

EL ANÁLISIS DE RIESGO AMBIENTAL COMO CRITERIO EN LA TOMA DE DECISIONES PARA LA PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

Amaya Franco¹ y Enrique Roca².

Departamento de Enxeñaría Química. Instituto de Investigacións Tecnolóxicas¹. Escola Técnica Superior de Enxeñaría². Universidade de Santiago de Compostela. 15782-Santiago de Compostela.

Resumen

El análisis de riesgo es una herramienta fundamental como apoyo en el proceso de toma de decisiones para la prevención de la contaminación. Es además una herramienta de gestión ambiental flexible y versátil que se puede aplicar a diferentes tipos de contaminantes y a diversos receptores objetivo. En este trabajo se presentan tres casos de diferente índole (seguridad en la industria de proceso, valorización agronómica de residuos orgánicos y evaluación de riesgo ocupacional), donde la aplicación del análisis de riesgos aporta una importante contribución para la formulación de medidas preventivas para disminuir el impacto ambiental y en la salud de los receptores. Su aplicación en la industria de proceso tiene como resultado el rediseño de procesos y la disminución de residuos. Mediante el análisis de riesgos ambientales es posible saber si la gestión y reutilización de un residuo orgánico es adecuada o no para fines agrícolas, como es el caso de purines de ganado. Otra de sus aplicaciones es para identificar nuevas vías de exposición en receptores humanos que en principio podrían no entrañar riesgo para la salud.

1. Definición de riesgo ambiental

Existen diversas definiciones asociadas al concepto de riesgo. Así, según el “Council of Environmental Quality” (CEQ) del gobierno de los Estados Unidos, el riesgo se define como una combinación de los siguientes factores: a) probabilidad de que ocurra un evento (por ejemplo, un vertido en una planta industrial); b) probabilidad de que en un evento se liberen sustancias tóxicas; c) cantidades probables, concentraciones, transporte y distribución de las sustancias tóxicas o materiales liberados al entorno determinadas en parte por las condiciones medioambientales reinantes durante el evento; d) probabilidad de exposición de individuos, poblaciones o ecosistemas a sustancias tóxicas o materiales liberados al entorno; e) probabilidad de que se produzcan efectos adversos sobre la salud humana o el medioambiente por exposición a sustancias tóxicas o materiales liberados al entorno.

Asimismo, el proceso de “análisis de riesgo ambiental” también se puede definir de varias formas. El objetivo fundamental del análisis de riesgo ambiental es estimar la probabilidad y severidad de daño o perjuicio a la salud humana y/o al medio ambiente causada por la exposición a materiales peligrosos que podría exponer en última instancia al generador a responsabilidades. La cuantificación de esta responsabilidad ha llegado a ser uno de los principales objetivos dentro de la disciplina del análisis de riesgo durante los últimos años. Según el National Research Council (NRC) de Estados Unidos, el análisis de riesgo se define como el proceso de caracterización de los efectos adversos potenciales sobre la salud humana causados por exposición a sustancias nocivas presentes en el entorno medioambiental. En esta última definición también se podrían incluir los efectos causados en otros organismos por exposición a sustancias nocivas. Según el “Informe NAS” (NRC, 1993), el proceso del análisis de riesgo se puede clasificar en cuatro componentes o etapas:

- i.- Identificación del daño;
- ii.- Análisis dosis-respuesta;
- iii.- Evaluación de la exposición.
- iv.- Caracterización del riesgo.

La identificación del daño consiste en determinar si una sustancia química en particular puede causar un efecto adverso o un incremento en la incidencia de un efecto adverso sobre la salud humana. Esta etapa, por si misma, podría servir como análisis de riesgo cualitativo, puesto que analiza el potencial de la exposición y la naturaleza del efecto adverso esperado. El análisis dosis-respuesta implica la caracterización de la relación existente entre la dosis recibida de una sustancia química y la incidencia y severidad del efecto adverso sobre la salud en la población expuesta. La evaluación de la exposición consiste en determinar la cantidad de sustancia química a la que están expuestos los receptores. Para ello, se mide o estima la intensidad, frecuencia y duración de la exposición a un agente nocivo presente en la actualidad o que podría surgir en un futuro. Finalmente, la caracterización del riesgo tiene por objeto la predicción de la probabilidad y la severidad del impacto sobre la salud en la población expuesta. Esta etapa se realiza mediante la combinación de la evaluación de la exposición y el análisis dosis-respuesta. El proceso de toma de decisiones, dentro de una buena gestión

del riesgo, supondría finalmente examinar a partir de las evaluaciones realizadas de las distintas opciones, cual o cuales conducen a la reducción del riesgo.

2. Análisis de riesgo aplicado a la industria de proceso

En general, los principios de evaluación y gestión del riesgo se emplean en salud pública para el control medioambiental de sustancias químicas en aire, agua, suelo y alimentos. Sin embargo, esta herramienta también es de gran utilidad cuando se aplica en la industria. La seguridad en los procesos ha sido desde siempre una de las mayores preocupaciones en la industria y, actualmente, está considerado como un aspecto clave en consonancia con la legislación específica existente, desarrollada como consecuencia de importantes accidentes industriales y de los daños derivados de los mismos. La principal razón de este interés ha sido el incremento del riesgo potencial de los procesos industriales debido al constante aumento de escala de las operaciones industriales realizadas. En la industria de proceso este incremento de escala es un factor de riesgo importante porque, al contrario que en las industrias de manufactura donde los incrementos en las salidas o productos se consiguen replicando unidades de producción del mismo tamaño, en las plantas de proceso (p.e. plantas químicas) este aumento se consigue mediante el aumento proporcional de las unidades que conforman el proceso, es decir, se suele incrementar el volumen de las unidades de la planta industrial. De esta forma, a medida que las plantas se hacen más grandes, aumenta su potencial para causar daños derivados de accidentes o malas prácticas de operación y mantenimiento de las mismas. Sin embargo, durante los últimos años, han surgido nuevas alternativas para reducir la escala de las plantas de procesos industriales, realizándose grandes esfuerzos con esta finalidad a través de la intensificación del proceso.



Figura 1.- Planta de Union Carbide en Bhopal después de accidente.

El número de accidentes en las industrias de proceso está creciendo constantemente y con ello el riesgo humano y financiero, entendiendo el riesgo como una medida de perjuicio humano, medioambiental o de pérdida económica en términos tanto de probabilidad del incidente y magnitud de la pérdida o el daño. En las últimas décadas han ocurrido accidentes muy graves en la industria química en todo el mundo debido a la creciente industrialización y al manejo de sustancias peligrosas. En particular, en Europa el accidente de Seveso (que tuvo lugar en 1976) en una planta para la producción de pesticidas y herbicidas liberó al ambiente una nube de vapor con elevada concentración en tetraclorodibenzoparadioxina (TCDD o comúnmente denominada dioxina), compuesto altamente tóxico y carcinogénico para el hombre y la mayor parte de organismos en dosis de microgramos y que afectó a más de 2000 personas. Este accidente promovió la adopción en 1982 de una legislación europea para la prevención y control de este tipo de accidentes en ciertas actividades industriales, la directiva Seveso I (82/501/EEC).

Posteriormente, otros accidentes, el de Bhopal en la India (1984) donde una fuga de isocianato de metilo en una planta de pesticidas (Sevina), propiedad de la Compañía Union Carbide (Figura 1), causó más de 4000 muertes y el de Basilea (Suiza, 1986) donde el agua contaminada con mercurio y otros compuestos tóxicos tras combatir un incendio en un almacén de la empresa Sandoz causó la polución masiva del río Rhin, originaron dos enmiendas de esta ley, que fue definitivamente sustituida por la directiva Seveso II (96/82/EC) en el año 1996. Esta nueva directiva es

considerablemente más amplia desde el punto de vista de la incorporación de nuevos aspectos relativos a seguridad en diferentes actividades industriales. La directiva Seveso II tiene un doble objetivo: por un lado, la prevención de grandes accidentes que impliquen sustancias peligrosas tratando de reducir la probabilidad de que ocurran y, por otro, limitar las consecuencias de esos accidentes, no sólo para el hombre (en los aspectos de seguridad y salud), sino también para el medio ambiente. Más recientemente, ha sido aprobada la primera enmienda (Directiva 2003/105/CE) de esta ley debido a la sucesión de nuevos accidentes en otras actividades que no estaban incluidas con anterioridad: actividades mineras (Baia Mare, Rumanía), pirotecnia (Toulouse, Francia) y el almacenamiento de fertilizantes (Enschede, Holanda). Los dos objetivos mencionados tendrían, por tanto, la misión de conseguir asegurar unos niveles de protección elevados en toda la Comunidad Europea de una manera consistente y efectiva. También se ha creado una convención entre países de la UE para hacer frente a los efectos transfronterizos de la contaminación (1992) provocada por estos accidentes, puesta de manifiesto en accidentes como el de Baia Mare que provocó la contaminación de cauces de agua fuera de la frontera de Rumanía.

La directiva proporciona tres niveles de control en la práctica. Una compañía que maneje una cantidad menor que el límite establecido por la Seveso II no está sujeta a la directiva pero sí será proporcionalmente controlada por medidas establecidas por otras legislaciones para prevenir efectos sobre la salud, seguridad o el medioambiente. Las compañías que manejen sustancias peligrosas dentro de los márgenes de la directiva estarán sujetas a algunos de los requerimientos establecidos por la misma, mientras que las que superen el límite establecido por la Seveso II deben cumplir todos los requerimientos contenidos e impuestos por la directiva de notificación a la autoridad competente y de establecimiento de polizas de prevención de accidentes. Además, las instalaciones que tengan que cumplir todos los requerimientos deben establecer un informe de seguridad, un sistema de gestión de seguridad y un plan de emergencia, que debe ser puesto en práctica y revisado regularmente.

El enfoque de la directiva Seveso II afecta sólo a la presencia de sustancias peligrosas en instalaciones, incluyendo tanto a la actividad industrial como al almacenamiento de estas sustancias. Sin embargo, hay que tener en cuenta que existen actividades industriales muy importantes por su elevado nivel de riesgo no incluidas dentro de la directiva Seveso II, como las centrales nucleares, el transporte de sustancias peligrosas y su almacenamiento temporal fuera de la instalación así como su transporte por sistema de tuberías entre la instalación industrial y otra localización para su trasvase (por ejemplo, puertos o estaciones de tren).

2.a. Seguridad inherente

Entre las estrategias para reducir la frecuencia o mitigar las consecuencias de accidentes potenciales está la de seguridad inherente del proceso, que es un parámetro de medida del riesgo que entrañan tanto los compuestos que se transforman y producen en el proceso, como las unidades operacionales que componen el proceso. El análisis de riesgo está directamente relacionado con este parámetro. Los principios más importantes en los que se fundamenta la seguridad inherente y que se suelen aplicar, entre los cuales se encuentra el de intensificación mencionado anteriormente, son los siguientes:

- Intensificación/minimización: reducción de la cantidad de sustancias tóxicas.
- Sustitución: uso de materias primas y materiales más seguros.
- Atenuación/moderación: condiciones de operación más seguras (por ejemplo, reducir la presión y la temperatura del proceso).
- Simplificación: evitar la complejidad en el proceso (como por ejemplo operaciones en las que se sintetice más de un producto, unidades que lleven a cabo varias reacciones o tuberías congestionadas).
- Limitación de efectos: optimizar el diseño de la planta y las condiciones de operación para producir los efectos menos severos en caso de accidente (segregación de unidades).
- Tolerancia de error: trabajar con equipos robustos que puedan resistir situaciones inesperadas en un amplio rango de condiciones de operación, reacciones no deseadas, etc.

Dentro de estos principios básicos están englobados otros principios o subcategorías, como puede ser el principio de evitar efectos en cadena mediante la construcción de instalaciones abiertas, distribuciones amplias y dispositivos de emergencia. Otra subcategoría usual suele ser la de conocimiento claro del estado, evitando el empleo de equipamiento complicado y la sobrecarga de información en situaciones de emergencia, para así poder facilitar el control de la planta. Existen varias herramientas para evaluar la seguridad inherente de un proceso (Khan and Amyotte, 2004). Por ejemplo, el análisis de consecuencias potenciales por accidente permite determinar la seguridad inherente relativa de varias alternativas para un mismo proceso. Se trata de aplicar los principios fundamentales de seguridad inherente evaluando en la práctica los impactos de un derrame escape de diferentes cantidades de sustancia tóxica (minimización) o de un

accidente durante un proceso a diferentes condiciones de presión y temperatura (moderación). De forma similar a los índices de riesgo empleados en la evaluación sobre efectos adversos en la salud humana, se han desarrollado también índices de daños (Hazard Index, HI) para procesos químicos. Los índices de daño miden uno o varios aspectos de la seguridad inherente (sustancias tóxicas, explosión, etc.). Por ello, es necesario determinar varios de estos índices para describir por completo las características del proceso. Sin embargo, se pueden calcular de forma relativamente sencilla para un gran número de alternativas de proceso y variaciones en el diseño de las unidades que lo conforman. El resultado de cada índice es un valor adimensional que se define relativamente y puede ser combinado con una herramienta de toma de decisiones para establecer prioridades de seguridad. Algunos de los más empleados son:

- Índice Dow de fuego y explosión (Dow Chemical, 1993).
- Índice Dow por exposición química. Este índice hace referencia a exposiciones agudas (corta duración pero alta intensidad) a sustancias químicas (Dow Chemical, 1994).
- Índice de daños de seguridad ponderada (Safety Weighted Hazard Index, SWeHI). Mide el riesgo de daño por fuego, explosión y escape de materiales tóxicos (Khan et al., 2001).
- Índice de residuos peligrosos. Referido a si los residuos producidos en el proceso son inflamables, corrosivos, fácilmente reactivos o tóxicos (Gupta and Babu, 1999).
- Índice de daños por toxicidad (Tyler et al., 1996)

En aplicación del principio de prevención, antes de la implementación y puesta en marcha de un proceso industrial, es necesario llevar a cabo la optimización de balances de materia y energía con el fin de asegurar la calidad y cantidad requeridas de los materiales empleados para la obtención de un determinado producto. Una vez cumplido este objetivo principal, el aspecto medioambiental se cubre incluyendo en el proceso el equipo de tratamiento necesario para cumplir con los reglamentos medioambientales pertinentes. Sin embargo, este planteamiento no supone la optimización del proceso desde el punto de vista ecológico, sino que éste debe incluir medidas para reducir posibles peligros (accidentes) y minimizar la producción de residuos. Para llevar a cabo un diseño de proceso que optimice los aspectos medioambientales es necesario un índice global que defina el riesgo medioambiental. Para un determinado proceso industrial, el riesgo global de introducir materiales nocivos en el medioambiente o de crear situaciones peligrosas es función de la complejidad y la escala del mismo.

La metodología para calcular índices globales para evaluar el riesgo (o la seguridad inherente) de todo un proceso debe considerar un rango amplio de factores que pueden afectar a la seguridad inherente del proceso. Estos factores se agrupan en dos categorías: química y de proceso. El índice químico describe el efecto de la elección de materias primas y otras sustancias químicas en la seguridad inherente del proceso a través de la evaluación de propiedades como el calor de reacción, inflamabilidad, toxicidad, corrosividad, incompatibilidad con otras sustancias químicas, etc. El índice de proceso describe el efecto del tipo de equipamiento empleado y su disposición y de las condiciones de operación en el proceso (presión y temperatura). Una vez calculados los índices químico y de proceso, su suma tiene como resultado el índice global de riesgo para todo el proceso químico. Una vez determinado, este índice se emplea para evaluar el riesgo que un determinado proceso introduce sobre el medioambiente, y se emplea como criterio de comparación medioambiental entre procesos para la obtención de un mismo producto. De esta manera, el análisis de riesgo aplicado en la industria puede favorecer, por tanto, el rediseño de varios procesos “tradicionales” o la adición de nuevos sistemas y estrategias de producción limpia.

3. Análisis de riesgo de la valorización de residuos orgánicos como abono

La aplicación de excretas de ganado como fertilizantes orgánicos en pradera ha sido una práctica tradicional frecuente en ambientes rurales. Actualmente en las explotaciones agroganaderas los residuos producidos por el ganado se almacenan en tanques, lo que permite un manejo eficiente y más higiénico del ganado, evita la necesidad de tratar esos residuos y resulta más fácil de aplicar en el campo. El purín es el producto resultante de la fermentación (principalmente anaerobia) de estos residuos en el tanque de almacenamiento. Sin embargo, la aplicación de purín como fertilizante también presenta varias desventajas desde el punto de vista medioambiental, como por ejemplo la contaminación por nutrientes presentes en el mismo (nitratos y fosfatos) de las aguas subterráneas en zonas rurales, siendo fundamental optimizar la velocidad de aplicación del purín para evitar el lixiviado masivo de los contaminantes desde la capa arable hasta aguas subterráneas. En el caso de Galicia, por ejemplo, un estudio relativamente reciente (Araujo et al., 1996) ha demostrado que un 70 % de las aguas subterráneas en zonas rurales no son potables por contaminación en N y P. Otro problema menor es la volatilización de ciertos compuestos presentes en el purín que pueden provocar mal olor. En la actualidad, sin embargo, las actividades agroganaderas de carácter intensivo han conducido a un incremento importante del uso de suplementos alimenticios con una mayor concentración de metales traza para mejorar la salud y la productividad del

ganado (Nicholson et al., 1999). Un porcentaje importante de estos metales se eliminan por las heces y la orina, lo que conduce a la producción de purines ricos en metales.

Debido a que no se degradan, los metales se acumulan lentamente en el suelo, lo que puede suponer un problema importante en un horizonte temporal a medio plazo, especialmente si se considera que algunos de ellos están fuertemente ligados a la materia orgánica. Por tanto, los impactos del creciente uso de ciertos metales presentes en el purín en relación a su distribución en suelos y su biodisponibilidad en las plantas deben ser evaluados. De hecho, se ha detectado en los últimos años un incremento de metales en suelos enmendados con purines de ganado. La acumulación de metales en suelo no sólo resulta en concentraciones significativas en plantas, sino también en el ganado que pasta en la pradera fertilizada con purín por ingestión de pasto y de suelo. Como prueba de ello se han encontrado niveles representativos de metales en tejidos de ganado que se alimentan de pastos fertilizados en Galicia (López-Alonso et al., 2000 and 2002). Además de la exposición y la toxicidad en los animales, los humanos también pueden estar expuestos a estos contaminantes través de diferentes rutas (ingestión, inhalación y/o contacto dermal). Por todos estos motivos, es necesario aplicar una normativa específica para la gestión y uso seguro del purín en actividades agrícolas que permita prevenir los posibles daños derivados de una exposición continuada. Las concentraciones de metales en un futuro y la cuantificación de la exposición en los receptores empleadas como base en el proceso de toma de decisiones para la correcta aplicación de estos residuos pueden ser evaluadas empleando el análisis de riesgo ambiental.

La primera etapa del análisis de riesgo consiste en la identificación del daño. En el caso que se analiza, el contaminante objetivo puede estar constituido por uno o varios metales pesados usualmente presentes en el purín. La segunda etapa del proceso de evaluación de riesgo (análisis dosis-respuesta) se realiza mediante estudios toxicológicos que tienen como finalidad establecer límites de concentración por debajo de los cuales no existen efectos adversos sobre la salud humana o factores de exposición, dependiendo de la naturaleza del riesgo. Generalmente, estos factores se encuentran en diferentes bases de datos específicas desarrolladas por diferentes entidades gubernamentales destinadas al control medioambiental, como por ejemplo la base IRIS (Integrated Risk Information System), desarrollada por la U.S.EPA o la base ESIS (European chemical Substances Information System), desarrollada por el ECB (European Chemicals Bureau). En estas bases de datos, se encuentran establecidas dosis de referencia (RfDs) en caso de riesgo no carcinogénico y factores de pendiente (SF) en caso de riesgo carcinogénico para un gran número de compuestos considerados potencialmente tóxicos. Por ejemplo, en la Tabla 1 se muestran las RfD y SF (sólo en caso de que sea carcinogénico) de metales comúnmente presentes en el purín.

Tabla 1. Valores de toxicidad: Dosis de Referencia (RfDs) y Factores de Pendiente (SF) para efectos no-carcinogénicos y carcinogénicos, respectivamente.

Metal	RfD (mg·kg ⁻¹ ·dia ⁻¹)	SF (kg·dia·mg ⁻¹)	Fuente
Cadmio	1.00E-03	6.3E+00 (inhalation)	IRIS (2004)
Cobre	4.00E-02	-	IRIS (2004)
Niquel	2.00E-02	-	IRIS (2004)
Plomo	3.60E-03	-	WHO (1993)
Zinc	3.00E-01	-	IRIS (2004)

La evaluación de la exposición implica la aplicación de modelos de distribución y multiexposición. Los primeros se emplean para la predicción de la concentración de metales en los diferentes compartimentos medioambientales en los que se espera una mayor acumulación (en este caso, suelo, pasto y agua subterránea) en el horizonte temporal seleccionado, por ejemplo, 100 años. Este tipo de modelos tienen como entrada las concentraciones de metales en el purín, propiedades del suelo y características meteorológicas de la zona de estudio. Para evaluar la acumulación en suelo se emplea un balance dinámico del contaminante entre los distintos compartimentos:

$$d(C_s)/dt = R_i - R_l - R_p \quad (1)$$

donde C_s es la concentración futura del metal en suelo, R_i es la velocidad de aplicación del contaminante (en este caso, la velocidad de aplicación del purín multiplicada por la concentración del metal presente en él), R_l es la velocidad de lixiviación hacia aguas subterráneas y R_p es la velocidad de absorción por parte de las plantas (pasto en el caso considerado). R_l y R_p se pueden estimar a su vez mediante modelos empíricos que correlacionan las concentraciones en agua y plantas con diferentes propiedades del suelo y meteorológicas.

Una vez determinada la distribución del contaminante, se evalúa la exposición en ganado y en receptores humanos mediante modelos de exposición. Estos modelos de exposición son de naturaleza genérica, lo que permite su aplicación a cualquier tipo de contaminante, orgánico o inorgánico. El resultado de esta etapa es una cantidad de contaminante (mg) por kg de receptor y por unidad de tiempo (días), es decir, una dosis de exposición. Por esta razón, generalmente los modelos de exposición son de la forma:

$$Dosis = C_m \cdot VE \cdot fe \cdot te / PC \tag{6}$$

Donde C_m es la concentración del contaminante en el medio de exposición considerado, VE es la velocidad de exposición (inhalación, ingestión o contacto dermal, según la ruta considerada), fe es la frecuencia de la exposición, y te es el tiempo total de exposición, considerando generalmente un valor de 70 años, y PC es el peso corporal del receptor considerado. Aunque se pueden emplear otros factores dependiendo de la ruta de exposición, la estructura general del modelo siempre debe tener como resultado una dosis de exposición.

El último paso en la evaluación del riesgo es la caracterización del riesgo, con la finalidad de obtener índices de riesgo adimensionales no carcinogénicos (Hazard Quotients, HQ) y carcinogénicos (CR). El HQ es el resultado de dividir la dosis de exposición obtenida por la RfD establecida para un contaminante en concreto, mientras que el CR se obtiene multiplicando la dosis por el SF. Se considera que existe riesgo para los receptores considerados cuando el $HQ > 1$ y el $CR < 10E-06$. En la Figura 2 se muestra el resultado de la evaluación de purines ricos en metales pesados en una zona ganadera de Galicia (Franco et al., 2006). Como se puede observar, el análisis de riesgos no sólo permite evaluar qué metal/es resultan más nocivos para la salud humana (Ni y Zn), sino también cuáles son las rutas de exposición que más contribuyen al incremento de riesgo de que se produzcan efectos adversos (ingestión de leche y carne).

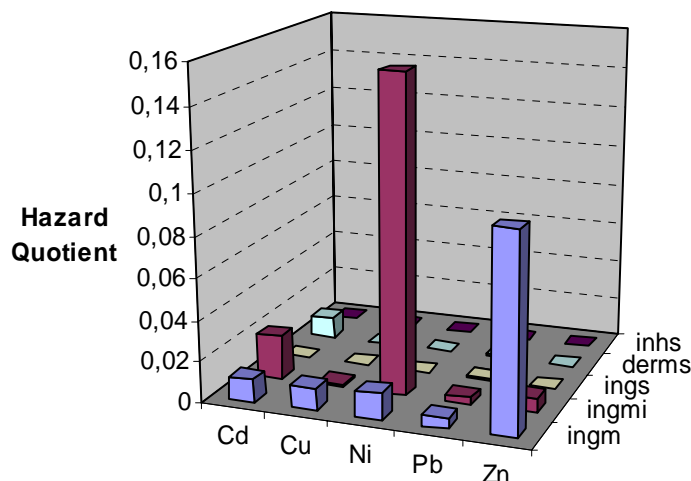


Figura 2. Índice de daños para cada metal según ruta de exposición: ingestión de carne (Ingm), ingestión de leche (Ingmi), ingestión de suelo (Ings), contacto dermal con suelo (derms) e inhalación de suelo (Inhs).

Mediante la obtención de estos índices es posible establecer medidas que permitan establecer si un determinado purín (u otro tipo de residuo sólido como por ejemplo lodos de depuradora) resulta adecuado para su reutilización en un determinado suelo agrícola. Hay que tener en cuenta además que en este proceso se necesitan muy pocos parámetros de entrada, lo que hace del análisis de riesgo ambiental una herramienta que permite evitar los costes tanto en tiempo como económicos de lo que supondría un análisis de campo en cada zona de estudio considerada.

3. Análisis de riesgo ocupacional

En la actualidad existen multitud de actividades en las cuales se emplean sustancias químicas nocivas sobre las que, en muchos casos, no hay datos suficientes para evaluar su toxicidad y, en otros, no se han puesto en evidencia todas las vías posibles de exposición a las mismas, con lo que los casos de contaminación ambiental y alteraciones de la salud siguen incrementándose. En la UE se estima que se producen anualmente 32.000 muertes por exposición profesional a sustancias cancerígenas, 16.000 enfermedades cutáneas, 6.700 enfermedades respiratorias, 500 enfermedades oculares y 570 enfermedades del sistema nervioso central (Risk & Policy Analysts Limited, 2003; Moreno, 2006). Recientemente la

Comisión Europea presentó la propuesta de Reglamento REACH (European Commission, 2003) sobre Registro, Evaluación y Autorización de Sustancias Químicas, con la intención de mejorar las garantías de seguridad en la comercialización de sustancias químicas. Hasta ahora era la administración la responsable de la elaboración de análisis y evaluación de riesgos, para probar los efectos sobre la salud o el medio ambiente asociados a una sustancia. Las evaluaciones de riesgo son complejas y requieren de mucha información para llevarse a cabo, de hecho de las 100.106 sustancias químicas declaradas en la UE, sólo 17 cuentan con un expediente de seguridad química completo (Moreno, 2006). La propuesta REACH establece que la industria será la que tendrá que demostrar que los riesgos asociados al uso de una sustancia química están controlados y, por tanto, la que tenga que elaborar la evaluación de riesgo asociada al uso de una sustancia.

El análisis de riesgos ambientales se requiere por tanto para la evaluación del impacto del manejo y/o exposición a sustancias químicas en las diferentes actividades (relacionadas con la industria de proceso fundamentalmente) sobre la salud del trabajador. En base a esta herramienta, se han establecido límites de exposición para diferentes ocupaciones y medidas de seguridad que deben cumplir los trabajadores para minimizar su exposición. Los disolventes orgánicos por ejemplo, se emplean en la industria de tratamiento de superficies metálicas (p.e. en los procesos de desengrasado de piezas) y en la de fabricación de vehículos, entre otras (Casares et al., 2005). Los disolventes más usuales en este tipo de actividades son tricloroetileno, tetracloroetileno, 1,1,1-tricloroetano y dicloroetanos, todos ellos conocidos por producir efectos adversos sobre la salud humana, especialmente neurotoxicidad y carcinogénesis, así como perjuicio al medioambiente (consumo de ozono, contaminación de aguas subterráneas y toxicidad acuática). Para evitar las principales vías de exposición de los trabajadores en este tipo de actividades, principalmente expuestos por inhalación (debido a la alta volatilidad de estos compuestos), y por vía dermal, pudiendo llegar a ser la exposición significativa dependiendo de la tecnología empleada y de las condiciones de operación, se establecen determinadas medidas de protección obligatorias (uso de mascarillas, guantes,...).

Según el European Pollutant Emission Register (EPER, 2005), en el año 2001 había 343 instalaciones dedicadas al tratamiento de superficies metálicas en EU (28 en España), con una capacidad mayor que 200 toneladas/año. Este tipo de actividades genera principalmente emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COVs) al aire (más de 1000 toneladas al año de tricloro y tetracloroetileno), y sólo existe un bajo porcentaje de emisiones indirectas al agua, principalmente benceno, tolueno y etilbenceno. Sin embargo, debido principalmente a malas prácticas en el trabajo, se pueden producir escapes y vertidos accidentales al suelo y a las aguas de compuestos cuya principal vía de emisión es generalmente a la atmósfera. Esto podría causar el lixiviado de COVs hacia el agua subterránea o pozos situados en los alrededores de las instalaciones. Estos pozos podrían a su vez ser empleados para el suministro sanitario (aseos y duchas) de agua, lo que supondría otra vía de exposición adicional a estos compuestos, tal y como se ha descrito en estudios publicados que indican la posibilidad de exposiciones significativas a COVs en la ducha por inhalación y contacto dermal (McKone, 1987; Kuo et al., 1998).

Mediante un muestreo aleatorio alrededor de una instalación de este tipo, se puede determinar el contenido en COVs de las aguas subterráneas. Empleando estos datos, se puede estimar empleando el análisis de riesgo ambiental la exposición incremental de los trabajadores durante la ducha. El objetivo es determinar si a lo largo de su vida laboral esta vía de exposición adicional podría suponer una amenaza para su salud. El procedimiento es similar al empleado en el caso de reutilización de purines, pero en este caso el modelo del escenario, a partir del cual se determina la transferencia de los contaminantes objetivo, y las vías de exposición, son diferentes (inhalación y contacto dermal), debido también a la diferente naturaleza de los contaminantes. Recientes estudios han mostrado que dependiendo de la concentración de COVs en el agua, la exposición de los trabajadores en la ducha puede ser bastante superior a la que sufren los empleados durante toda la jornada laboral en la que emplean medidas de protección adecuadas establecidas por la legislación. El análisis de riesgo ambiental resulta de utilidad para la identificación de vías de exposición significativas diferentes, lo que serviría de apoyo a la toma de decisiones para avanzar en el establecimiento, aplicación y/o control de medidas legislativas de prevención de riesgos laborales existentes o adicionales, para mejorar la salud laboral de los trabajadores (p.e. establecer medidas sencillas de control del tipo de suministro de agua que la fábrica debe tener para la higiene de los trabajadores, recomendaciones de tratamiento de agua con filtros de carbón activo, etc.).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado con el apoyo de la Dirección Xeral de I+D (Xunta de Galicia) (Proyecto SERAGRO, PGDIT05TAM00201CT).

Bibliografía

Araujo M., Sueiro R., Garrido M. Contaminación biótica. As augas de Galicia. Consello da Cultura Galega; 1996.

Casares, J.J., Roca, E., Bello, P., Barros, M.C., Torres, M.T., Buergo del Rio, J.L., García, A., Santamarina, J. Integrated environmental permission: Application guide for metal surface treatment facilities. Edited by Environmental Council, Galician Government (In Spanish). 2005.

J.J. Cohrssen, V.T. Covello, Risk analysis: a guide to principles and methods for analyzing health and environmental risks. The Council of Environmental Quality, Washington DC, 1989.

Dow Chemical Company, Fire & explosion index hazard classification guide, 7th ed., American Institute of Chemical Engineers, NY, 1994.

Dow Chemical Company, Chemical exposure index guide, 2nd ed., American Institute of Chemical Engineers, NY, 1993.

EPER. European Pollutant Emission Register. <http://www.eper.cec.eu.int/>. Last access date: 30/10/2005.

ECB. ESIS (European chemical Substances Information System).

European Commission COM(2003) 644 final. Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency and amending Directive 1999/45/EC and Regulation (EC) {on Persistent Organic Pollutants} (2003).

Franco A., Costoya M.A. and Roca E. Estimating risk during showering exposure to VOCs of workers in a metal-degreasing facility. *J. Toxicol. Environ. Health*. 2006. In press.

Franco A., Schuhmacher M., Roca E. and Domingo J.L. Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: Estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartment model. *Environ. Int*. 2006. In press.

Gupta J. P. and Babu B. S. A new hazardous waste index, *J Haz Mat A67* (1999), 1–7.

Khan F.I., Husain T., and Abbasi S.A. Safety weighted hazard index (SWeHI): a new userfriendly tool for swift yet comprehensive hazard identification and safety evaluation in chemical process industries, *Process Saf Environ Protect* 79 (2001), 65–80.

Khan F.I. and Amyotte P.R.. Integrated Inherent Safety Index (I2SI): A Tool for Inherent Safety Evaluation. *Process Safety Process*. 2004;23(2), 136-148.

Kuo, H.W., Chiang, T.F., Lo, I.I., Lai, J.S., Chan, C.C., Wang, J.D. Estimates of cancer risk from chloroform exposure during showering in Taiwan. *Sci. Total Environ*. 1998;218:1-7.

López-Alonso M., Benedito J.L., Miranda M., Castillo C., Hernández J., Shore R.F. The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in cattle in Galicia (North-Western Spain). *Vet J* 2000;160:259–66.

López Alonso M., Benedito J.L., Miranda M., Castillo C., Hernández J., Shore R.F. Contribution of cattle products to dietary intake of trace and toxic elements in Galicia, Spain. *Food Addit Contam* 2002;19:533–41.

McKone, T.E. Human exposure to volatile organic compounds in household tap water: the indoor inhalation pathway. *Environ. Sci. Technol*. 1987;21:1194-1201.

Moreno, V. Campaña de Químicos. Ecologistas en Acción. <http://www.gloobal.info> (2006).

National Research Council. Issues in risk assessment. Committee on risk assessment methodology. National Academy Press, 1993.

Nicholson F.A., Chambers B.J., Williams J.R., Unwin R.J. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresour Technol* (1999);23:23–31.

Risk & Policy Analysts Limited, 2003, Assessment of the Impact of the New Chemicals Policy on Occupational Health, Final report prepared for European Commission Environment Directorate General; http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/pdf/finrep_occ_health.pdf.

Tyler B.J., Thomas A.R., Doran P., and Greig T.R. A toxicity hazard index, *Chem Health Saf* 3 (1996), 19–25.

U.S.EPA. Integrated Risk Information System (IRIS); 2004.

WHO. Lead in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/lead.pdf; 2003.