado de EPA (1996).

Una vez en la corriente sanguínea, los metales y partículas en la superficie del PM puede generar daños oxidativos y genotoxicidad (daño en el DNA) (Figura 4). El grado de deposición del $PM_{2.5}$ en el pulmón es determinada por la concentración inhalada, la estructura del tejido y la capacidad de compensación de los cilios de las vías aéreas. El daño resultante para los cilios de las vías aéreas y la reducida capacidad de ejecutar la limpieza de las vías aéreas, impide la eliminación oportuna del $PM_{2.5}$ de las vías aéreas e de los pulmones (Ling & van Eeden, 2009). En

un ambiente poluído, cada alvéolo entra en contacto con un promedio de 1500 moléculas en un periodo de 24 horas. Aproximadamente 50% de los depósitos de PM ocurren en el alvéolo, 96% de los cuáles son constituidos por PM_{2,5} (Valavanidis, Fiotakis, & Vlachogianni, 2008).

Una revisión detallada sobre la asociación entre los residuos de material particulado generados durante las actividades de minería de carbón y la presencia de algunas enfermedades es descrita en la Tabla 3. La agencia de protección del medio ambiente de los Estados Unidos (USEPA) ha demostrado que la polución con PM tiene una relación directa con cambios en la función pulmonar y enfermedades respiratorias en las poblaciones expuestas. Este tipo de polución también se encuentra relacionada con un aumento en la mortalidad a corto plazo. De hecho, la tasa de mortalidad inducida por la polución varía entre el 2% y el 8% por cada 50 µg/m³ de PM inhalado (Roy *et al.*, 2016).

Tabla 3

Principales estudios sobre los efectos sobre la prevalencia de cáncer y otras enfermedades relacionadas con la exposición PM generado por la minería de carbón en poblaciones con exposición ocupacional (OCU) y ambiental (AMB).

Área de estudio	Tipo de exposición	Principales conclusiones	Ref.
Colombia	AMB	Niños de corregimientos próximos a depósitos mineros y de corregimientos con tráfico del Departamento del Cesar tuvieron mayor proporción de casos probables de asma; mientras que los del corregimiento con tráfico se ausentaron más días por enfermedad respiratoria aguda.	(Quiroz <i>et al.</i>)
España	AMB	Las operaciones de minería pueden liberar sustancias tóxicas que pueden causar problemas de salud en las poblaciones. Los autores detectaron un exceso de mortalidad por cáncer colorectal, cáncer de vejiga, leucemia y cáncer de pulmón, especialmente relacionados con la proximidad a sistemas de minería a cielo abierto.	(Fernandez-Navarro, García-Perez, Ramis, Boldo, & Lopez-Abente, 2012)

Área de estudio	Tipo de exposición	Principales conclusiones	Ref.
Gran Bretaña	OCU	La mortalidad por cáncer de pulmón está asociada con la exposición a material particulado con alto contenido de cuarzo de las minas de carbón.	(Miller & MacCalman, 2010)
Estados Unidos	AMB	La exposición ambiental a PM o agentes tóxicos presentes en el carbón y que son liberados en los procesos de minería/procesamiento pueden estar involucrados en la alta tasa de mortalidad por enfermedad cardíaca, respiratoria y renal en áreas de minería de carbón.	(M. Hendryx, 2009)
Estados Unidos	AMB	La exposición ambiental a residuos de minería de carbón a cielo abierto se encuentra significativamente relacionada con las tasa de hospitalización por enfermedades respiratorias. Esta relación no es significativa para el caso de pobladores en proximidades de minas subterráneas.	(Brink <i>et al.</i> , 2014)
	AMB	Altos niveles de producción de carbón están directamente correlacionados con las altas tasas de enfermedades cardiovasculares, hipertensión, enfermedades pulmonares, enfermedades renales etc.	(Michael Hendryx & Ahern, 2008)
China	OCU	La pneumoconiosis de los mineros, caracterizada por lesiones inducidas por el polvo de carbón en las regiones de intercambio gaseoso en el pulmón, está asociada a la minería de carbón, principalmente por la inhalación de PM2.5.	(Finkelman <i>et al.</i> , 2002)
	OCU	El riesgo de cáncer de pulmón fue superior en entre trabajadores de minas de carbón que en individuos de una población control.	(Hosgood <i>et al.</i> , 2012)

Área de estudio	Tipo de exposición	Principales conclusiones	Ref.
Inglaterra	AMB	Los niños residentes de comunidades en proximidad a minas de carbón a cielo abierto están expuestas a una significativa cantidad de PM10. Igualmente fueron encontradas evidencias sobre la posible asociación entre residir en las proximidades de las minas y el incremento en la frecuencia de enfermedades respiratorias como asma grave.	(Pless-Mulloli <i>et al.</i> , 2000)
	OCU	Identificaron evidencias de que la pneumoconiosis y otras enfermedades respiratorias están asociadas con la exposición a material particulado respirable con alto contenido de cuarzo.	(Love <i>et al.</i> , 1997)

Compuestos orgánicos volátiles (COV)

Características: los compuestos orgánicos volátiles (COV) se presentan en estado gaseoso a temperatura ambiente. Suelen presentar una cadena con hasta doce carbonos o menos y contienen otros elementos como nitrógeno, oxígeno, cloro, flúor, bromo y azufre. Incluyen una amplia variedad de químicos, algunos de los cuales pueden tener efectos adversos sobre la salud. Los más abundantes en el aire son el metano, tolueno, n-butano, i-pentano, etano, benceno, n-pentano, propano y etileno, pudiendo tener un origen tanto natural como antropogénico debido a la evaporación de disolventes orgánicos, a la quema de combustibles, al transporte, etc. (EPA, 2017).

Durante los procesos de explotación de carbón a cielo abierto, la combustión espontánea del material almacenado luego de los procesos de extracción puede liberar emisiones del tipo de los *Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs)* en el ambiente de las minas y sus alrededores. Este tipo de sustancias también pueden ser generadas a partir de fuentes comerciales, vehiculares y residenciales (Stracher, Prakash, & Sokol, 2010). Los HAPs son sustancias orgánicas constituidas por átomos de carbono e hidrógeno agrupados en por lo menos dos estructuras de anillos aromáticos (CCME, 2010) que pueden ser divididos en dos categorías como lo muestra la Figura 5.

HAPs de bajo peso molecular: formados por menos de 5 anillos condensados

HAPs de alto peso molecular: formados por menos de 5 anillos condensados

Las características lipofílicas de los HAPs permiten su fácil difusión en las membranas celulares (Yu, 2011). Las principales vías de exposición a los HAPs en la población general son la inhalación, la ingestión y el contacto dérmico, sin embargo, algunas exposiciones pueden involucrar varias vías de exposición simultánea como la dérmica y la inhalación de aire contaminado, afectando al dosis total de absorción (ACGIH, 2005).

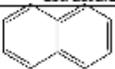
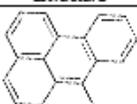
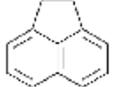
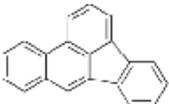
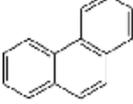
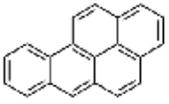
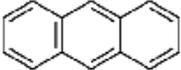
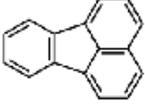
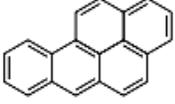
BAJO PESO MOLECULAR			ALTO PESO MOLECULAR		
No de anillos	Nombre	Estructura	No de anillos	Nombre	Estructura
2	Naftaleno		5	Benzo (e) plreno	
	Acenafteno			Benzo (b) fluorantreno	
3	Fenantreno			Benzo (a) plreno	
	Antraceno			6	Benzo (g,h,i) perileno
4	Fluorantreno				Indeno (1, 2,3) plreno
	Plreno				

Figura 5. Principales HAPs, estructura y grado de complejidad; Fuente: Adaptado de Rengarajan et al., (2015)

Efectos sobre la salud: la exposición aguda a HAPs también ha sido relacionada con la reducción de la función pulmonar en asmáticos y efectos trombóticos en personas expuestas afectadas por enfermedades cardíacas y coronarias (ACGIH, 2005). En poblaciones con exposición ocupacional, niveles elevados de mezclas de poluentes que contienen HAPs han sido relacionados con la presencia de síntomas como irritación de ojos, náuseas,

vómitos, diarrea etc. (Unwin, Cocker, Scobbie, & Chambers, 2006). Otros estudios en la misma población, sugieren una relación directa con el riesgo de cáncer de piel, pulmón, vejiga y gastrointestinal (Bach, Kelley, Tate, & McCrory, 2003; Boffetta, Jourenkova, & Gustavsson, 1997; Olsson *et al.*, 2010).

La exposición crónica a bajos niveles de algunos HAPs (por ejemplo Pireno y Benzo[a]pireno) han sido relacionados con la aparición de cáncer en animales de laboratorio (Diggs, Harris, Rekhadevi, & Ramesh, 2012). Otros efectos sobre la salud relacionados con la exposición crónica a HAPs pueden incluir la disminución de la función inmunológica, cataratas, daños en el riñón e hígado (Ictericia) (ATSDR, 1995) problemas respiratorios con síntomas semejantes al asma y alteraciones de la función pulmonar (Srogi, 2007).

La Figura 6 muestra algunos de los principales efectos sobre la salud originada por la exposición aguda y crónica a HAPs.

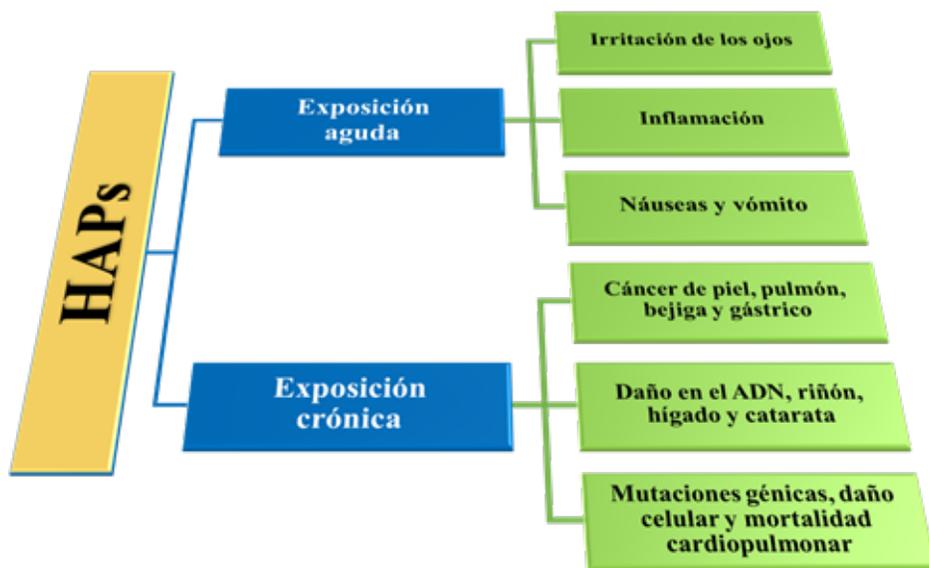


Figura 6. Efectos en la salud causados por la exposición de corto y largo plazo a HAPs.

Fuente: Adaptado de Rengarajan *et al.*, (2015)

Metales

Características: los metales son sustancias con alta conductividad eléctrica, maleabilidad y brillo con un alto potencial reductor (Jaishankar, Tseten, Anbalagan, Mathew, & Beeregowda, 2014). A pesar de que son elementos presentes naturalmente en la corteza terrestre, la mayoría de la contaminación ambiental con metales es resultado de actividades antrópicas como las operaciones de minería y fundición, producción industrial y uso doméstico y agrícola de compuestos con contenido metálico (Adriano, 2001; He, Yang, & Stoffella, 2005; Madejón, Murillo, Marañón, Cabrera, & López, 2002). Algunos de los elementos generados durante las actividades de extracción de carbón que han sido asociados con problemas de toxicidad incluyen algunos metales pesados altamente presentes en el carbón como el Cobre (Cu), Plomo (Pb), Níquel (Ni), Vanadio (V), Zinc (Zn) y Azufre (S), los cuáles también pueden estar presentes en la combustión de este mineral (Tchounwou, Yedjou, Patlolla, & Sutton, 2012).

Efectos sobre la salud: además de las reacciones características de algunos metales que pueden ser la causa de reacciones alérgicas, envenenamiento, daño a órganos específicos como riñones e hígado (Järup, 2003), uno de los principales impactos de la exposición a metales se relaciona con su capacidad de generar procesos carcinogénicos (Beyersmann & Hartwig, 2008). Al respecto, tres mecanismos predominantes parecen ser comunes a los procesos genotóxicos y carcinogénicos de la mayoría de los metales:

(I) *inducción de estrés oxidativo.* Relacionado con la capacidad de los iones metálicos de generar reacciones *redox* en los nos sistemas biológicos. Estas reacciones generalmente involucran la producción de radicales libres (radicales hidroxilos) a través de las reacciones reações de tipo Fenton y Haber–Weiss. Estos radicales libres pueden causar daños oxidativos en lípidos, proteínas y DNA (Beyersmann & Hartwig, 2008).

(II) *Modulación de los mecanismos de reparo del DNA.* En bajas concentraciones muchos metales han sido identificados como inhibidores de la reparación de los daños del DNA causada por otros factores endógenos y genotóxicos (Hartwig, 2007). La inhibición de la reparación del DNA resulta en inestabilidad genómica y la acumulación de mutaciones críticas.

(III) *Desregulación de la proliferación celular*. Los compuestos metálicos pueden alterar el crecimiento celular a través de varios mecanismos distintos, afectando la expresión de factores de crecimiento o inactivando mecanismos de control del crecimiento tales como los genes supresores de tumores (Figura 7). Desde el punto de vista de la toxicidad y la abundancia en el ambiente los metales pueden ser clasificados bajo tres criterios (Beyersmann & Hartwig, 2008):

No críticos como Na; K; Ca; Mg; Fe y Al;

Tóxicos, pero considerados raros o insolubles W; Zr; Ba y Ti;

Muy tóxicos y relativamente disponibles en el medio como Ni; Cu; Zn; As; Cd; Hg y Pb.

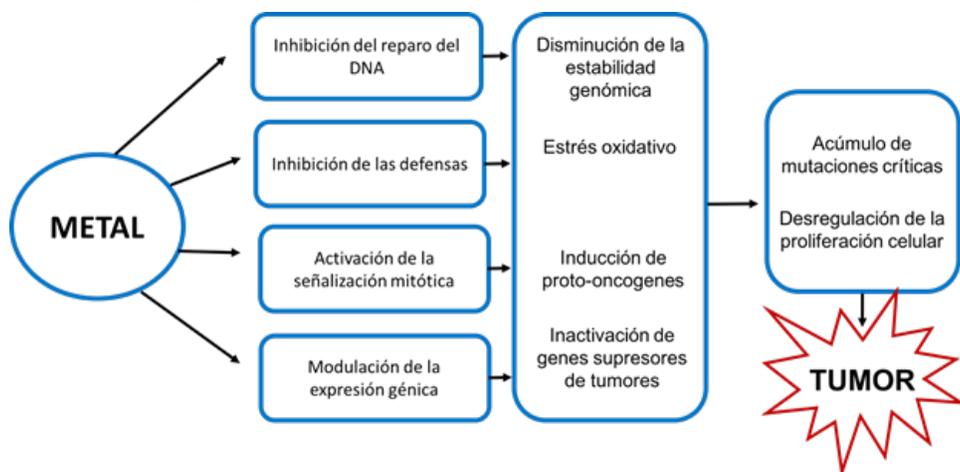


Figura 7. Principales mecanismos de inducción de carcinogénesis por metales.

Fuente: Beyersmann and Hartwig (2008).

Efectos sobre el ambiente

Dependiendo de los sistemas de extracción, los contaminantes derivados de la explotación de carbón tienen el potencial de penetrar en las fuentes de agua, en la biota o en la atmósfera en concentraciones peligrosas, creando riesgos para el medio y la salud humana (Council, Studies, Resources, & Wastes, 2006).

El PM proveniente de las actividades de remoción de las capas de suelo, cargue, transporte y de los procesos de trituración del carbón, llegan principalmente a la atmósfera, donde pueden ser esparcidos por varios

kilómetros por acción del viento, generando luego su deposición. Estos mismos residuos pueden llegar a las fuentes de agua, donde se acumulan a lo largo de muchos años, generando la lenta liberación de sus componentes, y algunos metales.

El polvo de carbón también puede depositarse sobre las superficies foliares de las plantas. En un estudio dirigido a la determinación del efecto de la deposición del polvo de carbón sobre la superficie foliar del mangle, se demostró que los ubicados en proximidad a las fuentes de polvo de carbón, en apariencia presentaban un estado de desarrollo pobre, en relación de aquellos ubicados en áreas distantes (Naidoo & Chirkoot, 2004). El polvo sobre las hojas reduce el crecimiento de la planta (Sharifi, Gibson, & Rundel, 1997) a través de su efecto sobre el intercambio de gases. Las partículas de polvo pueden obstruir los estomas (Li *et al.*, 2016), reducir la radiación fotosintética activa (Zhan-Yi, Jia, Jian-Ying, Cheng-Jie, & Ming-Jiu, 2016) o incrementar la temperatura de las hojas a través de la absorción de excesiva radiación (Hirano, Kiyota, & Aiga, 1995; Zhan-Yi *et al.*, 2016).

Una breve revisión del ciclo del agua, ofrece una perspectiva de los procesos hidrológicos que afectan la dispersión en el medio de los residuos de carbón ubicados en la superficie de las minas. La precipitación que cae sobre la superficie de la tierra puede penetrar en el suelo por proceso de infiltración o formar escorrentías sobre la superficie (Flujo sobre el terreno) antes de alcanzar los cuerpos de agua cercanos (arroyos, ríos, etc.) (Council *et al.*, 2006). En este proceso, los residuos son inevitablemente arrastrados a las fuentes de agua desde donde entran al medio, Figura 8.

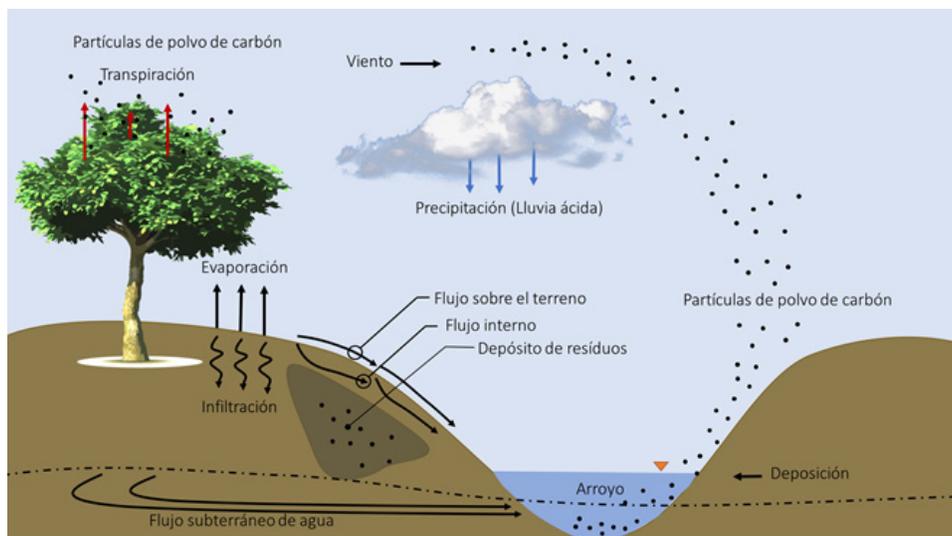


Figura 8. *Movimiento de los principales residuos de la explotación de carbón en el medio en sistemas de minería a cielo abierto y subterránea.*

Fuente: Drever, (1988).

Otros tipos de residuos derivados de la combustión del carbón como los COV, también ingresan al medio a través de las fuentes de agua. Las condiciones hidrogeológicas de la zona de la explotación, determinan el potencial de los COV de ser transportados lejos de su área de depósito por la acción del agua. En las minas de carbón, los flujos de aguas subterráneas son normalmente el primer mecanismo para el transporte de los contaminantes derivados de los COV, desde las zonas de depósito hasta los receptores principales (organismos acuáticos en arroyos alimentados por los flujos subterráneos, organismos terrestres o residentes locales que utilizan las fuentes de agua). En contacto con el agua los COV son capaces de generar ácidos resultado de la oxidación de los minerales de azufre (pirita, FeS) que constituyen al carbón o que se encuentran en el suelo circundante (Council *et al.*, 2006). Este drenaje ácido contiene elevadas concentraciones de hierro, manganeso, aluminio, metales pesados, y elementos traza como arsénico, níquel y zinc, que pueden ser transportados por las fuentes de agua cercanas (Blowes, Ptacek, Jambor, & Weisener, 2003). En contacto con el agua de la atmósfera los productos de combustión del carbón pueden originar lluvia ácida (Zakrzewski, 2002).

Estudios sobre los impactos ambientales de la minería de carbón han demostrado que los principales efectos de los sistemas de explotación tanto a cielo abierto como subterráneos ocurren sobre la atmósfera, el suelo, el agua, la vegetación, la fauna y el paisaje (Adriano, 2001; Madejón *et al.*, 2002). La Figura 9 muestra los principales impactos de los sistemas de minería de carbón sobre las diferentes matrices bióticas y abióticas.

MINERÍA DE CARBÓN					
Atmósfera	Suelo	Agua	Vegetación	Fauna	Paisaje
Emisión de partículas fugitivas	Cambios en propiedades	Contaminación físico-química	Reducción de la cobertura vegetal	Migración de especies	Artificialización del entorno
Emisión de gases	Procesos erosivos	Aportes de sedimentos	Pérdida de vegetación nativa	Pérdida de hábitats	Acumulación de residuos
Modificación del clima	Pérdida de capas orgánicas e inorgánicas	Contaminación con materia orgánica			Cambios urbanísticos

Figura 9. Principales impactos sobre el medio originados por sistemas de minería a cielo abierto y subterránea

Minería de oro & contaminación por mercurio (hg)

Generalidades

El mercurio (Hg) es un contaminante ampliamente reconocido, ha sido estudiado de diversas formas y bajo diferentes enfoques por lo que sus implicaciones en las afectaciones ecosistémicas y en la salud humana son aceptadas en el ámbito académico, de salud y minero. De acuerdo con Oliveros & Johnson (2002), como contaminante ambiental posee tres aspectos importantes para su estudio toxicológico; la exposición del riesgo por consumo de pescado, emisiones de vapor de mercurio por amalgamas dentales y el etilmercurio en forma de timerosal, molécula ampliamente usada en vacunas. Las propiedades e interacciones biológicas del mercurio varían en función del estado fisicoquímico y cada una de estas posee propiedades toxicológicas diferentes (Ramírez, 2008), por lo que se hace necesario estudiar las especies de mercurio por separado para valorar los riesgos por exposición y sus afectaciones socioambientales.

El mercurio elemental (e^{-} Hg:Hg0) es soluble en lípidos, con alta permeabilidad en las membranas en donde es biooxidado intracelularmente a mercurio inorgánico. Las sales de mercurio (Hg:Hg²⁺) son solubles en agua pero con baja permeabilidad por las biomembranas, los de mayor interés en cuanto a los efectos hacia los socioecosistemas corresponden al grupo de los alquilmercurios (Hg-C; me-Hg y al-Hg) dentro de los que se encuentra el metilmercurio, estos se caracterizan por ser solubles en lípidos, altamente permeables en las biomembranas y con una transformación muy lenta a mercurio inorgánico (Ramírez, 2008), lo que los identifica como altamente riesgosos (Figura 10).

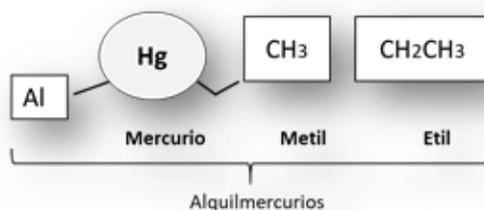


Figura 10. Grupo de alquilmercurios, solubles en lípidos y permeables en las biomembranas

Fuente: Autores, 2017

De las especies orgánicas, que se caracterizan por su permeabilidad a nivel de membranas, el metilmercurio (CH₃) Hg⁺ se destaca por su habilidad de bioacumularse en especies acuáticas, lo que le confiere la capacidad de entrar y mantenerse en la cadena trófica de los ecosistemas. La presencia del mercurio en la naturaleza es baja y es considerado un metal poco abundante en la corteza terrestre, se estima que su concentración natural es de 0.5 ppm, y su distribución es muy irregular. No todas las especies de mercurio son atacables por los agentes atmosféricos (O₂, CO₂, H₂O) por lo que no es fácil que entre al ciclo del agua, es debido a esto que la incorporación del mercurio en la dinámica de los ecosistemas por esta vía es insignificante y es mayormente responsabilidad de las actividades antrópicas (Villarejo, 2004).

La toxicidad del mercurio, radica en la metilación que éste sufre al entrar en los sistemas naturales inicialmente por microorganismos

acuáticos; predominantemente el mercurio entra a los ecosistemas en la especie Hg_{2+} , muy soluble, y que puede ser absorbido directamente por los peces; o puede seguir un proceso de biotransformación, dando lugar a dos especies orgánicas, el dimetilmercurio volátil $(CH_3)_2Hg$, que se recicla a la atmósfera, y el metilmercurio CH_3Hg+ , que se bioacumula en los peces, y por tanto es incorporado a las cadenas tróficas. A su vez, el metilmercurio formado puede transformarse en Hg_{2+} , el cual se oxida a Hg^{2+} , siguiendo su ciclo de biotransformación, o en Hg metal, que se deposita en forma de sedimentos (Villarejo, 2004).

De acuerdo con Oliveros & Jhonson (2002), el primer paso en la bioacumulación se presenta en la metilación, $Hg^{2+} \rightarrow (CH_3)_2Hg - CH_3Hg+$. Esta metilación es realizada principalmente en los sedimentos de los lechos acuáticos y se puede dar siguiendo dos vías metabólicas claramente definidas. La primera incluye bacterias anaeróbicas, que metilan el mercurio inorgánico (Hg^{2+}) usando la metilcobalamina (CH_3CoB_{12}) sintetizada por bacterias metanógenicas, entre estas se pueden mencionar el *Clostridium clochearium* y el *Desulfovibrio desulfuricans*, el proceso de metilación del mercurio inorgánico a metilmercurio se muestra a continuación.

La segunda ruta metabólica se da por medio de bacterias aeróbicas; *Pseudomona spp.*, *Bacillus megaterium*, *Echerichia coli* y *Enterobacter aerogenes*. También existen algunos hongos que logran metilar el mercurio por esta misma ruta, entre estos se destacan *Aspergillus niger*, *Sacharomyces cerevisiae* y *Neurospora crasa*. Como se muestra en la Figuras 11 y 12, estos organismos son facilitadores para la formación de complejos entre el ion mercurio-cisteína a través de la interacción del ion de mercúrico (Hg^{2+}) con el grupo sulfidrilo del aminoácido (J. Olivero, Johnson, & Arguello, 2002).

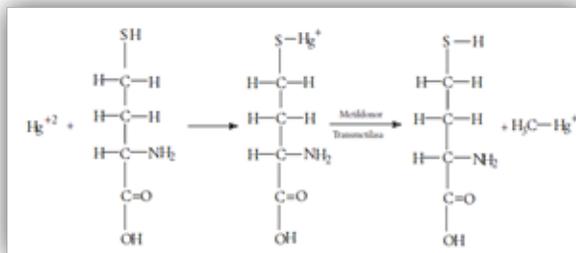


Figura 11. Formación de metilmercurio por organismos aeróbicos, bacterias y hongos.

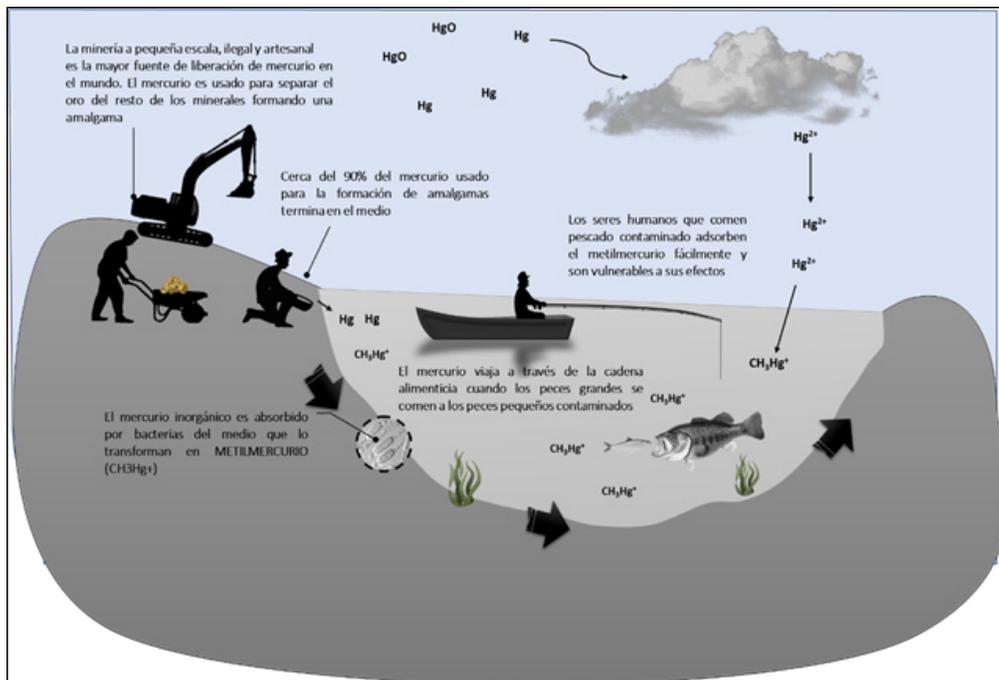


Figura 12. Ciclo natural y antropogénico del mercurio; proceso de metilación del mercurio y entrada a la cadena trófica.

Fuente: Autores, 2017

Efectos socioambientales

La producción mundial de oro ha aumentado de manera significativa en los últimos años, de acuerdo con Seccatore *et al.*, (2014), entre el 2002 y el 2012 el incremento en el precio del oro fue de un 400%, debido principalmente a la crisis económica mundial, esta alza en el precio repercutió en el aumento de la producción de manera significativa. Para el 2015, la producción mundial de oro alcanzó las 3.000 toneladas; siendo China el principal productor con 453.3t, seguido de Australia (300t), Rusia (247t) y Estados Unidos (210t), en América del Sur una de las principales regiones productoras de oro a nivel mundial, se destaca Perú (140t) y Brasil (80t) como los principales productores de la zona (Figura 13). De igual forma, cuenta con el mayor número de mineros de oro a nivel mundial, incluyendo los trabajadores de la minería artesanal, que equivale a la minería ilegal. Para el 2011, cerca de 16 millones de mineros artesanales participaron en la producción mundial de oro, aportando cerca de 380

- 450 t, del total producidas para ese año. Para el 2014 se estimó que la minería ilegal aportaba una producción entre el 17% y el 20% de la producción mundial (Seccatore *et al.*, 2014).

Producción global 2015

3.000 Tn

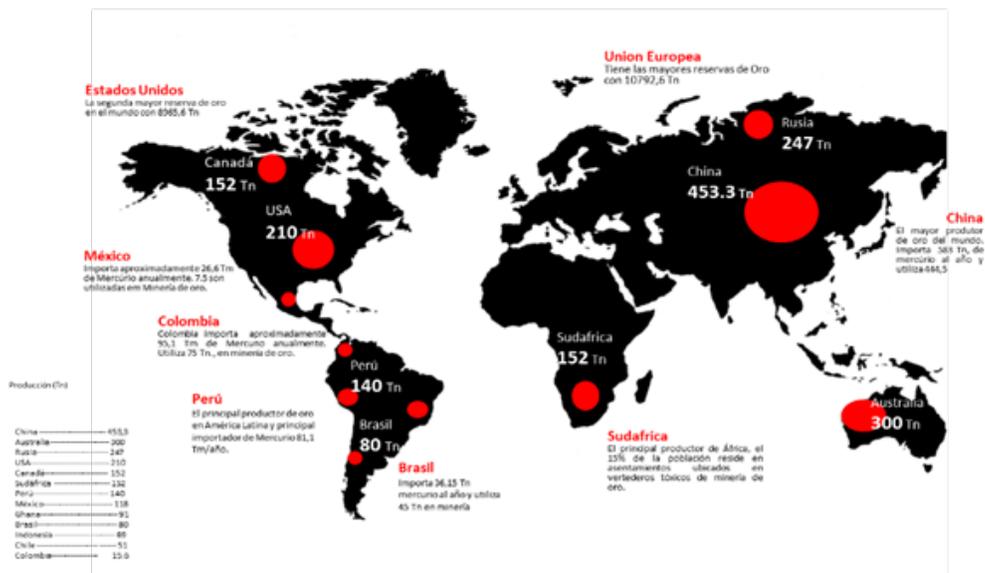


Figura 13. Producción de oro (Au) en el mundo e importaciones de mercurio (Hg) por países.

Fuente: Adaptado de BankTrack.org (Ryan Brightwell, Kuba Gogolewski *et al.* 2013)

Ahora bien, la importancia de la producción de oro por el método artesanal radica en la ilegalidad de la misma, la que a su vez se relaciona de manera directa con el consumo de Mercurio (Hg), se hace necesario aclarar que tanto la minería legal e ilegal de oro, requieren de Mercurio para su obtención. Sin embargo, en la actualidad es de conocimiento general que la falta de manejo de los residuos generados por la utilización de mercurio en la producción de oro, se asocian de manera significativa con la minería artesanal o ilegal.

La producción de oro se encuentra relacionada de manera directa con el consumo del Mercurio (Hg), a la vez que el consumo de mercurio se

relaciona de manera directa con la minería ilegal de oro. En la Figura 13, se observan las importaciones de Mercurio (Hg) en los principales productores de oro en Latinoamérica, llama la atención el caso de Colombia, quien, a pesar de no sobresalir para la región en producción de oro, si se destaca en el consumo de Hg, importa 95.1 Tm, de Mercurio, utilizando más del 50% de estas en minería de oro.

A la fecha Colombia es el noveno productor mundial de oro, la minería aurífera en el país ha registrado un incremento en la producción y exportación en los últimos años, para el 2012 el incremento con respecto a años anteriores fue de casi el 4,3% y para el 2013 se presentó un incremento en exportaciones de 5,3% valorado en 221.6 millones US FOB (UPME, 2014).

La producción de oro en Colombia se concentra en 296 municipios en 19 departamentos. Estos municipios cuentan con 445 títulos mineros de oro y con 3.532 solicitudes de legalización minera de este mineral (entre archivadas y activas). Los departamentos con mayor producción de oro en el país son, en su orden, Antioquia, Chocó, Cauca, Caldas, Nariño y Tolima (MINMINAS, 2016).

Datos recientes revelan que la producción de oro de las empresas afiliadas a la Asociación Colombiana de Minería - ACM (que representan un 12 % del total nacional para la extracción legal del mineral) alcanzó 253.872 onzas para el 2016, frente a las 223.915oz., extraídas en 2015, una de las producciones más altas de los últimos 10 años.⁴ Se espera que para el año actual cuatro (4) nuevos proyectos auríferos ayuden a aumentar estas cifras.

Las anteriores cifras revelan un panorama alentador en donde el país demuestra su gran riqueza de recursos minerales, y se puede pronosticar un buen futuro para la extracción de oro, este crecimiento debería verse reflejado en un alto desarrollo socioeconómico ambientalmente sostenible para las zonas de explotación aurífera. Sin embargo, el panorama nacional es completamente diferente, solo existe control por parte de las autoridades sociales y ambientales a la minería formal, en donde el manejo de los impactos socioambientales que se generan durante la explotación de oro

4 <http://mineros.com.co/es/noticias-mineros/459-produccion-legal-de-oro-crecimiento-12-acm>

contienen grandes vacíos a nivel técnico que repercute en efectos negativos tanto para las comunidades como para los ecosistemas. Los riesgos asociados a estos impactos se concentran en efectos en la salud humana y en la degradación ecosistémica.

Los principales impactos relacionados con la minería de oro en Colombia se enfocan en el ámbito social, dentro de los que se destacan explotación en territorios de comunidades étnicas minoritarias, como concejos comunitarios y resguardos indígenas, aumento de personas foráneas que generan conflictos de convivencia, incremento de enfermedades por causa de salubridad pública, explotación laboral infantil, riesgos en salud a nivel de enfermedades teratogénicas y carcinogénicas por el uso inadecuado e indiscriminado de químicos para la extracción de oro principalmente de mercurio (Amorim *et al.*, 2000; Bahia *et al.*, 2004). Dentro de los principales impactos causados a los ecosistemas, se cuenta la pérdida de cobertura boscosa por deforestación desmedida, pérdida de biodiversidad, contaminación por productos químicos a suelo y cuerpos de agua, este último relacionado directamente con el uso de Mercurio (Hg), que puede permanecer por largos periodos de tiempo en los ecosistemas produciendo un mayor impacto sinérgico y aumentando los riesgos medioambientales.

El principal problema de la explotación aurífera en Colombia es la ilegalidad de la misma; la ACM⁵ con base a datos propios calcula que el 88% de la explotación aurífera en el país es ilegal, mientras que el 12% restante es legal solo en lo concerniente al título minero, siendo por lo general ilegales en cuanto a seguridad social de trabajadores, permisos y licencias ambientales. De igual forma, según cálculos del Sistema Minero Colombiano (SIMCO) un tercio de los municipios del país están sufriendo el flagelo de la extracción ilegal de oro (UPME, 2014).

El gobierno colombiano ha demostrado de manera muy evidente la falta de control sobre la minería ilegal; el riesgo socioambiental que se cierne sobre los socioecosistemas que presentan esta problemática es muy alto y las soluciones tienden hacia un método de persecución y no de formalización (Güiza & Aristizabal, 2013). Cifras emitidas por la UPME dan cuenta que para el año 2012 realizaron 18 intervenciones con cierre de minas ilegales de oro, 92 personas fueron capturadas, equipos e insumos decomisados. De

5 <http://www.acmineria.com.co/sala-de-prensa/noticias/el-drama-del-oro-colombiano>

igual forma, ese mismo año el país participó en la formulación de la Política Andina de Lucha contra la Minería Ilegal 774 de 2012⁶, para el control de la minería ilegal en países de la región. Así también en el 2013 el ministerio suscribió un marco convenio con la universidad de Cartagena, con el fin de priorizar minas del sur de Bolívar para el desarrollo de proyectos pilotos para la disminución del uso de mercurio en la extracción de oro (UPME, 2014).

Si bien no hay estudios particulares que permitan tasar el impacto de la minería ilegal sobre los procesos de erosión y desertificación de los suelos, las evidencias son claras respecto a la destrucción de grandes áreas para desarrollar la actividad. Según la Agencia Nacional de Minería -ANM, las áreas intervenidas realmente por la minería legal oscilan entre 49.584 y 51.906 ha, correspondientes a 1.652 títulos auditados, es decir, cerca del 9.25% del área concesionada. En cifras reveladas por la Policía Nacional en septiembre en 2015 establece que por cada 100 minas legales hay 51 ilegales, por lo que se podría suponer que las minas ilegales afectan un área aproximada de 25.000 ha en todo el territorio nacional.⁷

La oficina de las naciones unidas contra la droga y el delito, UNODC, determinó que la minería ilegal de oro por aluvión presenta una estrecha concordancia con zonas donde se mantiene un entorno de ilegalidad y criminalidad, donde la presencia del Estado es casi nula y la injerencia del mismo sobre el territorio es ineficiente. En 2013 identificaron que en las zonas donde había una intensa actividad de cultivos ilícitos, la expansión de la explotación de oro por aluvión (EVOA) había aumentado de manera significativa, lo que incrementa la sinergia de los impactos sociales y ambientales para estos territorios (UNODC, 2016).

Las zonas más afectadas por EVOA son los consejos comunitarios, el 46% de las EVOA se encuentra en este tipo de territorios por lo cual el diseño de política pública debería considerar sus particularidades. Aunque la afectación en resguardos indígenas es mucho menor, se focaliza en comunidades Emberá – Katío, en los departamentos de Chocó y Antioquia altamente vulnerables. Se registraron presencias de EVOA en cinco (5) Parques Naturales Nacionales, nueve (9) más en zonas cercanas que pueden

6 https://www.cancilleria.gov.co/sites/default/files/decision_744.pdf

7 DIPOL, 2015. Policía Nacional, II Congreso Internacional de Minería Ilegal.

ser consideradas como zonas de amortiguación de los mismos. La pérdida de cobertura vegetal es uno de los grandes impactos que se relacionan con la explotación aurífera, la vulnerabilidad de áreas de importancia ecológica es un factor determinante que aumenta la sinergia de la degradación ambiental. Para el 2014 el 77% de la pérdida de cobertura vegetal que se registró para Colombia se concentró en el departamento del Chocó uno de los Hotspots de biodiversidad más importante del planeta (UNODC, 2016).

De acuerdo con el informe de la delegación de los derechos colectivos y del medio ambiente de la defensoría del pueblo, la minería ilegal se concentra en la explotación de oro y carbón, para la primera se reconocen seis (6) distritos mineros identificados y ligeramente caracterizados; bajo cauca en el departamento de Antioquia, sur de Bolívar y zonas específicas en los departamentos de Cauca, Choco, Caldas y Córdoba; para estas se registraron impactos sociales relacionados con conflictos por el control de territorio y surgimiento de población foránea, así mismo se mencionan impactos ambientales por remoción de suelo, y perdida de cobertura vegetal, los impactos relacionados con los afluentes hídricos se limitan a la turbidez y presencia de sólidos, sin embargo no se menciona ningún impacto relacionado con la contaminación por productos químicos y metales (Defensoría & Pueblo, 2015).

Hasta el anterior apartado, se han mencionado de manera muy general pero clara los impactos ambientales y sociales del uso del Mercurio en la minería aurífera, así como de la estrecha relación entre esta y el consumo de Mercurio. Sin embargo, el riesgo ambiental de las emisiones y vertimientos de este metal en los ecosistemas, tiene grandes repercusiones en la salud de las personas. Los efectos en salud los mencionaremos a continuación.

Efectos en salud

Como ya se ha mencionado, el mercurio es un elemento que está presente de forma natural en el aire, el agua y los suelos, el mercurio se introduce en las cadenas tróficas en dos grupos de especies químicas, inorgánicas y orgánicas, con características toxicológicas diferentes, la exposición al mercurio (incluso a pequeñas cantidades) puede causar graves problemas de salud y es peligrosa para el desarrollo intrauterino y en las primeras etapas de vida. La principal vía de exposición humana

es la dietaria, por la forma orgánica metilmercurio (MeHg) presente en el consumo de pescado y mariscos contaminados con la forma orgánica del mercurio (OMS, 2017).

Datos reportados en la encuesta nacional de la situación nutricional 2010 muestran que en Colombia en un mes el 61,1% de sus habitantes consume pescados o mariscos de forma regular y el 26,9% registran un consumo alto. Hay una distribución similar para los diferentes grupos de edad y son consumidos en mayor proporción en la zona urbana del país destacándose la región Atlántica. El consumo de este alimento es de gran interés ya que proporciona proteínas de elevado valor biológico y una gran variedad de micronutrientes esenciales, que incluyen varias vitaminas (A, D y E) y minerales como calcio, yodo, zinc, hierro, magnesio y selenio, los cuales son necesarios para diversas funciones del organismo como son el crecimiento, la reparación y un adecuado funcionamiento en general (Corredor Rodríguez, 2013).

Aunque el consumo de pescado aporta grandes beneficios, en las últimas décadas se ha puesto su atención en algunos aspectos negativos o posibles riesgos como es la contaminación con metilmercurio y su efecto en la salud humana debido a incidentes como el ocurrido por la ingesta de pescado contaminado en Minamata, Japón, en el que se presentaron efectos adversos en la población local, principalmente efectos relacionados con el sistema nervioso central, otro hecho similar se registró en Iraq en 1971, cuando este país importó gran cantidad de semillas de cebada y trigo tratadas con un fungicida a base de MeHg y las distribuyó para su siembra en la primavera de 1972. A pesar de las advertencias oficiales, el grano fue molido y la harina se usó para hacer pan. Murieron 500 personas y más de 6500 fueron hospitalizadas. En ambos incidentes, los adultos no se vieron afectados de forma tan grave como los niños cuyas madres habían consumido el alimento contaminado (Bakir *et al.*, 1973; Harada, 1995). Tras estos lamentables incidentes, las investigaciones se dirigieron a conocer los riesgos que suponía para la salud pública, una exposición crónica pero baja al MeHg por un consumo habitual de pescado.

La mayoría de los estudios realizados a nivel mundial para evaluar las afectaciones en la salud por exposición a metilmercurio, por ingesta de alimentos como el pescado se han referenciado en niños, cuya exposición se presentó durante el desarrollo fetal (*in-útero*); entre estos, se encuentran

las investigaciones desarrolladas en Nueva Zelanda, las islas Féroé y las islas Seychelles, mostrando que la ingesta de MeHg procedente de pescado en las mujeres embarazadas asintomáticas producía efectos persistentes en el desarrollo neurocognitivo. Las áreas más afectadas fueron el lenguaje, la atención y la memoria y en menor medida las funciones visuoespaciales y motoras (Mergler *et al.*, 2007; Mozaffarian & Rimm, 2006).

En los adultos que consumen grandes cantidades de pescado, algunos estudios también han referido que la exposición al MeHg puede producir efectos adversos sobre la salud y se ha sugerido que podría aumentar el riesgo de eventos cardiovasculares en la población expuesta.

Efectos de MeHg en niños

En la bahía de Minamata tras el incidente ocurrido por la ingesta masiva de peces contaminados, se observó que los efectos del MeHg en los cerebros en desarrollo fueron más difusos y extensos que en los adultos, debido a la afectación de los procesos de formación de microtúbulos, migración neuronal y división celular. En los cerebros en desarrollo, el tiempo de inicio de la exposición al tóxico se correlacionaba con la severidad de los efectos inducidos, es decir cuánto más temprana se producía la exposición, mayores eran los efectos observados en el cerebro. Los niños afectados intraútero presentaban un cuadro análogo a una parálisis cerebral grave, con un importante retraso en el desarrollo, ceguera, sordera, y alteraciones del tono muscular y de los reflejos tendinosos profundos (Cohen, Bellinger, & Shaywitz, 2005).

Debido a los escasos estudios realizados y a las diferentes matrices utilizadas que hacen difícil la comparación, es necesario realizar más investigaciones con el fin de evaluar el impacto sobre el crecimiento fetal del MeHg a bajas dosis, teniendo en cuenta los efectos beneficiosos del consumo del pescado y la evidencia de cierta susceptibilidad genética.

Mercurio y cáncer

No hay evidencia sólida que permita clasificar al metilmercurio como un agente carcinogénico en seres humanos. Si bien, este compuesto induce tumores en animales, solo ocurre en dosis muy altas. La revisión de las Directrices para la Evaluación de Riesgos del Cáncer (USEPA, 1999) clasifica al metilmercurio como posible carcinógeno. Sin embargo, aclara

que no se debe considerar como cancerígeno en los seres humanos bajo las condiciones de exposición generalmente encontrados en el medio ambiente (Hong, Kim, & Lee, 2012). Existen algunos estudios sobre la relación entre la exposición al metilmercurio y el cáncer en el ser humano, pero no se ha observado evidencia convincente en el aumento del efecto cancerígeno atribuible a la exposición a este compuesto. La interpretación de estos, sin embargo, se vio limitada por el diseño de los estudios y descripciones incompletas de la metodología o resultados (Schoeny, 1996).

Toxicidad del Mercurio y toxicodinámica

Los efectos tóxicos de los vapores del mercurio como riesgo laboral fueron descritos por Ellenberg en *Von der Grifftigen Bensen Terupffen von Reiiichender metal* (1473). Posteriormente B. Ramazzini y colaboradores en *De Morbis Artificium Diatriba* (1700) describen el cuadro clínico de intoxicación ocupacional. Los incas usaron el cinabrio como pintura mineral del que se extrae el mercurio, llamándolo llampi. No existe unanimidad en cuanto al umbral medio de toxicidad humana, sin embargo, las investigaciones actuales en salud han establecido los límites de toxicidad del mercurio entre 50 y 160 µg/día (Ellenhorn, 1997 ; Gunnar Ahlberg, 1989).

Las vías por la cual el mercurio ingresa a un individuo son principalmente la respiratoria digestiva y cutánea. El ingreso por la vía respiratoria se da por inhalación. Cuando estamos evaluando ingesta de mercurio por exposición ocupacional esta vía es la más importante porque tanto el mercurio elemental como el inorgánico y sus compuestos, pueden ingresar por inhalación llegando a la sangre con una eficiencia del 80% (Figura 4).

El ingreso del mercurio a la vía digestiva se da por ingestión. Una vez en el tracto gastrointestinal, el mercurio inorgánico se absorbe en cantidad menor al 0,01%, posiblemente por su incapacidad de reaccionar con moléculas de importancia biológica, formando macromoléculas que dificultan su absorción, así como también por el proceso de oxidación que sufre el mercurio. Las sales del mercurio como compuestos inorgánicos del mercurio se absorben entre 2 y 15%, esto dependiendo de su solubilidad, mientras que, la absorción de los compuestos orgánicos por esta vía es 5%, independiente de si el radical metilo este unido a una proteína o no. El ingreso

por la vía cutánea se da por contacto. Se ha reportado casos de intoxicación por el uso tópico de compuestos que contenían metilmercurio, aun así no está comprobado que esta vía cumpla un rol importante en la exposición ocupacional, comparándolas con las otras vías antes mencionadas. Es más, es posible que en el caso de aplicación de pomadas, el tóxico penetre en el organismo por inhalación, a partir del ungüento puesto en la piel, más que atravesándola directamente (Ramírez, 2008).

El modelo toxicocinético de eliminación, se realiza desde los siguientes compartimientos el central, periférico y el 'cuarto compartimento'. El compartimento central formado por la mayoría de los órganos, exceptuando el riñón e hígado. El compartimento periférico lo constituye el riñón, que acumula Hg por mayor tiempo y lo aclara muy lentamente, y por el hígado, que de igual forma lo acumula, pero por periodos cortos, pues lo aclara rápidamente. En este compartimento periférico también se incluye los procesos de filtración glomerular, secreción biliar y secreción por la mucosa intestinal.

El 'cuarto compartimento' es el depósito por el cual es el punto final antes de su excreción; a este compartimento lo integran la orina, las heces, el pelo y las uñas. Considerando al organismo humano un modelo mono compartimental abierto, el promedio de vida del mercurio por exposición aguda es de 1,3 días y en exposición ocupacional continua, es de 36,5 días. En exposición ocupacional, la vida media de los compuestos inorgánicos de mercurio es de 40 días. La cantidad de mercurio excretada por vía renal/heces es entre 50 y 55% de la dosis total absorbida; por saliva equivale al 25% de la concentración sanguínea y al 10% de la urinaria; por sudor es 15%, suficiente para tenerla en cuenta en el balance global; y la vía respiratoria, por exhalación, interviene hasta con 7%.

Estudios en Colombia

En Colombia no existen datos ni referencias que aborden la problemática del MeHg y su influencia en la salud de las poblaciones expuestas ocupacionalmente y en poblaciones de habitantes cercanos dedicadas a las actividades de minería de oro, carbón y ferróníquel, en las que se generan mezclas complejas, metales pesados y contaminantes atmosféricos los cuales viajan por corrientes de aguas y por la acción del viento siendo depositados en sistemas biológicos, agua y suelo (Marrugo,

2007), siendo responsables de innumerables situaciones de impacto sobre la salud pública por la ingesta de peces de cuerpos de agua aledaños a las áreas de minería.(Thomann, 1984).

En el país se han desarrollado estudios en los que se han evaluado el efecto tóxico del mercurio en poblaciones expuestas dedicadas a actividades de minería del oro. Sin duda, el mercurio elemental constituye el principal tóxico al que están expuestos los trabajadores de pequeñas y medianas minas auríferas en el país. La forma en que este tóxico se absorbe, distribuye y desencadena sus efectos en los humanos están bien documentados (Park & Zheng, 2012) y en su mayoría existe consenso en los aspectos seguidamente descritos.

Aunque en Colombia existe información sobre la contaminación por mercurio, es cierto que los estudios epidemiológicos son muy escasos. La información más relevante incluye mediciones de mercurio en aire y en humanos en la cuenca del río Cauca y del río Magdalena (Jesús Olivero, Mendonza, & Mestre, 1995; Olivero-Verbel, Caballero-Gallardo, & Negrete-Marrugo, 2011), pero poco en relación con los efectos. Algunos de los casos más dramáticos de exposición a mercurio en Colombia han sido reportados para Segovia, Antioquia. Por ejemplo, para la zona urbana de este municipio se ha comprobado que la media de mercurio elemental puede alcanzar los 1.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire (Cordy *et al.*, 2013) valor muy por encima de lo recomendado internacionalmente. Un estudio reciente realizado en el país subrayó la detección de hidrocefalia derivada de la exposición crónica a mercurio elemental (Silva Sieger, Diaz Silva, Ardila, & Garcia, 2012).

En Colombia, la situación de la minería como factor que impacta la salud de las personas ha sido muy poco documentada, aunque como ha sido brevemente descrito en las secciones anteriores, estos efectos son similares a lo largo del planeta, en especial si se trata de países tercermundistas, en vi de desarrollo o emergentes (Olivero Verbel, 2011).

Citotoxicidad del MeHg

Teniendo en cuenta esta falta de información en el país, recientemente estudios como el de Galeano-Páez. C *et al.* (2017), desarrollado en tres departamentos de la costa norte del departamento de Colombia (Bolívar, Sucre y Córdoba), el cual tuvo como objetivo evaluar el daño citogenético

y mutagénico por exposición dietaria a metilmercurio, en pobladores de áreas con influencia de minería aurífera, donde el pescado representa una de las principales fuentes de alimentación, esta población fue comparada con una población control, población con las mismas características sociodemográficas y donde el consumo de pescado también es su principal fuente de alimentación, con la diferencia que esta zona no tiene influencia de minería aurífera.

Para la evaluación del daño citogenético se utilizó el test de Micronúcleos (MN) con bloqueo de la citoquinesis, el cual mide inestabilidad cromosómica, este biomarcador está mundialmente reconocido como un marcador de pronóstico para riesgo de cáncer (Fenech *et al.*, 2011), adicionalmente se utilizó un anticuerpo anti-cinetocoro en cultivos de linfocitos humanos técnica de CREST, la cual permite conocer el origen de los MN, es decir; si los MN proceden de fragmentos de cromosomas es debido a un daño clastogénico (CREST-), si los MN proceden de cromosomas enteros es producto de un daño aneugénico (CREST+) (Fenech *et al.*, 2011).

Los daños citogenéticos observados fueron correlacionados con el consumo de pescado reportado por las poblaciones evaluadas. Los resultados encontrados en esta investigación mostraron un aumento significativo en daños celulares (micronúcleos, puentes nucleoplasmáticos, células necróticas y células apoptóticas), estas comparaciones se hicieron entre individuos con exposición dietaria a MeHg e individuos sin exposición dietaria a MeHg. En cuanto la correlación del daño citogenético con la ingesta de pescado, el estudio demostró una asociación significativa entre la frecuencia del daño del ADN y la ingesta de pescado (g/semana) en las poblaciones expuestas (Claudia Galeano-Páez 2017).

Estos datos son de gran interés porque brindan información importante referente al daño a nivel molecular en el material genético y celular de individuos que residen cerca a áreas de minería aurífera que tienen como principal sustento de alimentación la pesca, el MeHg se encuentra en la cadena trófica de estas poblaciones evidenciado en la ingesta de pescado, la principal preocupación sobre esta problemática surge dado a que la evidencia indica un alto riesgo en las poblaciones futuras que por herencia genética podrían ser susceptibles a desarrollar enfermedades degenerativas e incluso cáncer.

Dentro de algunas estrategias que ha decidido emprender el gobierno nacional para tratar de dar control a esta problemática, se destacan, el proyecto de Ley 1658 de 2016 por el cual se espera aprobar y ratificar el Convenio de Minamata sobre mercurio (Hg), la reciente Ley 1753 de 2015, en la que se clasifica la minería en cuatro tipos, minería de subsistencia, minería a pequeña, a mediana y a grande escala y se estipula las tasas de producción de la minería de subsistencia. Ley 1658 de 2013, por medio de la cual se establecen las disposiciones para la comercialización y el uso de mercurio en las diferentes actividades industriales del país, se fijan requisitos e incentivos para su reducción y eliminación. Así mismo, se hace necesario mencionar el Plan Estratégico Sectorial para la Eliminación del Uso del Mercurio, formulado por el Ministerio de Minas en el 2016; éste marca la ruta que debe seguirse para cumplir con la meta de la eliminación del mercurio al 2018, para lograr este objetivo se formulan cuatro ejes de trabajo; i) fortalecimiento institucional ii) gestión del conocimiento – investigación aplicada iii) Gestión para el cambio iv) educación y comunicación.

A modo de reflexión final: el enfoque de Riesgo

Realizando un análisis bajo el enfoque de riesgo, acerca de cómo se debe entender y manejar el riesgo, resulta demasiado interesante la pregunta ¿cómo tomar decisiones acerca de los riesgos desconocidos, de los que aún no se sabe nada? Las ciencias ambientales han demostrado que los riesgos deben pensarse y analizarse a largo plazo, los manejos ambientales se desarrollan para proyecciones de muchos años, pensando siempre en la necesidad de que los impactos tengan pocas repercusiones para el futuro Beck, Navarro, and Borrás (1998). Sin embargo, bajo la teoría de “la sociedad de riesgo” en realidad cada día la adquisición de nuevo conocimiento, la frontera de lo desconocido se amplía cada vez más, entonces la cuestión sería, ¿cómo planificar los riesgos futuros si los vacíos en el conocimiento son muchos?

Bajo el anterior planteamiento, sería demasiado ambiguo entrar a analizar la necesidad de generar conocimiento, sin embargo dentro del análisis de la teoría de riesgo formulada por Beck (1992), también queda clara que el riesgo debe ser analizado con base en los conocimientos generados por la ciencia y la aplicabilidad de los mismos que se refleja en

la tecnología. Es aquí donde la política entra a representar su verdadero papel, la toma de decisión de los estamentos públicos y políticos es de vital importancia.

En la actualidad la generación de conocimiento científico y los adelantos tecnológicos avanzan con mucha más rapidez, sin embargo, la aplicabilidad de estos en la toma de decisiones es casi nulo. En los parlamentos y otros estamentos del estado no se tiene prioridad por los avances científicos y tecnológicos para la toma de decisiones, que se reflejen en la aplicabilidad de políticas que ayuden a manejar un poco los riesgos para las comunidades; por el contrario y de acuerdo con lo que formula Beck, 1998, la responsabilidad de la toma de decisiones con base en los impactos y riesgos que pueden traer las actividades antropogénicas, queda relegada a la empresa privada, y esta responsabilidad se tiende a ver sesgada por los intereses económicos de cada empresa. Es precisamente este sesgo económico propio del capital privado, sumado a la falta de interés del Estado por el conocimiento actual lo que permite que el riesgo de las distintas actividades en pro del desarrollo económico e industrial no tenga en cuenta los verdaderos afectados, es decir, los ecosistemas y las poblaciones.

La teoría del riesgo y el análisis de sus actores; Estado, población, ambiente, tiene relación directa con los conflictos socioambientales. Estos conflictos se desarrollan bajo la premisa del riesgo que sufren los socioecosistemas por el mal manejo de los diferentes impactos que se generan por actividades mineras, industriales y comerciales. Para el caso de estudio, contaminación por minería de carbón y oro, demuestra que el riesgo al que se encuentran sometidas las comunidades es tan alto que el riesgo de exposición, así como el riesgo futuro por las consecuencias, ambientales, sociales y de salud a la que se enfrentarán las generaciones venideras tendrá un alto costo.

Debido a lo anterior, se hace necesario recalcar que la responsabilidad por los serios impactos que se generan por contaminación en la explotación de carbón y oro, demuestra la falencia del Estado en esta problemática, citando el principio de precaución, base de la actual legislación ambiental en Colombia, es la responsabilidad del Estado emprender acciones que promovieran la responsabilidad minera en pro de la investigación que ayudara a buscar soluciones a los impactos generados por el aprovechamiento de estos recursos. No obstante, queda claro por todo lo planteado en

este capítulo, que la precaución no es la vía para dar soluciones políticas a dicha problemática, ya que se ha sustentado con argumentos claros (investigaciones citadas y referenciadas) que existen una gran cantidad de estudios científicos que evidencian los efectos por el manejo inadecuado de los impactos generados por la explotación minera, dejando claro que la posición del estado no incluye ni siquiera la prevención de los mismos.

Como conclusión se puede definir que la explotación minera nacional y transnacional, no puede considerarse como un punto de desarrollo para el país; la locomotora minera sinónimo de desarrollo y prosperidad, no puede ser considerada como la principal fuente de auge económico, cuando ya es de conocimiento general que la extracción minera genera impactos negativos para las comunidades; generando contaminación por sustancias tóxicas y metales pesados, altos consumos de agua y energía, compite con actividades económicas, como ganadería y agricultura, poniendo en riesgo la tradicionalidad de algunos pueblos. Así mismo, el modelo pone en jaque a la democracia porque avanza sin consenso de las poblaciones generando todo tipo de conflictos sociales, divisiones en la sociedad y nuevas formas de violación de derechos humanos (Machado Aráoz, 2012).

Ahora bien, en Colombia la problemática va más allá de lo compilado anteriormente, ya que la ilegalidad de la minería es un flagelo que deja grandes consecuencias para el país, aparte de que esta acentúa los impactos sociales y ambientales ampliamente debatidos en el capítulo, genera un impacto a la economía nacional, pérdida de impuestos, arandelas y divisas que no son generadas gracias a la ilegalidad de la misma. Este último impacto si genera un gran interés para el estado y se puede decir que es uno de los principales puntos de partida para la lucha contra la minería ilegal. El enfoque de minería, como desarrollo económico para el país, debe ser abordado bajo la premisa de responsabilidad social y ambiental como principal interés de las mineras al momento de crear proyectos de explotación, bajo una estricta vigilancia de las entidades gubernamentales respaldadas a su vez por una legislación actualizada en función de las investigaciones y evidencias científicas como principal base para la toma de decisiones.

Referencias

- (UPME), U. d. P. (1995). *La Cadena del Carbón en Colombia: fuente de energía para el mundo*.
- ACGIH, A. C. o. G. I. H.-. (2005). *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) biologic exposure indices (BEI) Cincinnati*. OH: American Conference of Governmental Industrial Hygienists.
- Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments (2 ed.)*: Springer-Verlag New York.
- Amorim, M. I., Mergler, D., Bahia, M. O., Dubeau, H., Miranda, D., Lebel, J., . . . Lucotte, M. (2000). Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. *An Acad Bras Cienc*, 72(4), 497-507.
- Aneja, V. P., Isherwood, A., & Morgan, P. (2012). Characterization of particulate matter (PM10) related to surface coal mining operations in Appalachia. *Atmospheric Environment*, 54, 496-501. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.063
- ATSDR, A. f. T. S.-. (1995). *Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons*. Retrieved from
- Bach, P. B., Kelley, M. J., Tate, R. C., & McCrory, D. C. (2003). Screening for lung cancer: a review of the current literature. *Chest*, 123(1 Suppl), 72S-82S.
- Bahia, M. d. O., Corvelo, T. C., Mergler, D., Burbano, R. R., Lima, P. D., Cardoso, P., . . . Amorim, M. I. (2004). Environmental biomonitoring using cytogenetic endpoints in a population exposed to mercury in the Brazilian Amazon. *Environmental and molecular mutagenesis*, 44(4), 346-349.
- Bakir, F., Damluji, S. F., Amin-Zaki, L., Murtadha, M., Khalidi, A., al-Rawi, N. Y., Doherty, R. A. (1973). Methylmercury poisoning in Iraq. *Science*, 181(4096), 230-241.
- Barja, B., Mogo, S., Cachorro, V. E., Antuña, J. C., Estevan, R., Rodrigues, A., & de Frutos, Á. (2013). Atmospheric particulate matter levels, chemical composition and optical absorbing properties in Camagüey, Cuba. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(2), 440-453.
- Beck, U. (1992). *Risk society: Towards a new modernity (Vol. 17)*: Sage.

- Beck, U., Navarro, J., & Borrás, M. R. (1998). La sociedad del riesgo: hacia una nueva modernidad (Vol. 78): Paidós Barcelona.
- Beyersmann, D., & Hartwig, A. (2008). Carcinogenic metal compounds: recent insight into molecular and cellular mechanisms. *Arch Toxicol*, 82(8), 493-512. Doi: 10.1007/s00204-008-0313-y
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., & Weisener, C. (2003). The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on geochemistry*, 9, 612.
- Boffetta, P., Jourenkova, N., & Gustavsson, P. (1997). Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes Control*, 8(3), 444-472.
- CCME. (2010). Canadian soil quality guidelines for potentially carcinogenic and other PAHs: scientific criteria document. Retrieved from Winnipeg: CCME:
- Chadwick, M. J., Highton, N. H., & Lindman, N. (2013). *Environmental Impacts of Coal Mining & Utilization: A Complete Revision of Environmental Implications of Expanded Coal Utilization*: Elsevier Science.
- Claudia Galeano-Páez *et al* (2017). Cytogenetic damage in populations with methylmercury exposure from fish consumption of Colombian Caribbean. Artículo. Universidad del Sinú.
- Cohen, J. T., Bellinger, D. C., & Shaywitz, B. A. (2005). A quantitative analysis of prenatal methyl mercury exposure and cognitive development. *American journal of preventive medicine*, 29(4), 353-353. e324.
- Cordy, P., Veiga, M., *et al*. (2013). Characterization, mapping, and mitigation of mercury vapour emissions from artisanal mining gold shops. *Environmental Research*, 125, 82-91. doi:10.1016/j.envres.2012.10.015
- Corredor Rodríguez, C. (2013). Estado del arte sobre la presencia de mercurio en peces y su efecto en la salud.
- Council, N. R., Studies, D. E. L., Resources, B. E. S., & Wastes, C. M. P. C. (2006). *Managing Coal Combustion Residues in Mines*: National Academies Press.
- Defensoría, & Pueblo, d. (2015). La minería sin control: un enfoque desde la vulneración de los derechos Humanos. Retrieved from

- Diggs, D. L., Harris, K. L., Rekhadevi, P. V., & Ramesh, A. (2012). Tumor microsomal metabolism of the food toxicant, benzo[a]pyrene, in Apc (Min) mouse model of colon cancer. *Tumour biology: the journal of the International Society for Onco developmental Biology and Medicine*, 33(4), 1255-1260. Doi:10.1007/s13277-012-0375-6
- Ellenhorn, M. J. E., Matthew J. (1997). *Ellenhorn's medical toxicology: diagnosis and treatment of human poisoning*. Medical toxicology, 2nd ed
- Energética., U. U. d. P. n. M. (2007). *Mercado nacional e internacional del carbón colombiano*.
- EPA, U. S. E. P. A.-. (1996). Executive summary, in *Air Quality Criteria for Particulate Matter*. National Center for Environmental Assessment, Research Triangle Park, I (Publication No. EPA/600/P-95/001/aF), 1-21.
- EPA, U. S. E. P. A.-. (2017). *Volatile Organic Compounds' Impact on Indoor Air Quality*.
- Espitia-Pérez, L., Sosa, M. Q., Salcedo-Arteaga, S., León-Mejía, G., Hoyos-Giraldo, L. S., Brango, H., Henriques, J. A. P. (2016). Polymorphisms in metabolism and repair genes affects DNA damage caused by open-cast coal mining exposure. *Mutation Research/ Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 808, 38-51. Doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.mrgentox.2016.08.003
- Fenech, M., Kirsch-Volders, M., Natarajan, A. T., Surralles, J., Crott, J. W., Parry, J., Thomas, P. (2011). Molecular mechanisms of micronucleus, nucleoplasmic bridge and nuclear bud formation in mammalian and human cells. *Mutagenesis*, 26(1), 125-132. Doi:10.1093/mutage/geq052
- Finkelman, R. B., Orem, W., Castranova, V., Tatu, C. A., Belkin, H. E., Zheng, B., . . . Bates, A. L. (2002). Health impacts of coal and coal use: possible solutions. *International Journal of Coal Geology*, 50(1-4), 425-443. Doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0166-5162(02)00125-8
- Galeano-Páez, C., Espitia Pérez, P., Salcedo-Arteaga, S., Jiménez-Vidal, L., Pastor-Sierra, K., Hoyos-Giraldo, L. S., Espitia-Pérez, L. (2017).

Cytogenetic damage in populations with methylmercury exposure from fish consumption of Colombian Caribbean.

- Güiza, L., & Aristizábal, J. D. (2013). Mercury and gold mining in Colombia: a failed state. *Universitas Scientiarum*, 18(1), 33-49.
- Gunnar Ahlborg, J. (1989). Zenz, C. (ed): *Occupational Medicine — Principles and Practical Applications*. 2nd ed. Chicago; US Yearbook Medical Publishers, 1988, 1273 pp. *Scandinavian Journal of Social Medicine*, 17(1), 125-125. Doi:10.1177/140349488901700119
- Harada, M. (1995). Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical reviews in toxicology*, 25(1), 1-24.
- Hartwig, A. (2007). Kanzerogene Metallverbindungen. Aktuelle Aspekte zu Wirkungsmechanismen und Risikobewertung. *Oesterreichisches Forum Arbeitsmedizin* 01/07, 5-10.
- He, Z. L., Yang, X. E., & Stoffella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *J Trace Elem Med Biol*, 19(2-3), 125-140. Doi:10.1016/j.jtemb.2005.02.010
- Hill, G. B., & Lyon, L. B. (1962). A new chemical structure for coal. *Industrial & Engineering Chemistry*, 54(6), 36-41. doi:10.1021/ie50630a005
- Hirano, T., Kiyota, M., & Aiga, I. (1995). Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. *Environ Pollut*, 89(3), 255-261.
- Hong, Y.-S., Kim, Y.-M., & Lee, K.-E. (2012). Methylmercury exposure and health effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 45(6), 353.
- Huertas, J. I., Huertas, M. E., & Solis, D. A. (2012). Characterization of airborne particles in an open pit mining region. *Sci Total Environ*, 423, 39-46. Doi:10.1016/j.scitotenv.2012.01.065
- Jähnig, A. (2013). *Coal Deposits of Colombia*.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology*, 7(2), 60-72.
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin*, 68(1), 167-182.

- Kaonga, B., & Kgabi, N. A. (2011). Investigation into presence of atmospheric particulate matter in Marikana, mining area in Rustenburg Town, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178(1-4), 213-220.
- Li, T., Zhang, M., Lu, Z., Herman, U., Mumbengegwi, D., & Crittenden, J. (2016). Effects of Heavy Metals from Soil and Dust Source on DNA Damage of the *Leymus chinensis* Leaves in Coal-Mining Area in Northwest China. *PLoS One*, 11(12), e0166522.
- Ling, S. H., & van Eeden, S. F. (2009). Particulate matter air pollution exposure: role in the development and exacerbation of chronic obstructive pulmonary disease. *Int J Chron Obstruct Pulmon Dis*, 4, 233-243.
- López, I. C., & Ward, C. R. (2008). Composition and mode of occurrence of mineral matter in some Colombian coals. *International Journal of Coal Geology*, 73(1), 3-18. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.coal.2007.03.005>
- Machado Araújo, H. (2012). Neocolonialismo y conflictos socioambientales en América Latina: una mirada regional como contexto de la conflictividad minera en la Provincia de Catamarca. Ponce, Elsa; Machado Araújo, Horacio; Perea, Jorge (comps.). *Paisajes en Disputa...: una cartografía de la conflictividad social en la Provincia de Catamarca (2001-2004)*. Córdoba: Encuentro Grupo Editor, 27-66.
- Madejón, P., Murillo, J. M., Marañón, T., Cabrera, F., & López, R. (2002). Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcóllar mine spill (SW Spain). *Science of the total environment*, 290(1-3), 105-120. Doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01070-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01070-1)
- Marrugo, J. L., Edineldo and Benitez, Luis. (2007). Hallazgo de mercurio en peces de la Ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Rev. MVZ Cordoba* 12, 878-886.
- Mergler, D., Anderson, H. A., Chan, L. H. M., Mahaffey, K. R., Murray, M., Sakamoto, M., & Stern, A. H. (2007). Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(1), 3-11.
- MINMINAS. (2016). Eliminación del uso del mercurio: la ruta hacia un beneficio sostenible del oro. Retrieved from

- Mozaffarian, D., & Rimm, E. B. (2006). Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *Jama*, 296(15), 1885-1899.
- Naidoo, G., & Chirkoot, D. (2004). The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. *Environ Pollut*, 127(3), 359-366.
- Olivero, J., & Johnson, B. (2002). El lado gris de la minería del oro: La contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Universidad de Cartagena, Cartagena DC, Colombia.
- Olivero, J., Johnson, B., & Arguello, E. (2002). Human exposure to mercury in San Jorge river basin, Colombia (South America). *Sci Total Environ*, 289(1-3), 41-47.
- Olivero, J., Mendonza, C., & Mestre, J. (1995). Mercurio en cabello de diferentes grupos ocupacionales en una zona de minería aurífera en el Norte de Colombia. *Revista de Saúde Pública*, 29, 376-379.
- Olivero Verbel, J. (2011). Efectos de la minería en Colombia sobre la salud humana. Unidad de Planeación Minero Energética (UPME). Disponible en.
- Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Negrete-Marrugo, J. (2011). Relationship between localization of gold mining areas and hair mercury levels in people from Bolivar, North of Colombia. *Biological Trace Element Research*, 144(1-3), 118-132. Doi: 10.1007/s12011-011-9046-5
- Olsson, A. C., Fevotte, J., Fletcher, T., Cassidy, A., t Mannetje, A., Zaridze, D., Boffetta, P. (2010). Occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and lung cancer risk: a multicenter study in Europe. *Occup Environ Med*, 67(2), 98-103. doi:10.1136/oem.2009.046680
- OMS. (2017). El mercurio y la salud. WHO.
- Park, J.-D., & Zheng, W. (2012). Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 45(6), 344.
- Queiroz, P. G. M., Jacomino, V. M. F., & Menezes, M. Â. d. B. C. (2007). Composição elementar do material particulado presente no aerossol atmosférico do município de Sete Lagoas, Minas Gerais. *Química Nova*, 30, 1233-1239.

- Ramírez, A. V. (2008). Intoxicación ocupacional por mercurio. Paper presented at the Anales de la Facultad de Medicina.
- Roy, D., Gautam, S., Singh, P., Singh, G., Das, B. K., & Patra, A. K. (2016). Carbonaceous species and physicochemical characteristics of PM10 in coal mine fire area—a case study. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 9(4), 429-437. Doi: 10.1007/s11869-015-0355-2
- Ryan Brightwell, B. C., Ashish Fernandes, Katrin Ganswindt., Kuba Gogolewski, Y. L., Calvin Quek, Sebastian Rötters, Jan Rovensky, Alex Scrivener., & Vladimir Slivyak, A. S., Klara Sutlovicova, Hanna Yang. (2013). Banking on coal BanckTrack.
- Schoeny, R. (1996). Use of genetic toxicology data in U.S. EPA risk assessment: the mercury study report as an example. *Environmental health perspectives*, 104 Suppl 3, 663-673.
- Seccatore, J., Veiga, M., Origliasso, C., Marin, T., & De Tomi, G. (2014). An estimation of the artisanal small-scale production of gold in the world. *Science of the Total Environment*, 496, 662-667.
- Sharifi, M. R., Gibson, A. C., & Rundel, P. W. (1997). Surface dust impacts on gas exchange in Mojave Desert shrubs. *Journal of Applied Ecology*, 837-846.
- Silva Sieger, F. A., Diaz Silva, G. A., Ardila, G. P., & Garcia, R. G. (2012). Mercury chronic toxicity might be associated to some cases of hydrocephalus in adult humans? *Med Hypotheses*, 79(1), 13-16. Doi:10.1016/j.mehy.2012.03.022
- Srogi, K. (2007). Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 5(4), 169-195. Doi: 10.1007/s10311-007-0095-0
- Stracher, G. B., Prakash, A., & Sokol, E. V. (2010). *Coal and Peat Fires: A Global Perspective: Volume 1: Coal - Geology and Combustion: Elsevier Science.*
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metals Toxicity and the Environment. *EXS*, 101, 133-164. Doi: 10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Thomann, R. V. (1984). Physio-chemical and ecological modeling the fate of toxic substances in natural water systems. *Ecological Modelling*, 22(1-4), 145-170. Doi: 10.1016/0304-3800(84)90013-9

- UNODC, O. d. l. N. U. c. l. D. y. e. D.-. (2016). Colombia - Explotación de oro de aluvión: Evidencias a partir de percepción remota.
- Unwin, J., Cocker, J., Scobbie, E., & Chambers, H. (2006). An assessment of occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK. *Ann Occup Hyg*, 50(4), 395-403. Doi: 10.1093/annhyg/mel010
- UPME. (2014). Indicadores de la minería en Colombia.
- USEPA. (1999). Risk Assessment Forum - Cancer Risk Assessment Guidelines. <https://cfpub.epa.gov/ncea/raf/cancer.htm>
- Valavanidis, A., Fiotakis, K., & Vlachogianni, T. (2008). Airborne particulate matter and human health: toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. *J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev*, 26(4), 339-362. Doi: 10.1080/10590500802494538
- Valentim, B., Guedes, A., Flores, D., Ward, C.R., Hower, J.C., (2009). Variations in fly ash composition with sampling location: Case study from a Portuguese power plant. *Coal Combustion and Gasification Products*, 1 14 - 24. Doi:10.4177/CCGP-D-09-00017.1
- Villarejo, A. L. D. (2004). Ecotoxicología y acción toxicológica del mercurio. Paper presented at the Anales de la Real Academia Nacional de Farmacia.
- Yanagi, Y., Assunção, J. V. d., & Barrozo, L. V. (2012). The impact of atmospheric particulate matter on cancer incidence and mortality in the city of São Paulo, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 28, 1737-1748.
- Yu, M.-H., Tsunoda, H., Tsunoda, M., . (2011). *Environmental Toxicology: Biological and Health Effects of Pollutants*, Third Edition. CRC Press.
- Zakrzewski, S. F. (2002). *Environmental Toxicology*: Oxford University Press.
- Zhan-Yi, W., Jia, H., Jian-Ying, G., Cheng-Jie, W., & Ming-Jiu, W. (2016). Coal Dust Reduce the Rate of Root Growth and Photosynthesis of Five Plant Species in Inner Mongolian Grassland. *Journal of Residuals Science & Technology*.