

Caracterización de la generación y evaluación de riesgos de las pilas y baterías en desuso en la Ciudad de Cochabamba

Jorge Arrieta Patton, Marcos Luján Pérez

Departamento de Ciencias Exactas e Ingeniería, Universidad Católica Boliviana
Av. General Galindo s/n, Cochabamba, Bolivia

e-mail: lujan@ucbcba.edu.bo

Resumen

El presente estudio determinó la composición de las pilas y baterías generadas por la población de la ciudad de Cochabamba. Se clasificaron las pilas por tipos en: Zn-MnO₂, Ni-Cd, Ni-MH, Li, AgO, HgO, Ni-Ión. Las pilas que se generan en mayor proporción son las Zn-MnO₂ con un 97%, siguen las de Li 1,4%, Ni-Cd 1,2%, Ni-MH, 0,8% y otras en menor proporción. La tasa de generación es de 1,06 g hab⁻¹ día⁻¹, lo que representa 220 t al año, generadas en la ciudad de Cochabamba. El 82% de las pilas generadas son evacuadas al relleno sanitario de K'ara K'ara. El análisis y evaluación de riesgos demostró que el principal riesgo para la población es la ingesta de agua de pozo contaminada por los lixiviados generados en el relleno, en particular por el contenido de Cd en estas aguas. Para el medio ambiente, el principal riesgo es el contenido de Cd en las aguas de la quebrada Tiquirani, que recibe los lixiviados generados en el relleno, y el suelo de las parcelas regadas con aguas de la misma quebrada. Esta contaminación implica probables efectos adversos para los organismos que crecen en el agua y para la cadena trófica suelo-lombrices-aves de presa/mamíferos.

Palabras clave: generación de residuos de pilas y baterías, análisis de riesgos, bioacumulación, Cochabamba- Bolivia.

1 Introducción

Las pilas y baterías en desuso se convierten en un desecho sólido que es considerado como un residuo peligroso por su contenido en algunos metales tóxicos como el mercurio, la plata, el cadmio, y el níquel. El riesgo que representan estos materiales para la salud de la población y el medio ambiente, depende esencialmente de las cantidades y tipos de pilas y baterías que se desechan, y de la gestión que se hace de estos residuos; una gestión adecuada y eficiente puede controlar eficazmente estos

riesgos. Sin embargo, en las principales ciudades de Bolivia no se tiene un sistema de gestión de residuos peligrosos y tampoco se conoce en detalle las características de la generación de estos materiales, por ende, no se conoce el riesgo que estos materiales implican para la salud y el medio ambiente.

La ciudad de Cochabamba, Bolivia, tiene una población estimada en 586.857 habitantes (año 2004) [12]. Las pilas y baterías generadas en los desechos no son objeto de un tratamiento especial; estos residuos son dispuestos en su mayoría mediante el sistema de gestión de residuos sólidos que está a cargo de la Empresa Municipal de Saneamiento Ambiental (EMSA). Por este sistema, una buena parte de las pilas y baterías son dispuesta junto con los demás RS comunes en el relleno sanitario de K'ara K'ara. Es de suponer que parte de los desechos de pilas y baterías no son recolectados por EMSA y terminan siendo arrojados en las calles, parques, ríos y otros sitios de la ciudad.

Por la manera en que son evacuados estos desechos, existe el riesgo de que los metales tóxicos contenidos en los mismos estén siendo dispersados en el ambiente, a través de los lixiviados y gases que se generan en el relleno sanitario de K'ara K'ara, y a través de las pilas que se desechan en el medio ambiente. Algunos estudios realizados sobre el contenido de metales pesados en los lixiviados del relleno sanitario muestran la presencia Cd ($0,12 \text{ mg l}^{-1}$) y de Ni ($2,06 \text{ mg l}^{-1}$) en concentraciones que superan límites admisibles para las descargas en cuerpos de agua [24]. Para reducir este riesgo, se ha venido desarrollando una campaña de recolección de pilas y baterías con el propósito de hacer una correcta disposición de las mismas. En esta campaña, entre los años 2002 y 2004, se recogieron un promedio de 75 kg de pilas y baterías por mes. De acuerdo a estimaciones preliminares, esto representa solamente entre el 1 al 2% del total de pilas que se generan en esta ciudad; el resto de las pilas es dispuesta en los residuos sólidos domésticos, son almacenadas en los hogares o son arrojadas al ambiente.

Lamentablemente, no se tiene ningún estudio sobre la cantidad real de pilas y baterías que se genera, sobre las características de las mismas, ni sobre los riesgos que implican la actual gestión y disposición final de estos materiales para la salud de la población y para el medio ambiente. Considerando que el riesgo para la población puede ser significativo, en el presente trabajo se ha planteado como objetivo caracterizar la generación de pilas y baterías en la ciudad de Cochabamba y evaluar el riesgo que implica para la salud de la población y el medio ambiente la gestión actual de estos materiales en el relleno sanitario de K'ara K'ara.

2 Características de las pilas y baterías más comunes

Las pilas y baterías son dispositivos capaces de almacenar energía química y liberarla de acuerdo al requerimiento específico de un aparato o equipo eléctrico. La energía se genera gracias a dos semiceldas separadas donde se producen reacciones químicas, una de oxidación (ánodo) y otra de reducción (cátodo); estas reacciones generan un flujo de electrones con una cierta diferencia de potencial que depende del par ox-red utilizado. La gran ventaja de las pilas y baterías es que permiten el

almacenamiento y el transporte de la energía, lo que hace posible su uso en una gran diversidad de equipos y productos de tecnología que son cada vez más utilizados. En general las pilas se utilizan en equipos transportables, por lo que su peso y tamaño son muy importantes para las aplicaciones en las que se las requiere. Por ello, las pilas se fabrican en una gran diversidad de formas y tamaños que se adaptan a los requerimientos de energía y la disponibilidad de espacio de los equipos en que se utilizan.

Las pilas se clasifican de manera general en primarias y secundarias; las pilas primarias operan mediante una reacción irreversible, por lo que no es posible recargarlas; las pilas secundarias operan mediante una reacción reversible y por ello es posible recargarlas muchas veces. Existen varios tipos de pilas que dependen esencialmente de las reacciones ox-red en las que basan su funcionamiento. A continuación se da una breve descripción de los tipos de pilas que más se utilizan en nuestro medio y sus características en cuanto al contenido de metales pesados.

2.1 Pilas de zinc y dióxido de manganeso

Este tipo de pilas no se recarga y se tienen dos tipos: las pilas zinc-carbono (pilas secas, de corta duración) y las alcalinas (de larga duración). Es el tipo de pila más común. Se produce en grandes cantidades a nivel mundial, son en general las pilas de menor costo, por esta razón es también el tipo de pila que más se encuentra entre los desechos.

Su funcionamiento se basa en las siguientes reacciones en las celdas [16]:

a) reducción en el cátodo (+)



b) oxidación en el ánodo (-)



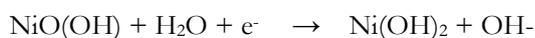
El potencial reversible de esta pila es de 1,55 V y se la utiliza en casi todos los aparatos eléctricos que funcionan con pilas. Se las fabrica en casi toda la gama de tamaños de pilas que se utilizan. En nuestro medio, estas pilas se utilizan generalmente en radios, relojes, walkmans, linternas, calculadoras, controles remotos, etc.

Estas pilas contienen un 20% de su peso en zinc y amalgama de mercurio hasta un 0,002% del peso de la pila; esta adición de mercurio se la realiza para evitar la formación de hidrógeno [7].

2.2 Pilas de níquel-cadmio

Este tipo de pila es recargable y tiene la característica de mantener su carga por largo tiempo, esto es importante para los equipos en los que el uso de la energía no es muy intensivo. En general puede soportar entre 1.000 y 2.000 ciclos de recarga. Las reacciones en las semiceldas son las siguientes:

a) reducción en el cátodo (+)



b) oxidación en el ánodo (-)



El potencial reversible de este tipo de pila es de 1,48 V. Se la utiliza esencialmente en los equipos que requieren de pilas recargables, por el uso intensivo que hacen de la energía provista por la pila; es el caso de teléfonos celulares, teléfonos móviles, cámaras de video, juguetes, computadores portátiles, y todo tipo de equipos portátiles con alto consumo de energía. Sin embargo, este tipo de pilas está siendo reemplazado por las pilas de Ni-metal hidruro, que tienen un mejor desempeño y son menos tóxicas.

En cuanto al contenido de metales, este tipo de pilas contiene esencialmente níquel (20 a 32%) y cadmio (11 a 22%), pero también contiene pequeñas cantidades de cobalto (0,5%), hierro (2%) y eventualmente bario [7].

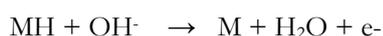
2.3 Pilas de níquel-hidruro metálico

Las pilas de níquel-hidruro metálico (Ni-MH) son pilas recargables que almacenan el doble de energía por unidad de volumen que las pilas de Ni-Cd. Por esta importante ventaja, están reemplazando rápidamente las pilas de Ni-Cd, a pesar de que soportan un menor número de ciclos de carga y recarga, entre 300-500 ciclos. Las reacciones en las semiceldas de estas pilas son las siguientes:

a) reducción en el cátodo (+)



b) oxidación en el ánodo (-)



El potencial de esta pila es de unos 1,2 V. Tiene usos similares a las pilas de Ni-Cd. Los metales que se utilizan para formar el hidruro son aleaciones metálicas que son, en general, de dos tipos: las aleaciones de Ti y Zr, conocidas como aleaciones AB₂, y aleaciones en base a La, Ce, Nd y Pr, conocidas como aleaciones AB₅. Estas pilas contienen entre el 30 a 50% de Ni y los metales de las aleaciones representan hasta un 13% de la masa total de la pila [7].

2.4 Otras pilas utilizadas

Las pilas de litio almacenan tres veces más energía que las pilas zinc-manganeso y su voltaje es mayor. En general funcionan mediante la oxidación de Li en una de las semiceldas y en la otra celda se produce una reacción de reducción que puede ser de diferentes tipos. Las reacciones de reducción en el electrodo positivo son variadas. Las más comunes son: reducción de MnO₂, reducción de polímeros orgánicos, reducción de CuO y reducción de Ag₂CrO₄. El potencial de la pila de litio dependerá de las reacciones que se tengan en las semiceldas. Por la alta densidad de carga de estas pilas se utilizan

generalmente en forma de pilas botón para cámaras fotográficas, memorias de computadora, relojes, teléfonos celulares, cámaras de video, etc.

Las pilas de óxido de mercurio funcionan por la oxidación de Zn en una semicelda y la reducción de HgO en la otra semicelda. Contiene alrededor del 30% de su peso en mercurio. Por la toxicidad de este metal, la producción y distribución de este tipo de pilas ha sido prohibida en varios países y prácticamente ya no se las encuentra en el mercado. La mayor parte de estas pilas se fabricaban como pilas botón con usos similares a las pilas de litio.

Las pilas de óxido de plata funcionan de manera similar a las pilas de óxido de mercurio, en este caso se reduce en el cátodo el Ag_2O y se oxida Zn en el ánodo. Se las fabrica en forma de pilas botón con un voltaje nominal de 1,55 V. Contienen de 0,3 a 1% de mercurio y 10 a 35% de óxido de plata.

Existen también pilas zinc-aire que funcionan mediante la reducción del oxígeno del aire en el cátodo. Estas pilas tienen sobre todo aplicaciones militares y generalmente no se las comercializa al público en general.

2.5 Contenido en metales pesados de las pilas y baterías

Como se ha visto anteriormente, las pilas y baterías regularmente utilizadas en aplicaciones domésticas y otras, contienen algunos metales pesados que son tóxicos. El contenido de estos metales, en relación a la masa total de la pila, depende del tipo de pila y el rol que juega el metal pesado en estos dispositivos. En algunos casos los metales pesados son elementos esenciales para el funcionamiento de las pilas y, en otros casos, estos metales se añaden simplemente para mejorar el desempeño de las pilas. En la tabla 1 se presenta un resumen del contenido de metales pesados tóxicos en diferentes tipos de pilas.

Tabla 1. Composición porcentual de metales presentes en los distintos tipos de pilas y baterías. Promedios estimados a partir de diferentes fuentes: [7] [10] [14] [21].

Tipo de Pila	Contenido de metal pesado						
	Hg	Cd	Ni	Zn	Co	Mn	Ag
	----- % -----						
Zn-Mn	0,0009			20,0		20,0	
Ni-Cd		16,0	26,0		1,0		
Ag_2O	0,6						25,0
Ni-MH			40,0		4,5		
Li					18,0		

3 Toxicidad de algunos metales presentes en la pilas

Algunos metales presentes en las pilas pueden tener efectos tóxicos para el ser humano y para otros organismos en el medio ambiente. Para que los efectos tóxicos se produzcan, tiene que existir una ruta de exposición al metal y una vía de ingestión hacia el organismo. Si esto no es posible, el riesgo de efectos tóxicos de los metales será pequeño. Por ello, además de analizar la toxicidad de los metales pesados, es necesario conocer y analizar las rutas de exposición, las vías de ingestión y las dosis de éstos elementos tóxicos, para poder evaluar el riesgo de intoxicación de los organismos. A continuación presentamos algunos aspectos relevantes de la toxicidad de los metales pesados presentes en las pilas y baterías.

3.1 Toxicología del cadmio

Las rutas de exposición principales del cadmio son la atmósfera, el agua, el suelo y las plantas. Las partículas de cadmio emitidas a la atmósfera, con tamaño en el intervalo de partículas respirables, son transportadas a largas distancias; pero si son partículas grandes, sedimentan [17]. El cadmio presenta una elevada movilidad con respecto a los demás metales pesados, debido a la posibilidad de formar sales e hidróxidos. Los suelos ácidos favorecen a la movilidad del cadmio; como los lixiviados de rellenos sanitarios son ácidos, esto favorece el transporte del Cd en los lixiviados [17]. Por otro lado, también las plantas absorben eficazmente el cadmio en suelos ácidos. Además, en medios reductores el cadmio precipita en los sedimentos en forma de sulfuro de cadmio [17].

Las vías principales de ingestión de cadmio son alimentos contaminados con cadmio e inhalación de polvos y humos de cadmio. La absorción es muy eficaz por vía de inhalación, especialmente cuando se tienen deficiencias dietéticas en calcio, hierro y proteínas [17].

El cadmio, una vez ingresado al cuerpo humano, llega al torrente sanguíneo y es transportado mediante proteínas plasmáticas como la albúmina y metalotioneína. El cadmio se concentra mayormente en los riñones e hígado, donde se acumula hasta el 50-70% del cadmio ingerido. El tiempo de vida del cadmio en el cuerpo humano es de alrededor de 30 años. La excreción del cadmio absorbido se da principalmente por la orina [17].

El cadmio presenta efectos tóxicos agudos y crónicos en el ser humano. Los efectos agudos más importantes se generan por la inhalación de polvo y humos de cadmio, lo cual provoca problemas en los pulmones como: neumonitis, edema pulmonar y hasta la muerte [17]. La exposición crónica a bajas concentraciones de cadmio genera obstrucciones pulmonares, degradación de túmulos renales, pérdida de funcionalidad de los riñones, hipertensión y alteraciones óseas. El cadmio interfiere en el metabolismo normal del calcio, por esta razón afecta a los huesos [17]. Otras enfermedades que causa el cadmio son esterilidad y alteraciones del sistema nervioso [15].

Los efectos pulmonares son dosis-dependientes. Pueden ir desde bronquitis crónica, fibrosis pulmonar, hasta destrucción del tejido alveolar, con la correspondiente aparición de emfisema. El cadmio es un metal clasificado como cancerígeno, porque se ha comprobado la aparición de cáncer en los pulmones en trabajadores que inhalaban dicho metal [17].

Las plantas absorben eficazmente el cadmio a partir del suelo, lo que constituye una ruta importante en la intoxicación de animales superiores. Tanto los organismos acuáticos como terrestres bioacumulan el cadmio. La bioconcentración en organismos acuáticos es elevada [17]. Los organismos de aguas saladas son menos propensos de envenenarse con cadmio que los organismos de aguas dulces [15].

Los animales que llegan a envenenarse con cadmio presentan enfermedades similares al ser humano. Animales intoxicados con cadmio pueden sufrir presión sanguínea alta, problemas en los riñones, hígado y daños en el sistema nervioso [15]. Los humanos o animales en gestación, transmiten el Cd a sus fetos y éstos, al nacer, presentan problemas de conducta y dificultades de aprendizaje [1]. Las crías de animales incorporan más fácilmente cadmio que los adultos y presentan pérdida de dureza en los huesos [1]. También existen evidencias de que el cadmio provoca cáncer en los pulmones a animales de laboratorio que han inhalado dicho metal [17].

El cadmio daña el ecosistema del suelo, a sus organismos y, en consecuencia se daña la estructura de éste. Concentraciones bajas de cadmio en el suelo provocan la muerte de los organismos más sensibles como las lombrices. Por otro lado, las concentraciones altas generan daños en el ecosistema por la muerte de microorganismos [15].

Para proteger del cadmio a la salud humana y al medio ambiente, diferentes instituciones han establecido concentraciones límite para este metal en el medio ambiente. La Organización Mundial de la Salud [20], ha establecido el límite permisible de $0,003 \text{ mg l}^{-1}$ de cadmio en el agua potable. La Comisión Nacional del Medio Ambiente de Chile [4], ha establecido los límites máximos permisibles de $0,002 \text{ mg l}^{-1}$ de descarga de cadmio hacia aguas subterráneas, $0,01 \text{ mg l}^{-1}$ para descargas hacia aguas pluviales de y $0,02 \text{ mg l}^{-1}$ para cuerpos de agua lacustres. La EPA [8], establece el límite permisible de cadmio en el suelo de 24 mg kg^{-1} considerando la ingesta diaria de vegetales contaminados con cadmio que consumen los seres humanos. Según EPA [8], para proteger a las aves de presa que dependen de la cadena trófica suelo-lombriz-ave, se ha establecido el límite permisible de $0,08 \text{ mg kg}^{-1}$ de cadmio presente en el suelo.

3.2 Toxicología del cobalto

En la naturaleza el cobalto se encuentra asociado al níquel. La mayor parte del cobalto se obtiene a partir del subproducto de la fusión de menas de níquel, cobre y plomo. El cobalto posee numerosas aplicaciones: se emplea en la fabricación de materiales magnéticos, en la industria cerámica, en catalizadores y pinturas [17].

Las principales rutas de intoxicación del cobalto en el medio ambiente son el suelo, el agua y las plantas. En el medio ambiente, el cobalto se adsorbe fuertemente a suelos y sedimentos; se adsorbe en la fracción húmica del suelo y en partículas en suspensión del agua [17].

El pH del suelo influye en la movilidad del cobalto. En medios ácidos, el cobalto es más soluble y móvil. Por el contrario, al aumentar el pH aumenta la adsorción del cobalto. Las plantas lo adsorben por sus raíces, aunque por lo general no son eficaces en la translocación de este metal a la parte aérea de la planta [17].

A pesar de que existen efectos tóxicos del cobalto, estos se producen a dosis relativamente altas por lo que se lo puede considerar un elemento de baja toxicidad; de hecho el cobalto es un nutriente esencial, que forma parte de la vitamina B12. Por ello, no se toma en cuenta al cobalto en la lista de límites permitidos para proteger el medio ambiente y la salud según varias instituciones. La OMS no señala un límite permisible para el cobalto en el agua potable, tampoco la EPA considera este metal en el suelo [8] [20].

3.3 Toxicología del manganeso

El manganeso es un elemento natural encontrado en varios tipos de rocas. Representa un elemento esencial para todos los seres vivos y se encuentra en cereales, vegetales y otros alimentos tales como el té [1]. La Administración de Alimentos y Drogas (FDA) de los Estados Unidos ha listado varios compuestos de manganeso como sustancias seguras. También los micronutrientes de manganeso son esenciales para el buen crecimiento de varias plantas [23].

Las principales rutas de exposición al manganeso son la atmósfera, agua y las plantas [1]. El manganeso en medios ácidos se convierte en soluble y puede incorporarse en los lixiviados, y llegar al agua subterránea [2]. Las principales vías de ingestión son la inhalación de partículas de manganeso y la ingestión de manganeso junto con los alimentos y el agua.

En los animales, en dosis excesivas, produce: problemas pulmonares, decremento de la presión sanguínea, temblores y fallas de coordinación. Ciertos estudios han demostrado, que, en dosis elevadas, el manganeso provoca, en las madres en gestación, mal formaciones en los fetos. Concentraciones excesivas de este metal en el suelo traen problemas en la pared celular de las hojas de las plantas [15].

Para proteger la salud humana de la exposición de manganeso, diferentes instituciones han establecido límites de protección. La OMS [20] establece el límite permitido de 0,5 mg l⁻¹ de manganeso presente en el agua potable. CONAMA [4] ha establecido el límite máximo permisible de manganeso para descargas líquidas hacia aguas pluviales de 0,3 mg l⁻¹, para cuerpos de agua lacustre de 0,5 mg l⁻¹ y para descargas hacia aguas subterráneas de 0,3 mg l⁻¹. Sin embargo, se puede decir que, en general, el Mn es un elemento de baja toxicidad.

3.4 Toxicología del zinc

El zinc es un elemento esencial para todos los seres vivos, deficiencias de este metal traen problemas a los organismos. El zinc es necesario como integrante de más de 200 enzimas, es un elemento esencial para el desarrollo y funcionamiento del sistema nervioso y, también es necesario para el metabolismo de la vitamina A [17]. El zinc compite con otros metales tales como el cobre. Dosis elevadas de zinc genera deficiencias en cobre y viceversa. El zinc interviene en el metabolismo del calcio, por ello, es esencial para la mineralización normal de los huesos [17]. Trazas de zinc son esenciales para el crecimiento adecuado de plantas (maíz, algodón, brócoli, maní y otros) [23].

Las rutas de exposición principales del zinc son la atmósfera, agua y suelo. Los compuestos de zinc emitidos a la atmósfera pueden ser transportados largas distancias, dependiendo del tamaño y densidad de la partícula. El zinc puede adherirse fuertemente a la materia orgánica, arcilla y óxidos de hierro. En medios ácidos el zinc se vuelve más soluble en agua y puede incorporarse a los lixiviados y llegar al agua subterránea. Los medios salobres también facilitan la movilidad del zinc por la competencia con cationes. En medios reductores el zinc se precipita como sulfuro de zinc el cual es muy insoluble [17].

Las principales vías de ingestión del zinc son la inhalación, el contacto dérmico y la ingestión por vía oral. La concentración del zinc en los tejidos varía en función de la afinidad de éste con los tejidos. Las principales concentraciones se encuentran en el aparato reproductor masculino, especialmente la próstata, también se encuentran en el hígado, riñón, músculo, el páncreas y la tiroides. El tiempo de vida medio del zinc en el cuerpo humano es de entre 162-500 días. La principal ruta de excreción es la biliar, seguida por la urinaria, y, en menor grado, el sudor [17].

La ingestión por vía oral de grandes cantidades de zinc es poco común, pero puede ocasionar molestias en el estómago y diarrea. No se han detectado efectos en el riñón, el hígado y la sangre por ingestión de dosis elevadas de zinc (12 g en un periodo de 2 días). La ingesta común de zinc en las sociedades occidentales es de unos 12-15 mg día⁻¹ [17]. La inhalación de grandes cantidades de zinc genera los efectos más tóxicos. La inhalación de humos de zinc en ambientes laborales provoca la “fiebre de fundidores”, el cual es el efecto más tóxico del zinc [17].

El zinc no se bioacumula en organismos terrestres (mamíferos y invertebrados), pero sí en organismos acuáticos filtrantes [17]. En medios acuáticos, el zinc se acumula en peces y se biomagnifica en la cadena trófica [15]. El zinc en forma elemental o “libre”, es tóxico para algunos organismos de agua, como peces e invertebrados en agua de superficie [23].

Estudios realizados en Japón, Canadá y Bélgica sobre el riesgo ambiental que genera los metales de zinc y manganeso, presentes en las pilas zinc/dióxido de manganeso en los rellenos sanitarios, concluyeron que la disposición de las pilas de Zn-Mn en los rellenos sanitarios es aceptable porque este elemento tiene una baja

movilidad, tiene baja toxicidad y existen fuentes naturales de Zn [23]. Menos del 0,1% del zinc dispuesto en los rellenos se eliminó en los lixiviados; por ello, no representa un riesgo para la salud humana ni para los ecosistemas [23].

Para proteger la salud humana y el medio ambiente del zinc, diferentes instituciones han establecido límites de este metal en el medio ambiente. CONAMA ha establecido el límite máximo permisible de $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de descarga de zinc hacia aguas subterráneas, para descargas hacia aguas pluviales de $5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ y para cuerpos de agua lacustre de $0,02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [4].

3.5 Toxicología del mercurio

En la actualidad, los usos más importantes del mercurio se encuentran en la industria cloro-alkalina, con el uso del cátodo de mercurio para el depósito electrolítico de sodio, la fabricación de pilas, lámparas fluorescentes, amalgama para la extracción de oro y plata, y materiales para empastes dentales [17]. Los diferentes usos del mercurio van disminuyendo debido a su toxicidad y están siendo reemplazados.

El mercurio presenta tres posibles estados de oxidación 0, +1 y +2, que corresponden respectivamente al mercurio elemental, los compuestos mercuriosos y los compuestos mercúricos. Forma compuestos orgánicos e inorgánicos. Los compuestos orgánicos se forman por transformación biológica de compuestos de mercurio y son en general volátiles y tiene mucha movilidad en diferentes medios [17].

Las rutas de exposición al mercurio son la atmósfera, el suelo y el agua. El mercurio elemental predomina en la atmósfera y el mercurio (II) en el suelo y el agua. El tiempo de vida de este gas en la atmósfera es de entre 6 días y 2 años. El mercurio puede depositarse en el suelo por deposición húmeda o seca. El mercurio elemental y los compuestos organomercuriales pueden vaporizarse y pasar nuevamente a la atmósfera. El 95% del mercurio depositado en los suelos por fuentes atmosféricas se adhiere fuertemente a él y no es capaz de lixiviarse al agua subterránea [17].

Las principales vías de exposición son la ingestión de alimentos contaminados con mercurio e inhalación de vapores o polvos de mercurio. El mercurio elemental se absorbe mal por ingestión, pero por inhalación es absorbido eficazmente. Por este medio llega al torrente sanguíneo y puede terminar en el sistema nervioso central. En los tejidos, el mercurio elemental se oxida a mercurio divalente; aproximadamente 15% del mercurio que ingresa se absorbe de esta manera. Sin embargo, el metilmercurio se absorbe muy eficazmente alcanzando tasas de absorción del 90% [17].

Los diferentes tipos de mercurio generan efectos agudos y crónicos. La inhalación aguda de altas concentraciones de mercurio elemental provoca bronquitis corrosiva, neumonitis aguda y efectos renales. La exposición crónica genera efectos en el sistema nervioso central, temblores, mal humor, pérdida de memoria, taquicardia y alucinaciones [17]. La ingestión de mercurio inorgánico en la forma divalente produce ulceración corrosiva del sistema digestivo, acompañado por hemorragias y necrosis del tubo digestivo, en dosis elevadas genera efectos renales. Los compuestos de mercurio (I)

presentan una toxicidad inferior respecto a los demás elementos de mercurio, debido a su baja solubilidad [17]. El metilmercurio es sumamente tóxico y ha causado serios casos de intoxicación ambiental [17].

El mercurio se bioacumula y se biomagnifica con mucha facilidad, en especial en forma orgánica como derivados del metil y fenilmercurio [17].

Para proteger la salud humana del mercurio, diferentes instituciones han establecido límites permisibles presentes en las rutas de dicho metal. La OMS ha establecido el límite permitido de 0,001 mg l⁻¹ de mercurio (total) en el agua potable [20]. CONAMA establece el límite permitido para descarga de mercurio hacia cuerpos de agua fluvial de 0,001 mg l⁻¹ [4]. EPA establece un límite permitido de 270 mg kg⁻¹ de mercurio en el suelo, considerando la ingesta diaria de vegetales contaminados con mercurio por parte del ser humano [8].

3.6 Toxicología del níquel

Aproximadamente la mitad del níquel que se produce anualmente se utiliza en la fabricación de distintos tipos de acero. También se emplea como catalizador y componente de distintas aleaciones. Las principales fuentes de exposición profesional, son: la extracción de este metal, su fundición, procesos de níquelado y la fabricación de pilas Níquel-Cadmio [17].

Las rutas de exposición que sigue el níquel son la atmósfera, el suelo y el agua. Las partículas de níquel emitidas a la atmósfera pueden ser transportadas largas distancias o depositadas al suelo, dependiendo del tamaño y densidad de la partícula. La solubilidad en el agua y adsorción en el suelo depende del medio en el cual se encuentre, lo mismo que de su composición [17].

La vía de ingestión más importante es la inhalación acompañada de la absorción gastrointestinal y la vía cutánea. La ingestión por inhalación, la absorción cutánea y gastrointestinal dependen de diferentes factores. El 30% del níquel inhalado pasa por el torrente sanguíneo; el grado de absorción depende del tamaño de la partícula, su solubilidad y concentración. El grado de absorción cutánea y gastrointestinal por níquel es bajo [17].

El níquel presenta efectos tanto agudos como crónicos. Los efectos agudos de la ingestión de dosis elevadas de níquel generan asfixia, convulsiones e irritación intestinal. La inhalación aguda de partículas que contienen níquel genera edema pulmonar, asma e irritación pulmonar. El contacto con níquel genera reacciones alérgicas, en especial las personas que presentan dermatitis [17].

Los compuestos de níquel están clasificados como posibles compuestos cancerígenos. La exposición a níquel puede traer cáncer en el pulmón. La inhalación de compuestos de níquel y níquel metálico generan un aumento en cáncer de pulmón y las cavidades nasales. Los compuestos más tóxicos de níquel son los solubles como sulfatos, por lo tanto son agentes cancerígenos más potentes que los menos solubles

(sulfuro y óxido). La aparición de tumores y lesiones al ADN, se deben a la oxidación de Ni^{2+} a Ni^{3+} [17].

El níquel tiene una baja bioconcentración y no presenta una tendencia a biomagnificarse en la cadena trófica. Además, los organismos acuáticos que han sido expuestos a níquel, eliminan su contenido de níquel en un medio limpio [17].

El níquel es un elemento esencial para los animales, pero dosis excesivas les trae efectos negativos. Estudios en animales han demostrado que la deficiencia de níquel en mamíferos les provoca anemia, mortalidad en los fetos y retrasos en el crecimiento [1]. Sin embargo, exceso de níquel en animales, por inhalación, genera problemas en el tracto respiratorio y/o cáncer de pulmón [6]. La ingestión por vía oral de grandes cantidades de níquel genera enfermedades en los pulmones, problemas en los riñones, hígado, disminución del peso en los fetos recién nacidos, mortalidad de fetos [1] [6] [15]. En los ecosistemas acuáticos, concentraciones elevadas de níquel pueden originar la muerte de peces, aves, y muerte o problemas en el crecimiento de plantas [6].

Para proteger a la salud humana de la exposición de níquel diferentes instituciones han establecido límites permisibles. La OMS establece el límite permitido de $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ de níquel presente en el agua potable [20]. El CONAMA establece el límite máximo permisible de descargas líquidas hacia aguas pluviales para el níquel de $0,2 \text{ mg l}^{-1}$, para cuerpos de agua lacustre $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ y para agua subterránea de $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ [4]. La EPA establece el límite permitido de 5.400 mg kg^{-1} de níquel presente en el suelo, por la ingesta diaria de vegetales contaminados con níquel efectuado por el ser humano [8].

4 Evaluación del riesgo ambiental

En términos generales, el riesgo es la probabilidad de que ocurra algo con consecuencias negativas. En el campo de la salud y la ecología, el riesgo ambiental es la probabilidad de que una población o comunidad presenten efectos adversos por exposición a un peligro [9].

La evaluación del riesgo consiste en utilizar datos y observaciones sobre los efectos nocivos que pueden generar sustancias tóxicas o situaciones peligrosas hacia el medio ambiente y la salud, y valorar el riesgo que implican. La evaluación consiste en obtener datos para determinar la dosis de exposición de un organismo a un contaminante y la respuesta que éste provocará. Los datos empíricos de dosis-respuesta se comparan con la exposición que reciben los humanos u otros organismos vivos, para tener una evaluación completa del riesgo generado en determinado ambiente contaminado [9].

La evaluación del riesgo abarca un amplio rango de disciplinas y su complejidad depende del propósito final. Puede ir desde simples evaluaciones que duren poco tiempo hasta complejas evaluaciones que duren años [9]. Los componentes principales de una evaluación de riesgos son: la identificación del peligro, la evaluación de la exposición, la evaluación de dosis-respuesta, y la caracterización del riesgo. Estos cuatro elementos se relacionan entre sí como se muestra en la figura 1.

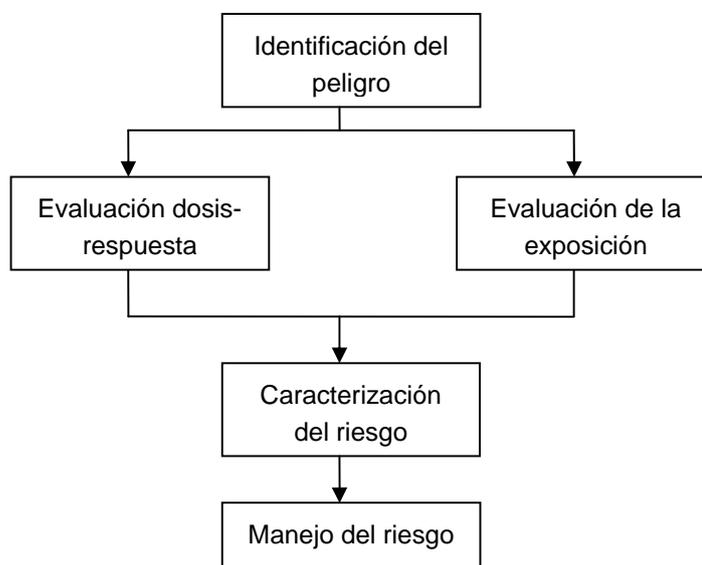


Figura 1: Esquema de los elementos de la evaluación de riesgos [9].

Dependiendo del tipo de contaminante que se esté analizando, los impactos por exposición a los mismos se pueden jerarquizar por su importancia; desde impactos ecológicos como el daño hacia los ecosistemas y el hábitat, hasta efectos hacia la salud como cáncer, afecciones al sistema nervioso y efectos adversos a la salud humana [9].

4.1 Identificación de peligros

El peligro se define como la situación que genera las condiciones para que se produzca algún daño. En cuanto al peligro de sustancias hacia al medio ambiente y la salud, el peligro se define como la posibilidad de que una sustancia o mezclas de sustancias provenientes de procesos de fabricación o vertidos, causen efectos adversos a organismos o al medio ambiente. La identificación del peligro no cuantifica los daños, pero sí realiza una descripción cualitativa revisando los datos toxicológicos de las sustancias químicas [22].

Para identificar los peligros, se deben conocer las rutas de exposición y vías de ingestión que siguen las sustancias tóxicas. Las rutas de exposición son los caminos que siguen el contaminante hasta llegar a la población afectada, estas pueden ser el aire, el agua, el suelo y los alimentos. Las vías de ingestión representan el camino que sigue la incorporación de los contaminantes en el organismo, estas pueden ser la vía oral, cutánea o respiratoria [9].

4.2 Evaluación de la exposición

El que una sustancia cause un riesgo importante, depende de dos factores: la toxicidad del compuesto y el grado de exposición de la población afectada. La exposición se define como el contacto de una sustancia tóxica con cualquier barrera del cuerpo, que generalmente son la nariz, boca, piel y heridas. La estimación de la exposición es el proceso de medir o estimar la frecuencia, magnitud, ruta y duración de la exposición [9].

Existen dos métodos para evaluar la exposición del contaminante: los directos e indirectos. Los directos evalúan la cantidad del tóxico que entró en el organismo. Los indirectos en cambio, miden la concentración del contaminante en el medio ambiente (aire, agua o suelo) y lo comparan con una dosis de exposición admisible. Para aplicar el método indirecto se deben hacer mediciones en los microambientes, donde la población realiza sus actividades [9].

La exposición está en función del tiempo y la concentración del contaminante en el ambiente; dependiendo de si la dosis es crónica o aguda, se pueden sacar promedios para la dosis de exposición. En el cálculo de la dosis para estimar la exposición se utilizan diferentes indicadores que son: la dosis diaria promedio (Average Daily Dose, ADD), la dosis diaria promedio durante el tiempo de vida (Life Average Daily Dose, LADD), la ingestión crónica diaria (CDI), tasa de ingestión (por ruta oral o respiratoria), duración de la exposición, peso corporal y tiempo del promedio [9].

El LADD es uno de los indicadores más utilizados, se calcula mediante las siguientes ecuaciones:

$$Dosis\ total = Concentración \cdot Ingestión \cdot Frecuencia \cdot Duración \quad (ec. 1a)$$

$$LADD = \frac{Dosis\ total}{Peso\ corporal \cdot tiempo\ del\ promedio\ de\ vida} \left[\frac{mg}{kg \cdot d} \right] \quad (ec. 1b)$$

4.3 Evaluación del riesgo para la salud humana

Para evaluar el riesgo de una sustancia para la salud humana, se procede de diferente manera según si esta sustancia es cancerígena o no. Las sustancias que provocan cáncer son las que alteran las células y provocan mutación. Al incrementar las dosis de este tipo de sustancias, no aumenta la severidad de la respuesta, pero sí la probabilidad de ocurrencia. Las sustancias no cancerígenas tienen mecanismos de acción que en general dependen de la dosis. Al aumentar la dosis de las sustancias no cancerígenas, aumenta la severidad de la respuesta [9].

El primer paso para evaluar el riesgo para la salud humana es la evaluación dosis-respuesta, la cual establece la relación entre la incidencia o frecuencia del efecto tóxico de una sustancia tóxica concreta entre los individuos de una población, en función de la dosis recibida o administrada [13].

Tomando como base la curva dosis-respuesta, los compuestos tóxicos se pueden dividir en dos tipos: compuestos tóxicos con umbral y compuestos tóxicos sin umbral.

En los compuestos tóxicos sin umbral, la exposición a dosis pequeñas del contaminante induce efectos adversos, pero la probabilidad de ocurrencia es baja. Por lo tanto, no se tiene un nivel de seguridad o nivel mínimo que no genere efectos adversos. A niveles de dosis muy bajas, el incremento en la respuesta es con frecuencia lineal. Estos compuestos son generalmente cancerígenos y se conocen como compuestos sin umbral de toxicidad [9].

Los compuestos tóxicos que no provocan cáncer, generan efectos adversos cuando la dosis pasa un límite de exposición o umbral. Al pasar este umbral, el incremento de la respuesta es lineal. Pero por debajo del umbral, el compuesto tóxico no es capaz de generar un efecto adverso observable [9].

Las evaluaciones de riesgo para sustancias no cancerígenas se basan en fijar umbrales para establecer niveles seguros de exposición. Para ello se define el LOAEL (lowest observable adverse effect level), que establece la dosis más baja que puede causar efectos adversos detectables. Otro parámetro es el NOAEL (no observed adverse effect level), el cual representa dosis en la cual no se detectan efectos dañinos a la salud [9].

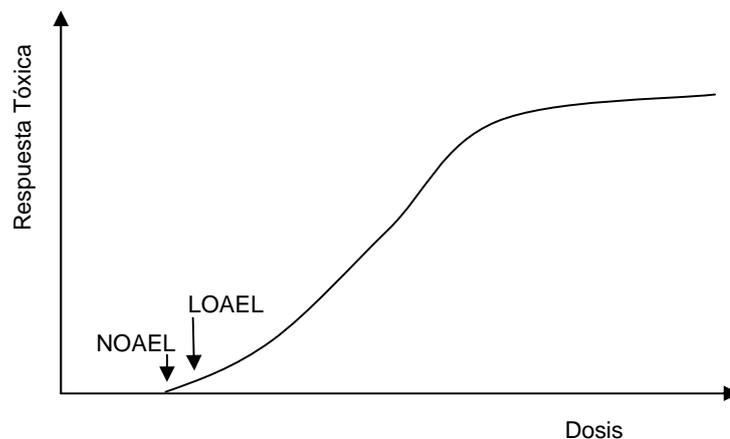


Figura 2: LOAEL y NOAEL en un diagrama dosis respuesta [9].

Para una determinada sustancia tóxica, los valores del NOAEL y LOAEL se determinan en base a ensayos de toxicidad. Partiendo de estos valores se determina la dosis de referencia (RfD) que equivale a la dosis a la que puede estar expuesto un determinado organismo (ser humano en general) sin riesgo para su salud [9].

La forma en que se calcula la dosis de referencia es la siguiente:

$$RfD \text{ o } RfC = \frac{NOAEL}{UF_H \cdot UF_s \cdot UF_L \cdot UF_c \cdot MF} \quad (\text{ec. 2})$$

Los términos en el denominador son los factores de incertidumbre (FI) que se utilizan para reducir el valor el R_{iD} , ante extrapolaciones del NOAEL que generan incertidumbre. Los valores recomendados para estos términos se detallan en la tabla 2.

Tabla 2. Factores de incertidumbre [9].

Extrapolación	Factor de incertidumbre típico
Animal a humano (UF_H)	10
Promedio a población sensible (UF_S)	10
LÓAEL a NOAEL (UF_L)	10
Subcrónico a crónico (UF_C)	10
Calidad de los datos (MF)	1-10

En el caso de las sustancias cancerígenas, el riesgo de desarrollar cáncer existe cualquiera que sea en nivel de exposición, por esta razón no se tiene un umbral de toxicidad. La evidencia de que una sustancia genera cáncer, se obtiene de estudios de toxicología, epidemiología y de mutagenicidad. Existen varios métodos desarrollados para comprobar la mutagenicidad de una sustancia, la mayor parte de ellos consiste en detectar la mutación provocada por la sustancia en algún organismo o tejido sensible, el más conocido es el test de Ames [9] [25].

La evaluación del riesgo de cáncer se basa en calcular el riesgo de cáncer debido a la exposición a un contaminante en todo el periodo de vida. Esto se traduce en un factor de riesgo que indica la probabilidad de contraer cáncer en función de la dosis de exposición [9].

4.4 La caracterización del riesgo para la salud humana

La caracterización del riesgo es la última etapa de la evaluación de riesgos, en donde se integra la información sobre la toxicidad, obtenida de la evaluación dosis-respuesta, y los datos resultantes de la exposición a la sustancia tóxica. Esta tarea permite obtener una discusión sobre el alcance del riesgo. La caracterización del riesgo para la salud humana se divide en riesgo de no cáncer y riesgo de cáncer [9].

El objetivo de caracterizar el riesgo de no cáncer es determinar si la exposición ambiental está por encima del nivel umbral o la dosis que lo representa. Se necesita conocer la exposición ambiental y el R_{iD} de una determinada sustancia para poder caracterizar este tipo de riesgo. Un método frecuentemente utilizado para caracterizar el riesgo es a través del cociente de peligrosidad (C.P.), que se calcula dividiendo el nivel/dosis de exposición entre el R_{iD} [9].

$$\text{Coeficiente de peligrosidad; C.P.} = \frac{\text{Exposición}}{R_f D} \quad (\text{ec. 3})$$

Un valor de C.P. menor a 1 indica que el riesgo es aceptable, un valor de C.P. entre 1 y 10 indica que los efectos adversos son posibles, y un valor de C.P. mayor a 10 indica que los efectos adversos son probables. En concreto si C.P. es mayor a 10 se tiene que tomar en consideración el riesgo de intoxicación del organismo por la sustancia en cuestión [9].

El potencial cancerígeno de una sustancia se mide estableciendo la probabilidad de que un individuo expuesto a dicha sustancia adquiera cáncer, en algún momento de su vida. El potencial cancerígeno, se encuentra por el producto entre el LADD y el factor de pendiente o factor de riesgo de la sustancia considerada. El factor de pendiente es la pendiente de la curva de dosis-respuesta a exposiciones muy bajas o niveles ambientales significativos, sus unidades son $(\text{mg kg}^{-1}\text{d}^{-1})^{-1}$ [9] [13]. El factor de pendiente para muchas sustancias se lo puede encontrar en la base de datos de IRIS (Sistema Integrado de Información de Riesgo) de la EPA, donde se tiene el factor de pendiente por unidad de exposición para las rutas de exposición oral y de inhalación, así como la clasificación de estos compuestos [8]. A partir de estos valores se puede calcular el riesgo de cáncer en el tiempo de vida mediante la siguiente ecuación.

$$\text{Riesgo de cáncer en el tiempo de vida} = \text{LADD} \cdot \text{Factor de riesgo} \quad (\text{ec. 4})$$

5 Evaluación del riesgo al medio ambiente o riesgo ecológico

La evaluación del riesgo ambiental (ERA) o ecológico (ERE), consiste en determinar la naturaleza y probabilidad de que las actividades humanas ocasionen efectos adversos a las plantas, animales y ambiente. El daño al medio ambiente, considera los efectos sobre el propio ser humano [9]. Según EPA, la ERA se divide en los siguientes pasos [8]:

- Definición del problema
- Análisis, que comprende la caracterización de la exposición y de los efectos ecológicos
- Caracterización del riesgo

5.1 Análisis y caracterización de la exposición y riesgos ecotoxicológicos

Este tema trata de encontrar la relación entre: los factores causantes de la contaminación, los efectos en el ecosistema, y las características del ecosistema en riesgo. Describe el entorno natural afectado y selecciona indicadores. Finalmente evalúa las rutas de exposición a las sustancias químicas [9].

El empleo de indicadores difiere de las pruebas toxicológicas de laboratorio, y son los organismos en su medio natural quienes muestran los indicadores de respuesta

medioambiental. Los indicadores proporcionan índices sensibles a la exposición de sustancias tóxicas [13].

Los indicadores seleccionados deben ser propios del ecosistema y tienen que estar relacionados con las condiciones ambientales. También tienen que cumplir un rol fundamental en el ecosistema en cuanto a ciclo de nutrientes y en la cadena trófica [13]. Los organismos indicadores generalmente son los productores primarios, descomponedores y consumidores.

El análisis de fluidos corporales o tejidos puede mostrar, en términos celulares o intracelulares, la magnitud relativa de la exposición química o la respuesta del organismo. Es sencillo caracterizar la bioacumulación en tejidos, frente a la exposición a sustancias bioacumulables, por medio de análisis químicos.

Para esto se utiliza el factor de bioconcentración (FBC), que mide la relación entre la concentración química de una sustancia en un organismo y la concentración de la misma en el medio de exposición; habitualmente en el agua, pero puede ser también el aire o el suelo [13]. Las siguientes ecuaciones relacionan el FBC con la concentración de una sustancia en el organismo C_{org} , en $[mg\ kg^{-1}]$ y la concentración en el medio C_w , en $[mg\ l^{-1}\ \text{ó}\ mg\ kg^{-1}]$

$$C_{org} = FBC \cdot C_w \quad \text{ó} \quad FBC = \frac{C_{org}}{C_w} \quad (\text{ec. 5})$$

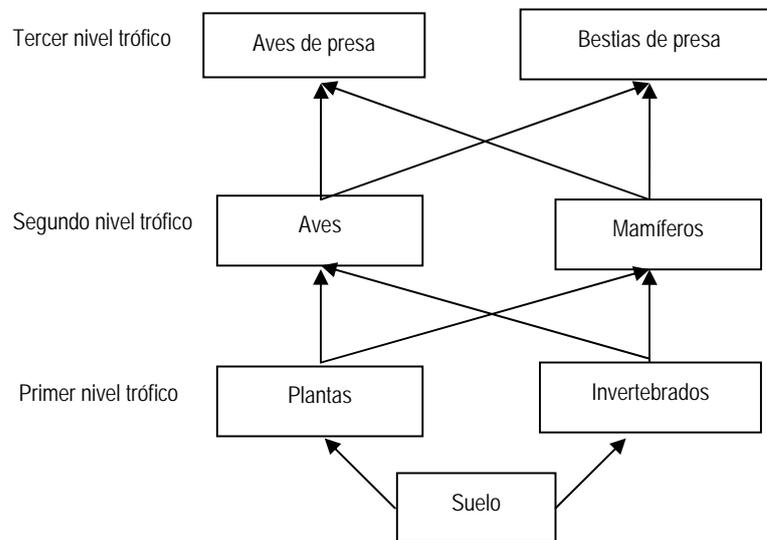


Figura 3: Esquema de la cadena trófica terrestre, usada para modelar la bioacumulación. Fuente [5].

Una sustancia química bioacumulada y/o bioconcentrada puede aumentar su nivel de concentración en los tejidos, a medida que se traslada por los diversos niveles

tróficos de la cadena alimentaria o trófica, proceso conocido como bioamplificación [13]. Existen 4 principales rutas, que van desde el suelo hasta las aves o bestias de presa (suelo-planta-ave, suelo-invertebrado-ave, suelo-planta-mamífero y suelo-invertebrado-mamífero); la figura 3 ilustra estas rutas.

Para que una sustancia cause riesgo, los organismos u otra parte del ecosistema deben estar en contacto con el agente o sustancia tóxica. El término de exposición abarca desde la introducción del agente o sustancia tóxica, hasta que interactúe con los componentes del ecosistema. El análisis de la exposición mide las concentraciones del agente o sustancia tóxica en el medio ambiente y realiza un balance de masas [9].

5.2 Análisis y caracterización de le exposición y riesgos ecotoxicológicos

Para caracterizar el riesgo ecotoxicológico se puede utilizar un modelo empírico, el cual consiste en comparar la exposición ambiental que sufre un organismo ante un agente o sustancia tóxica con un valor de concentración toxicológicamente efectiva para esa sustancia. Para ello se define un indicador denominado coeficiente de peligro (Q), que es el cociente de la concentración estimada o medida de una exposición ambiental (CAE) por la concentración toxicológicamente efectiva (CTE) [9].

$$Q = \frac{CAE}{CTE} \quad (\text{ec. 6})$$

La interpretación de este indicador se la siguiente [9]:

$Q < 0,1$ = Efectos no adversos

$Q > 10$ = Probables efectos adversos

$0,1 < Q < 10$ = Posibles efectos adversos

Este método es muy útil para evaluar el riesgo ambiental, pero no lo determina cuantitativamente en términos de probabilidad.

6 Metodología

6.1 Caracterización de la generación de pilas y baterías

Para caracterizar la composición de la generación de pilas por tipo se utilizaron dos enfoques diferentes. Por una parte, se aprovechó la recolección de pilas y baterías que se ha venido realizando desde el año 2002, para seleccionar una muestra sobre la cual se efectuó una caracterización física directa de la composición en masa de los diferentes tipos de baterías. Por otra parte, se realizaron encuestas a estudiantes de colegio que fueron previamente capacitados para que identifiquen el tipo, cantidad y frecuencia de recambio de pilas y baterías que usan y generan como residuos en sus hogares.

Para la caracterización física directa, se tomó una muestra de aproximadamente 230 kg de pilas recolectadas entre el 10 de julio del 2002 y el 15 de enero del 2004. Esta

muestra se redujo por cuarteo hasta tener una muestra de 67 kg que luego se separó en las pilas de los siguientes tipos:

1. Pilas Zn-MnO₂
3. Pilas de Ni-Cd
4. Pilas de Ni-MH
5. Pilas de Litio
6. Pilas de óxido de plata

A partir de las encuestas se pudo también hacer una estimación de la composición de la generación de pilas y baterías, clasificándolas en los mismos tipos mencionados anteriormente.

6.2 Determinación de la tasa de generación y del tipo de pilas utilizadas en Cercado mediante encuesta

Para determinar la tasa de generación en Cercado, se utilizaron encuestas que permitían calcular la cantidad de pilas desechadas por familia en un determinado periodo de tiempo. Para aplicar las encuestas, se determinó el tamaño de una muestra estadísticamente representativa utilizando la fórmula sugerida por Weires [26]:

$$n = \frac{z^2 \sigma^2 N}{E^2 N + z^2 \sigma^2} \quad (\text{ec. 7})$$

Donde, N es el tamaño de la muestra (122.257 familias en el Cercado); σ es la desviación estándar poblacional, estimada en 0,335 g hab⁻¹ día⁻¹ a partir de un muestreo preliminar; z es el número de unidades de desviación estándar en la distribución normal para un nivel de confianza de 95%, se tiene un valor de 1,96 y; E error de muestreo estimado en un 10 %. Con estos valores se obtuvo un tamaño de muestra de 383 familias.

Se aplicó la encuesta a 383 estudiantes de colegio del ciclo medio entre el 20 de octubre al 2 de noviembre del 2004. Participaron 4 colegios particulares y 2 fiscales; los particulares fueron los colegios Alemán Santa María, La Salle, Pedro Poveda y Meriknoll; los fiscales: Nuestra Señora del Pilar y el Instituto Americano Vecinal. A los colegios particulares se les hizo llenar sus encuestas en casa y a los fiscales en la misma clase. Para que los estudiantes realicen un buen llenado de las encuestas se realizó una capacitación específica sobre los objetivos del trabajo, el formulario de la encuesta y cómo llenarlo.

6.3 Evaluación del peligro de las pilas y baterías

Para identificar los peligros asociados a los desechos de pilas y baterías dispuestas en el relleno sanitario de K'ara K'ara, se analizaron in situ las características de la producción de lixiviados y el recorrido de los mismos desde los puntos de emisión hasta su vertido en los cuerpos de agua más cercanos. Se consideraron quebradas que reciben

lixiviados, aguas subterráneas, el entorno natural y las actividades de la población vecina del relleno. Se realizaron entrevistas a pobladores que viven cerca del relleno sanitario y una al secretario de relaciones de la OTB de la zona.

La quebrada Tiquirani atraviesa el terreno del relleno sanitario de K'ara K'ara y está directamente afectada por las emisiones de lixiviado del relleno. El caudal de la quebrada se midió en una caída de aproximadamente 50 cm, ubicada aproximadamente a 100 m al oeste del relleno antiguo. Se recolectó el flujo de la quebrada Tiquirani con un tubo de PVC de 4 pulgadas, llenado en un balde de 20 l y se tomó el tiempo de llenado. De la misma manera se midió el caudal de la piscina de lixiviados.

Se colectaron dos muestras de agua contaminada, una de la piscina de lixiviados y la otra de la quebrada Tiquirani. Antes de llenar las muestras en los recipientes se enjuagó tres veces los recipientes con el agua contaminada con lixiviado. Estas muestras fueron analizadas por absorción atómica para la determinación de los metales de cadmio y níquel que están presentes en las pilas. También se tomaron muestras del pozo de agua que es utilizado por los pobladores de la zona como fuente de agua potable, para analizar el contenido de algunos metales pesados.

Se tomó una muestra de suelo en una parcela de cebollas la cual es regada por la quebrada Tiquirani y se analizó por absorción atómica el contenido de cadmio y níquel.

7 Resultados y Discusión

7.1 Caracterización de la generación

Como se mencionó anteriormente, la composición de los residuos de pilas y baterías generados se determinó de dos maneras complementarias. Una a partir de muestras físicas tomadas de la colecta selectiva de pilas y baterías y otra a partir de las encuestas aplicadas a colegios repartidos en toda la ciudad. Se tomó una muestra física de 67,35 kg y se aplicaron 352 encuestas. En algunas encuestas, no más de 35, se corrigieron algunas respuestas que no eran plausibles. La muestra física es representativa de la recolección selectiva efectuada durante los años 2002 y 2003, la encuesta se aplicó a fines del año 2004. Los resultados de esta determinación se encuentran en la tabla 3

Como se puede observar en la tabla 3, una fuerte proporción de los desechos de pilas y baterías está compuesto de pilas Zn-MnO₂, más del 96% de lo generado. La presencia de baterías Ni-Cd y Ni-MH es también importante, llegando a un 2% de los residuos de pilas generados. La proporción de pilas en base a óxido de plata es muy pequeña y, prácticamente, no se generan pilas en base a HgO; esto debido a que este tipo de pilas ya no se produce comercialmente. Esta composición es muy similar a la que se tiene en España en cuanto a la proporción de pilas de Zn-MnO₂. La aparición de nuevos productos tecnológicos que utilizan baterías recargables del tipo Ni-Cd o Ni-MH, está aumentando la proporción de este tipo de pilas en los residuos generados.

La tasa de generación de pilas se calculó en base a las encuestas realizadas. No fue posible utilizar otro método, como el análisis de la venta de pilas y baterías en Bolivia,

porque los altos índices de contrabando y comercio informal que tiene nuestro país no permiten tener datos estadísticos confiables a este respecto.

Partiendo de las 352 encuestas realizadas que involucran un total de 1.847 personas, se pudo estimar que esta población genera 713,03 kg de pilas al año. Con estos valores podemos estimar que la tasa de generación de pilas per cápita en la ciudad de Cochabamba es de 1,06 ($\pm 0,11$) g hab⁻¹ día⁻¹. Con este valor y la población estimada para la ciudad de Cochabamba en el año 2004 (569.277 habitantes [12]) podemos estimar que la cantidad de residuos de pilas y baterías que se generan en la ciudad de Cochabamba es de 220,3 ton/año, para el año 2004.

Tabla 3. Composición de la generación de pilas y baterías en la ciudad de Cochabamba, comparada con la composición de la generación en EEUU y España.

Tipo de pila	Composición en Cercado ¹ (≈2002-2003)	Composición en Cercado ² (2004)	Composición en Estados Unidos ³ (1992)	Composición en España ⁴ (2003)
	----- % -----			
Zn-MnO ₂	97,55	96,54	83,2	94,19
Zn-aire	0	0	3,4	3,3
Ni-Cd	1,56	0,97	9,4	1,97
Ni-MH	0,55	0,87	0	n.d.
Litio	0,63	1,44	0,2	n.d.
AgO	0,23	0,12	2,6	n.d.
HgO	0	0	1,2	n.d.
Ni-Ion	0	0,005	0	n.d.
Botón	n.d.	n.d.	n.d.	0,28

Fuente: ¹Elaboración propia, análisis de muestra física; ²Elaboración propia, en base a encuesta; ³Fishbein, 2004; ⁴ en base a Ecopilas, 2003.

La tabla 4 muestra las tasas de generación de algunos países comparados con el valor obtenido para Cochabamba.

Tabla 4. Comparación de la tasa de generación de pilas en Cercado con Estados Unidos, Argentina y España.

País o región	Tasa de Generación
	----- g hab ⁻¹ día ⁻¹ -----
Cercado, Cochabamba ¹	1,06

Estados Unidos ²	1,42
Argentina ³	0,34
España ⁴	0,55

Fuente: ¹Elaboración propia, ² Fishbein, 2004; ³ INDEC, citado por Papale, 1997; ⁴ ECOPII, s.f.

Es interesante notar que la tasa de generación de pilas y baterías en la ciudad de Cochabamba es similar a las tasas de generación de países desarrollados. Es una clara muestra de que la generación de residuos sólidos en los centros urbanos de Bolivia, puede ser muy similar a la generación de residuos sólidos de países desarrollados.

La encuesta también permitió determinar de qué manera la población se deshace de las pilas y baterías en desuso. En general la población utiliza cuatro alternativas de disposición de las pilas por parte de la población: botarlas al basurero, esta fracción es luego recogida por el sistema de recolección del municipio; esparcirlas en el medio ambiente; depositarlas en contenedores especiales y, almacenarlas en sus propios domicilios. En la figura 4 se tiene la frecuencia con que la población utiliza estas opciones.

Como se puede observar en la figura 4, la mayor parte de las pilas generadas (81,6%) termina siendo botada al basurero y finalmente vertida en el relleno sanitario de K'ara K'ara. Sólo un 5% de las pilas y baterías es dispuesto en contenedores especiales de recolección. Una parte significativa de estos residuos es dispuesta al medio ambiente, sin ningún control sobre el sitio o destino de estas pilas desechadas.

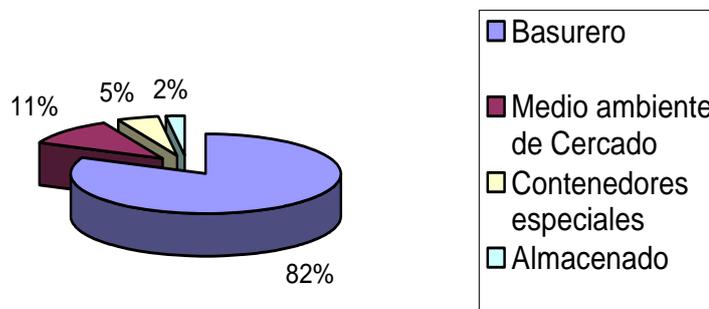


Figura 4: Destino de la pilas y baterías en desuso en la ciudad de Cochabamba

7.2 Análisis de la cantidad de metales pesados vertidos junto con las pilas

Partiendo de la tasa de generación per cápita y de la población de la ciudad de Cochabamba, es posible estimar la cantidad de residuos de pilas y baterías generadas en Cochabamba y, considerando que el 82% de lo generado termina siendo evacuado al relleno de K'ara K'ara, es también posible estimar la cantidad de estos residuos que

termina en este relleno. La tabla 5 muestra el detalle de estas estimaciones para el año 2004.

Tabla 5. Cantidad de residuos de pilas y baterías generados y evacuados al relleno sanitario de K'ara K'ara en la ciudad de Cochabamba, por tipo.

Tipo de Pila	Cantidad Generada	Cantidad Evacuada al Relleno de K'ara K'ara
	--- t año ⁻¹ ---	--- t año ⁻¹ ---
Zn-MnO ₂	212,7	174,4
Li	3,17	2,60
Ni-Cd	2,14	1,75
Ni-MH	1,92	1,57
Ag ₂ O	0,26	0,21
Ni-Ión	0,01	0,008
Total	220,3	180,6

Partiendo de las cantidades estimadas en la tabla 5 y el contenido de metales pesados promedio detallado en la tabla 1, se puede también estimar la cantidad de los principales metales tóxicos que llegan al relleno de K'ara K'ara junto con los residuos de pilas y baterías. En la tabla 6 se tiene el detalle de la cantidad de metales pesados generados junto con las pilas y baterías y la cantidad de metales pesados que llegan hasta el relleno de K'ara K'ara, considerando que un 81,6% de los residuos de pilas y baterías son evacuados hacia este relleno.

Tabla 6. Cantidad de metales pesados generados junto con las pilas y baterías y cantidades que son evacuadas al relleno de K'ara K'ara.

Metal Pesado	Tipo de Pila					Total generado	Evacuado a K'ara K'ara
	ZnMnO ₂	Ni-Cd	AgO	NiMH	Litio		
	----- kg año ⁻¹ -----						
Hg	1,91		1,58			3,48	2,84
Cd		342,4				342,42	279,41
Ni		556,4		764,57		1.321,01	1.077,94
Zn	42.468,4					42.468,4	34.654,21
Co		21,40		85,96	591,9	699,33	570,65
Mn	42.468,4					42.468,4	34.654,21
Ag			66,05			66,05	83,90

Se puede apreciar que la mayor cantidad de metales arrojados al relleno sanitario de K'ara K'ara son el zinc y el manganeso, seguidos del níquel, cobalto y el cadmio. Por el contrario, la plata y, en especial, el mercurio representan una cantidad muy pequeña. La cantidad de $2,84 \text{ kg}\cdot\text{año}^{-1}$ de mercurio, demuestra la tendencia a que desaparezca el contenido de este metal en las pilas. Aunque el zinc y el manganeso sean los metales que presentan la mayor cantidad arrojada al relleno, éstos, debido a su baja toxicidad, no presentan un riesgo significativo para la salud y el medio ambiente, como lo demuestran diferentes estudios realizados en Bélgica, Japón y Canadá, que estos metales presente en los rellenos sanitarios [23]. Por el contrario, el Ni, el Co y el Cd, a pesar de que se encuentran en menor cantidad en los desechos de pilas, pueden presentar un riesgo significativo debido a su elevada toxicidad. Por ello, estos metales fueron considerados en la identificación y análisis de peligros para la salud y el medio ambiente.

7.3 Identificación de peligros para la salud y el medio ambiente

La identificación de los peligros de los metales pesados presentes en las pilas se realizó en el relleno sanitario de K'ara K'ara y sus entornos, porque es en este relleno que se concentran la mayor proporción de las pilas y baterías desechadas.

La principal ruta de exposición se debe a los lixiviados de K'ara K'ara que arrastran los metales pesados de las pilas hacia la quebrada Tiquirani, el agua subterránea y el suelo regado con aguas de la quebrada.

A 100 m al oeste del relleno antiguo de K'ara K'ara, los lixiviados emergen en la superficie del suelo y se escurren superficialmente llegando a la quebrada Tiquirani, la cual desemboca al río Sulti o Tamborada. Aproximadamente a 1,5 km aguas abajo de la quebrada, hacia el norte de K'ara K'ara, se encuentran pequeñas parcelas de terreno en las que se cultiva cebollas y otras verduras, las cuales son regadas con el agua, contaminada por lixiviados, proveniente de la quebrada Tiquirani.

Otra ruta de exposición a los metales pesados es la infiltración de los lixiviados hacia aguas del subsuelo que llegan hasta los pozos de la zona. Según el secretario de relaciones de la comunidad de K'ara K'ara, Zenón Vidal, existen aproximadamente unos 10 pozos someros y de baja profundidad, de donde aproximadamente 80 personas consumen agua. Según los propietarios de dos pozos visitados, en época de estiaje y de invierno el agua de sus pozos presenta una coloración negra producto de la contaminación por lixiviados. Estos pozos visitados están, uno a aproximadamente 1,3 km al norte del relleno, y el otro a 1,5 km al nor-oeste del relleno sanitario; el resto de los pozos están ubicados aproximadamente a 4 km al norte del relleno, cerca del río Tamborada. La figura 5 muestra un esquema simplificado del entorno ambiental del relleno y la posición relativa de los elementos descritos.

Las principales vías de ingestión por las que está expuesta la población de los alrededores de K'ara K'ara son: la ingestión de cebollas y otros productos agrícola de los cultivos de la zona que posiblemente acumulen metales pesados de las pilas y la ingestión de agua de pozo.

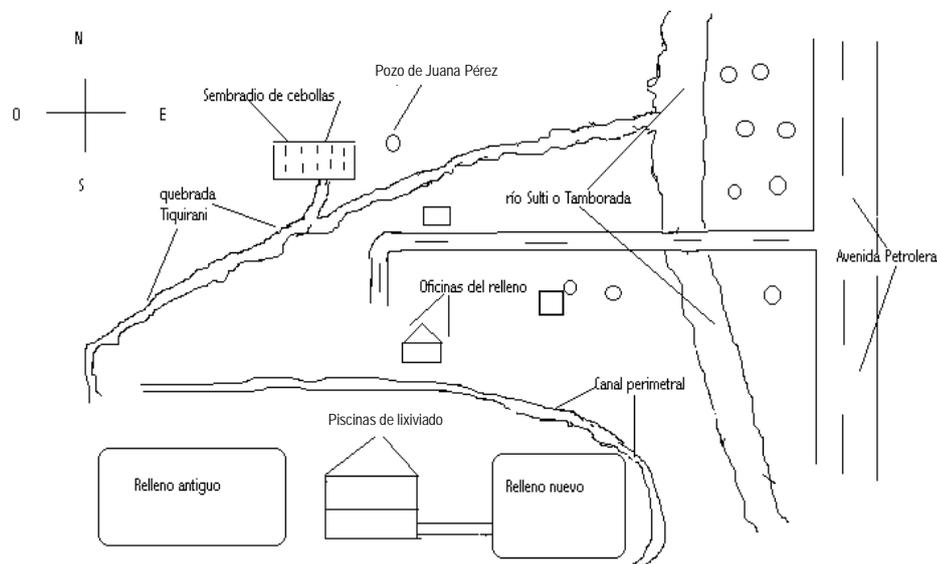


Figura 5: Esquema del entorno ambiental del relleno sanitario de K'ara K'ara.

Las principales rutas que siguen los metales pesados de las pilas en los lixiviados son la quebrada Tiquirani, el suelo regado por esta quebrada y el agua subterránea. Posiblemente los animales silvestres y domésticos beban el agua de la quebrada Tiquirani que está contaminada por los lixiviados. Los invertebrados y plantas presentes en este suelo pueden bioacumular los metales pesados que son arrastrados por las aguas contaminadas. Como estos organismos son a su vez alimento de otros organismos superiores, existe el riesgo de bioacumulación de estos metales en la cadena trófica suelo-lombrices-aves/mamíferos que afectaría a animales domésticos y silvestres de la zona.

8 Evaluación de riesgos debido a los metales pesados de las pilas

Tomando en cuenta la toxicidad de los metales y las cantidades que ingresan al relleno, se puede intuir que los metales que representan mayor riesgo son el Cd y el Ni. Los demás metales presentes en las pilas: o están en muy pequeña cantidad, o su toxicidad no es relevante como para que represente un riesgo significativo para la salud de la población o el medio ambiente. Para evaluar los riesgos que representan estos metales pesados de las pilas y baterías dispuestas en el relleno de K'ara K'ara, se estimó la carga contaminante que es emitida a través de los lixiviados y se midieron las concentraciones de los mismos en las aguas de la quebrada Tiquirani, que recibe estos lixiviados, y en los pozos de la zona al norte del relleno.

El caudal de lixiviados que es efectivamente recolectado por el sistema de drenaje de lixiviados es de unos 46,2 l min⁻¹, en la época de lluvias; esta es la época en que se genera más lixiviado en el relleno de K'ara K'ara. El caudal de la quebrada Tiquirani es muy variable a lo largo del año, se midió este caudal en la época de estiaje, momento en que se espera tener la mayor concentración de metales pesados en esta agua; el caudal medido fue de 3,18 l min⁻¹. La concentración de Cd y Ni en muestras de lixiviados y en aguas de la quebrada de Tiquirani fue analizada por espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados se detallan en la tabla 7. Partiendo de estas concentraciones, de los flujos de los lixiviados y del caudal de la quebrada, se estimaron las emisiones de estos metales hacia las piscinas de lixiviados y hacia las aguas del río Tamborada respectivamente; los valores se detallan en la tabla 7. Estos valores muestran que sólo el 1,4% del Cd emitido en los lixiviados llega a las aguas de la quebrada; esta proporción es del 1,1% en el caso del Ni. Esto implica que gran parte de las emisiones de los lixiviados es retenido en el sistema de tratamiento que tiene el relleno sanitario de K'ara K'ara. Obviamente parte de los lixiviados no es captado por el sistema de drenaje, esta fracción se infiltra en el suelo para eventualmente terminar contaminando las aguas subterráneas.

Tabla 7. Concentración de Cd y Ni en los lixiviados del relleno de K'ara K'ara y en las aguas de la quebrada Tiquirani.

Medio	[Cd]	[Ni]	Caudal	Emisiones de Cd	Emisiones de Ni
	----- mg l ⁻¹ -----		-l min ⁻¹ -	----- kg año ⁻¹ -----	
lixiviados	0,175	0,969	46,2	4,25	23,5
quebrada Tiquirani	0,035	0,313	3,18	0,058	0,25

Por otra parte, la cantidad de Cd y el Ni que se emite en los lixiviados representan, a lo sumo, el 1,7% (para el Cd) y el 2,4% (para el Ni) de las cantidades de Cd y Ni que ingresan por año al vertedero debido a las pilas que son vertida en el mismo. Esto implica que la mayor fracción de estos metales es retenida en el vertedero, o eventualmente se infiltra en el subsuelo, y no llega a ser emitido al ambiente a través de los lixiviados.

8.1 Evaluación de riesgos para la salud

La población que corre más riesgo de intoxicación por el Cd y el Ni presente en las pilas es la población que vive en el entorno del relleno sanitario y que consume agua de pozo y productos agrícolas de cultivos regados con las aguas de la quebrada Tiquirani.

Considerando las rutas de exposición posibles, se hizo una estimación de la dosis diaria promedio que ingeriría una persona que habite la zona. La principal vía de ingestión es la vía oral por el consumo de cebollas y de agua de los pozos de la zona. Considerando estas dos vías, se puede estimar la dosis diaria ingerida utilizando las siguientes ecuaciones:

$$\text{Ingesta diaria} = [M]_{\text{cebolla}} \cdot (\text{consumo de cebolla}) + [M]_{\text{agua}} \cdot (\text{consumo de agua}) \quad (\text{ec. 8})$$

Donde [M] es la concentración del metal en la cebolla o el agua. Para determinar la concentración del metal en el agua se hicieron análisis de muestras de agua de pozo, por espectrofotometría de absorción atómica. Para estimar la concentración del metal en la cebolla, se partió de un análisis de la concentración del metal en el suelo. A partir de esta concentración es posible estimar la concentración del metal en la cebolla considerando un factor de bioconcentración (FBC). Según LaGrega *et al.* (1996) Es posible estimar la concentración de un metal ecuación es la siguiente:

$$[M]_{\text{cebolla}} = \text{FBC} [M]_{\text{suelo}} \quad (\text{ec. 9})$$

La ingesta diaria promedio de cebolla se obtuvo a partir de datos de la literatura y es de 3,5 g de cebolla seca al día. El consumo diario promedio de agua para un adulto es de 2 litros de acuerdo a datos publicados por la OMS y otras organizaciones [8], [20].

Los valores de los FBC que se utilizaron son los valores medios recomendados por la EPA en este tipo de cultivos [8]. Es necesario hacer notar que estos valores pueden variar de un factor 100 entre una situación a otra, en función de la planta y el tipo de suelo; sin embargo, es una de las pocas opciones posibles para estimar este valor si no se tiene acceso a los productos agrícolas para ser analizados, como fue nuestro caso.

Con estas estimaciones es posible calcular el LADD y el coeficiente de peligro de para estos metales utilizando las ecuaciones 1 a 3 mencionadas más arriba.

En la tabla 8 se presenta un resumen de los resultados obtenidos para el Ni y el Cd en cuanto al riesgo que representan para la salud de la población.

Tabla 8. Estimación del LADD de Cd y Ni para la población aledaña al relleno sanitario de K'ara K'ara.

Metal	[M] _{suelo}	[M] _{agua}	FBC	[M] _{cebolla}	Ingesta por Agua	Ingesta por Cebolla	LADD
	-- mg kg ⁻¹ --	-- mg l ⁻¹ --		--- mg kg _{cebolla} ⁻¹ ---	----- mg día ⁻¹ -----		--- mg día ⁻¹ kg ⁻¹ ---
Cd	0,28	0,009	0,064	0,018	0,018	6,3 10 ⁻⁵	2,6 10 ⁻⁴
Ni	1,23	n.d.	0,008	0,0098	n.d.	3,4 10 ⁻⁵	4,9 10 ⁻⁷

Lamentablemente no se pudo hacer el análisis del contenido de Ni en el agua de pozo, por ello no fue posible estimar la ingesta diaria de Ni por el agua de pozo consumida. Es importante hacer notar que la ingesta diaria promedio de Cd depende esencialmente de la cantidad de agua de pozo consumida, la ingesta de Cd relacionada con el consumo diario de cebolla es relativamente pequeña.

A partir de estos valores de LADD, se puede evaluar el riesgo comparando este valor por las dosis de referencia respectivas y calculando el coeficiente de peligrosidad

mediante la ecuación 3. En la siguiente tabla se detallan los valores utilizados y los resultados obtenidos.

Tabla 9. Coeficientes de peligrosidad (C.P.) para la población aledaña al relleno sanitario de K'ara K'ara

Metal	LADD	RfD	C.P.
	----- $mg\ día^{-1}\ kg^{-1}$ -----		
Cd	$2,6\ 10^{-4}$	$1,0\ 10^{-3}$	0,26
Ni	$4,9\ 10^{-7}$	$2,0\ 10^{-2}$	$2,45\ 10^{-5}$

Como podemos apreciar en la tabla 9 el C.P. para el Ni es mucho menor que 0,1. De hecho, según la EPA [8], se estima que el nivel de Ni permisible en suelos de cultivo es de $5.159\ mg\ Ni\ kg^{-1}$, esto está muy por encima de la concentración de Ni que se encontró en las parcelas de cultivo. Por ello podemos concluir que los niveles actuales de intoxicación por ingesta de Ni bioacumulados en productos agrícolas de la zona, no representan un riesgo para la salud de la población.

En el caso del Cd, el C.P. es de 0,26 que es mayor que 0,1. Este valor de C.P. implica probables efectos adversos para la salud de la población, sobre todo por una intoxicación a largo plazo. El valor elevado de LADD para el Cd se debe esencialmente al consumo de agua de pozo para beber. La ingesta a partir de productos agrícolas de las parcelas es pequeña y no representa un riesgo significativo, el nivel permitido por la EPA para Cd en suelos de cultivo es de $24\ mg\ Cd\ kg^{-1}$ [8], 86 veces más elevada que la concentración encontrada en los suelos de las parcelas.

8.2 Riesgos para el medio ambiente

Los principales medios de exposición de la fauna de la zona del relleno al Cd y Ni emitidos por los lixiviados están relacionados con la contaminación de los suelos por las aguas de riego y el consumo de agua de la quebrada de Tiquirani. El Cd es el metal que representa mayor riesgo por su elevada toxicidad y por su facilidad para bioacumularse y bioamplificarse en la cadena trófica y en los organismos del medio. El Ni es mucho menos tóxico y no se bioacumula fácilmente, por ello no representa un riesgo mayor para el medio ambiente y no se hará el análisis de riesgo correspondiente.

La concentración del Cd en el suelo es de $0,28\ mg\ kg^{-1}$ y en las aguas de la quebrada de Tiquirani es de $0,035\ mg\ l^{-1}$. El Cd en el suelo puede tener un efecto tóxico para los organismos del suelo como las lombrices que además bioacumulan este metal. Por otra parte este metal puede acumularse en la cadena trófica por diferentes vías con mayor o menor eficacia, según el uso del suelo y la cadena trófica considerada [5]. Las cadenas más eficaces para la bioacumulación del Cd son la que siguen la ruta suelo – lombriz – ave y suelo – lombriz – mamífero.

Para evaluar el riesgo se tomó en consideración diferentes organismos que podrían estar siendo afectados, ya sea de manera directa o a través de una bioacumulación en la cadena trófica. El riesgo se lo evalúa comparando la concentración del metal en el ambiente (suelo o agua) con límites críticos de concentración del metal, referidos a cada situación específica que involucra un organismo determinado y una cadena trófica determinada. En la siguiente tabla se establece el detalle de los coeficientes de peligro ambiental calculados mediante la ecuación 6.

Tabla 10. Coeficientes de peligro ambiental (Q) provocados por el Cd presente en el ambiente para diferentes organismos y cadenas tróficas posibles.

Ruta de exposición	Concentración de Cd en el medio	Concentración Toxicológicamente Efectiva (CTE)	Coefficiente de Peligro Ambiental (Q)
	<i>mg kg⁻¹ suelo</i>	<i>mg kg⁻¹ suelo</i>	
	<i>mg l⁻¹ agua</i>	<i>mg l⁻¹ agua</i>	
Suelo-organismos del suelo	0,28	0,9	0,3
Suelo-lombriz-ave	0,28	0,08	3,5
Suelo-lombriz-mamífero	0,28	0,12	2,3
Agua-organismos del agua	0,035	0,003	11,7

Considerando los valores del coeficiente de peligro ambiental de la tabla 10 podemos concluir que el mayor riesgo se tiene para los organismos acuáticos presentes en el agua de la quebrada Tiquirani (algas, crustáceos, macrófitas y oligoquetas), el valor del coeficiente de peligro implica un probable efecto adverso. El segundo riesgo en importancia está relacionado con la bioacumulación de Cd a partir del suelo siguiendo la cadena trófica suelo-lombriz-ave de presa o mamífero, en este caso se tiene un nivel de posible efecto adverso. Los organismos del suelo tienen un riesgo menor pero, posible.

9 Conclusiones

El presente estudio demostró que el principal tipo de pila que se genera en los RS del municipio del cercado de Cochabamba son las pilas de Zn-MnO₂, que representan 97 % del total. En menor grado se generan las pilas del tipo Ni-Cd con 0,97%, Ni-MH con 0,87 %, Li con 1,44 % y Ag₂O con 0,12 %. Se pudo también evidenciar que es posible hacer una caracterización de la composición a través de una encuesta aplicada a un cierto número de habitantes que han recibido previamente una capacitación para llenar la encuesta. La tasa de generación se determinó a través esta encuesta y arroja un valor de 1,06±0,11 g hab⁻¹ día⁻¹; este es un valor plausible y cercano a valores obtenidos en otros países.

Se pudo estimar que en Cochabamba se genera un total de 220 ton año⁻¹ de residuos de pilas y baterías. Un 82% de los residuos de pilas y baterías con evacuados hacia el relleno sanitario de K'ara K'ara que es operado por la Empresa Municipal de Sanidad Ambiental (EMSA). En estos residuos se tiene la presencia de metales tóxicos como el Ni, Cd, Hg y Ag. Sin embargo, los que presentan mayor riesgo por su toxicidad y cantidad son el Ni y el Cd.

El Zn es el metal que se evacua en mayor cantidad, asociado con las pilas de Zn-MnO₂. Estudios realizados en Japón y otros países han demostrado que los residuos de este tipo de pilas no representan un riesgo para la salud de la población ni para el medio ambiente, por la baja toxicidad de estos metales y por la presencia de los mismos en la naturaleza. Por ello, las pilas de este tipo pueden ser dispuestas sin riesgo en rellenos sanitarios comunes.

De acuerdo a los datos obtenidos, se pudo estimar que cada año se evacuan unos 279,4 kg de Cd y 1.077,9 kg de Ni; los demás metales tóxicos están presentes en cantidades muy pequeñas. Se pudo evidenciar que sólo una pequeña fracción de estos metales es arrastrada por los lixiviados generados en el relleno sanitario: 1,7% del Cd y 2,4% del Ni. El resto de los metales se acumula junto con los RS del relleno y, eventualmente, otra fracción se infiltra en el subsuelo junto con el agua que no es captada por el sistema de drenaje de lixiviados.

El análisis de riesgos para la población muestra que la principal ruta de exposición de la población a estos metales es a través de la contaminación de aguas subterráneas que luego son extraídas de pozos poco profundos cercanos al relleno, y de productos agrícolas que se cultivan en parcelas regadas con aguas contaminadas por lixiviados generados en el relleno sanitario de K'ara K'ara. Para la fauna y flora de las zonas aledañas al relleno la principal ruta de exposición es vía la ingestión de agua de la quebrada Tiquirani, que recibe los lixiviados, y a través de la bioacumulación siguiendo la cadena suelo-lombrices-aves de presa.

La evaluación de los riesgos para la población demostró que el principal riesgo está asociado a la ingesta de agua de pozo que contiene una concentración relativamente elevada de Cd. El coeficiente de peligro es de 0,23 lo que implica probables riesgos adversos, sobre todo por acumulación crónica de este metal. El riesgo de intoxicación por ingesta de productos agrícolas cultivados en parcelas regadas con aguas contaminadas es menor debido a que la concentración en el suelo es pequeña y los factores de bioacumulación de Ni y Cd que son también relativamente pequeños. En cuanto a los riesgos para el medio ambiente, el principal riesgo es la presencia de Cd en las aguas de la quebrada Tiquirani que presenta un Coeficiente de Peligro Ambiental (Q) de 11,7, indicando probables efectos adversos para los organismos que viven en el agua. También existe un riesgo de biocamuluación por la cadena suelo-lombriz-ave de presa o mamífero, con posibles efectos adversos.

En resumen, podemos concluir que las pilas que representan un riesgo significativo para la salud de la población y para el medio ambiente son las pilas de Ni-Cd y Ni-MH.

La proporción de estas pilas en los RS tiene una tendencia a crecer debido a sus diversas aplicaciones en nuevos productos que se venden cada vez más en el mercado local como: teléfonos celulares, teléfonos inalámbricos, juguetes, radios, etc. que utilizan este tipo de pilas. Por ello consideramos que es necesario implementar un sistema de gestión dirigido específicamente a este tipo de pilas, para controlar eficazmente el riesgo que representan para la salud de la población y el medio ambiente.

Referencias

- [1] ATSDR. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. En <http://www.atsdr.cdc.gov/es>. (Verificado en Mayo 2007).
- [2] Azolín, A. *Una opinión diferente sobre las pilas y su disposición final*. En <http://www.dosemes.com/eco/Contaminacion/pilas1.htm>. (Verificado en Abril 2004).
- [3] Bolivia, Reglamento D.S. No. 24176. 1995. *Reglamentos a la Ley de Medio Ambiente*. La Paz-Bolivia.
- [4] CONAMA, Comisión Nacional de Medio Ambiente. En <http://www.conama.cl/portal/> (Verificado en Abril 2007).
- [5] De Vries, W. *Límites críticos para cadmio, plomo y mercurio, relacionado con efectos ecotoxicológicos en organismos del suelo, organismos del agua, plantas, animales y humanos*. En http://www.oekodata.com/pub/mapping/workshops/ws_berlin/hm_clim.pdf. (Verificado en Diciembre 2004)
- [6] EBI (Environmental Bureau of Investigation) Níquel. En <http://www.e-b-i.net/ebi/contaminants/nickel.html>. (Verificado en Noviembre 2004).
- [7] Energizer. Technical Information. Battery Engineering Guide. En <http://data.energizer.com>. (Verificado mayo 2007).
- [8] EPA (Agencia Protectora del Medio Ambiente de Estados Unidos). *Apéndice G: Discusión de Fondo para las rutas de exposición Suelo-Planta-Humano* http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/resources/soil/appd_g.pdf. (Verificado en Enero 2005)
- [9] Evans, J. *Introducción al análisis de riesgos ambientales*. <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/400>. (Verificado en Enero 2004)
- [10] Fishbein, B. 2004. *Programa Industrial Para Colectar Las Baterías Níquel-Cadmio*. En <http://www.informinc.org/recyclenicd.php>. (Verificado en Mayo 2004).
- [11] INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina). <http://www.indec.gov.ar>. (Verificado en Enero 2005).
- [12] INE (Instituto Nacional de Estadística). 2007. *Proyecciones de la población según municipios*. La Paz-Bolivia. En <http://www.ine.gov.bo/cgi-bin/pivdie1xx.exe/TIPO>. (Verificado en Mayo 2007).
- [13] LaGrega, M. D.; Buckingham, P. L.; Evans, J. C. 1996. *Gestión de residuos sólidos peligrosos*. McGraw-Hill. México.

- [14] Lankey, R.; McMichael, F. 1999. *Manejo y Reciclaje de pilas Recargables*. En <http://www.ce.cmu.edu/GreenDesign/gd/education/Battery.pdf>. (Verificado en Septiembre 2005).
- [15] Lenntech. Tabla Periódica. En <http://www.lenntech.com/espanol/tabla-periodica.htm> (Verificado en Junio 2007).
- [16] Manahan, S. E. 1994. *Industrial Chemistry*. Lewis Publishers. Florida. Estados Unidos.
- [17] Moreno, D. 2003. *Toxicología Ambiental*. McGrawHill. Madrid.
- [18] NWF (National Wildlife Federation). *Mercurio y la Vida Salvaje*. En <http://www.nwf.org/mercury/> (Verificado en Junio 2004).
- [19] OMS (Organización Mundial para la Salud). 2003. *Toxicidad de la plata y reportaje de seguridad*. En <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/> (Verificado en Diciembre 2004).
- [20] OMS (Organización Mundial para la Salud). 2004. *Guías para la calidad del Agua. Editado por la OMS*. Lima, Perú.
- [21] Panasonic. 2005. *Pilas Alcalinas*. En <http://www.panasonic.com/industrial/batter> (Verificado en Septiembre 2004).
- [22] PNUMA/IPCS (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Organización Internacional del Trabajo). 1999. *Evaluación de riesgos químicos*. En <http://www.cepis.ops-oms.org/tutorial/fulltex/riesgos.pdf>. (Verificado en Mayo 2005).
- [23] Roll, M. *Baterías y el medio ambiente*. En <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsare/e/proypilas> (Verificado en Noviembre 2004).
- [24] SERGEOMIN. 1999. *Diagnóstico de la situación del relleno de K'ara K'ara*. Departamento de Hidrología, Cochabamba, Bolivia.
- [25] Tarradellas, J. 1984. *Ecologie des Micropolluants*. Institut de Génie de l'Environnement, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- [26] Weires, R. 1986. *Investigación de mercados*. Prentice Hall Hispanoamericana. México.