

La evaluación ambiental en el ciclo de vida de las sustancias energéticas

Environmental assessment of the life cycle of energetic substances

PAULA G. D'ALESSANDRO¹⁵, FERNANDO D. REINA, GERARDO D. CASTRO¹⁶ y PABLO G. ROSS¹⁷
pross@citedef.gob.ar

¹⁵ Paula G. D'Alessandro y Fernando D. Reina: Departamento de Química Aplicada.

¹⁶ Departamento de Investigaciones en Bioseguridad y Toxicología. Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas para la Defensa (CITEDEF) y Unidad de Investigación y Desarrollo Estratégicos para la Defensa (UNIDEF, MINDEF-CONICET).

¹⁷ Departamento de Química Aplicada y Facultad de Ingeniería del Ejército Universidad de la Defensa Nacional (UNDEF).

Resumen

En el mundo actual, la gestión sostenible de actividades militares y civiles que impliquen la producción o el uso de explosivos y propulsores necesita adaptarse a un esquema de crecimiento económico ya aplicado en muchas otras áreas. Esto conlleva reemplazar el modelo lineal “fabricar-usar-desechar” con un modelo circular alternativo para lograr la sostenibilidad económica, social y ambiental. En lo referente al impacto en el ambiente, se requiere el estudio de la distribución, el transporte y el destino de los componentes de estos materiales en el suelo, las aguas superficiales y subterráneas, como también de los efectos sobre la salud y los ecosistemas. Varias de estas sustancias son tóxicas per se o generan productos tóxicos durante su uso, ocasionando diversos problemas ambientales. Al ser liberados a la biosfera, estos compuestos representan riesgos tóxicos serios, algunos bien caracterizados, otros aún poco estudiados. Se analizan los casos del perclorato, componente de propulsores sólidos, un reconocido contaminante de aguas y suelos, tóxico para animales y plantas, y de los estabilizantes empleados en formulaciones propulsores con uso en nuestro país. Se concluye que la investigación se constituye en un actor clave para el diagnóstico ambiental y la propuesta de soluciones.

Palabras clave: propulsores sólidos – explosivos – ciclo de vida – biomonitoreo

Abstract

Currently, sustainable management of military and civilian activities involving the production or use of explosives and propellants needs to adapt to an economic growth *framework* already applied in many other areas. This implies replacing the linear “manufacture-use-dispose” model with an alternative circular model to achieve economic, social, and environmental sustainability. Regarding the environmental impact, this requires the study of distribution, transport, and fate of the components of these materials in the soil, surface water, and groundwater, as well as their effects on health and ecosystems. Some of these substances are toxic per se or generate toxic byproducts during use, causing several environmental problems. When released into the biosphere, these compounds pose serious toxic risks, some of which are well characterized, others poorly studied. The cases of perchlorate, a component of solid propellants and a recognized water and soil pollutant, toxic to animals and plants, and the stabilizers used in propellant formulations used in our country are analyzed. It is concluded that research plays a key role in environmental diagnosis and the proposal of solutions.

Keywords: solid propellants – explosives – life cycle – biomonitoring

Introducción

El compromiso con la actividad de gestión de las sustancias sensibles en la industria de la defensa abarca el uso como materiales energéticos en propulsores y explosivos, el almacenamiento según la compatibilidad química que su condición determine y la gestión para el tratamiento y la disposición de residuos, a fin de prevenir la dispersión ambiental debido a su potencial para contaminar el agua y el suelo. Las acciones para controlar el riesgo deben comprender tanto lo relacionado con la seguridad por su naturaleza explosiva como los asuntos ambientales, recurriendo a metodologías definidas en cuanto a su manipulación, almacenamiento y el tratamiento de residuos.

En países como Estados Unidos, la legislación en referencia a la industria química posee una impronta nacional bien definida sobre el concepto de "responsabilidad social empresarial", promovida por la protección de los recursos naturales y el clamor ciudadano que subraya la importancia de estas cuestiones. Basta recordar el accidente de PEPCON en 1988, una de las plantas de producción de perclorato de amonio más importantes en el mundo, cuya explosión provocó un cráter de 61 metros de diámetro y 6 metros de profundidad, donde además de los depósitos de perclorato de amonio, se encontraban cantidades a granel de otros materiales peligrosos, como ácido clorhídrico, ácido nítrico y otras sustancias peligrosas que intervienen en el proceso productivo del oxidante (Reed, 1992). Los fallos judiciales resultantes de la investigación del incidente reflejan los valores que el Estado y sus ciudadanos persiguen. Y no es fortuito que los hechos hayan tenido curso en ese sentido.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), es un organismo ejecutivo independiente del gobierno federal que opera desde principios de la década de 1970 y que orienta su actividad a temas de evaluación, investigación y educación ambiental, teniendo como responsabilidad primaria mantener y hacer cumplir los estándares nacionales, obedeciendo a una variedad de leyes ambientales y programas voluntarios de prevención de la contaminación y esfuerzos de conservación de energía, delegando algunas responsabilidades de permisos, monitoreo y ejecución a los estados de los EE. UU. Esta agencia, encargada de proteger la salud humana y el ambiente, trabaja en conjunto con las fuerzas armadas en aspectos donde la actividad militar puede tener impacto ambiental.

El perclorato de amonio forma parte de la composición de los propulsores sólidos compuestos utilizados en sistemas de misiles tácticos y estratégicos, bengalas, generadores de gases explosivos y mezclas pirotécnicas. Su aporte energético permitió su uso a lo largo de todo el programa espacial de los EE. UU., y es su poder energético el motivo por el cual su reemplazo por otra sustancia oxidante no es una opción en el corto plazo. La demanda de perclorato, en el marco del plan estratégico militar estadounidense, refuerza su posición como materia prima fundamental para el éxito de sus misiones militares y espaciales, a pesar de enfrentar políticas de regulación sobre la actividad en los campos de tiro y fábricas militares, que limitarían su uso a niveles que podrían comprometer su plan estratégico.

Por su parte, las sustancias que componen las formulaciones propulsivas de simple y doble base y los propulsores homogéneos impactan de forma similar a los propulsores compuestos, dejando su huella en los suelos, aguas superficiales y subterráneas. La descomposición de la nitrocelulosa, afecta las propiedades físicas y químicas del propulsor, disminuyendo el rendimiento balístico y aumentando el

riesgo de autoignición. Los estabilizantes presentes en este tipo de propulsores son fundamentales para prevenir su degradación, la seguridad en su uso y vida útil, ya que evitan reacciones indeseadas por la liberación de productos nocivos durante su fabricación y almacenamiento. El uso de las formulaciones es lo que genera impactos ambientales negativos, como la contaminación del aire debida a los gases tóxicos, y la contaminación del agua y el suelo por los residuos de la combustión.

El historial de explosiones en fábricas de trinitrotolueno (TNT) y otros explosivos es extenso, particularmente durante la Primera Guerra Mundial, cuando la fabricación masiva de estos materiales elevó los riesgos de accidentes. La explosión de Faversham (Inglaterra) en 1916, tras incendiarse 200 toneladas de TNT y otras explosiones en fábricas de municiones, como las de Ashton-under-Lyme y Silvertown, que estaban emplazadas cerca de zonas pobladas, afectaron suelos y napas acuíferas, impactando además en la salud humana.



Figura 1. El incidente en la planta de ENAEX, Calama, Chile, abril de 2021 (Fuente: Termómetro Antofagasta).

Los incidentes ocurridos recientemente en la planta de explosivos de ENAEX, en Calama, Chile (ver Figura 1) y la explosión en la fábrica de la misma empresa, en Curitiba, Brasil (ver Figura 2) reflejan sucesos que no son aislados. Es importante recordar que, en el proceso de fabricación de estos explosivos están involucradas otras sustancias químicas sensibles y tóxicas que por motivos operativos siempre se encuentran en grandes cantidades en el escenario de los incidentes.



Figura 2. El incidente en la planta ENAEX, Curitiba, Brasil, agosto de 2025 (Fuente: Bombeiros PR).

Nuestro país cuenta con plantas de producción de materiales explosivos para uso militar y civil, destacándose, entre otras, las dedicadas a cubrir la demanda de dispositivos pirotécnicos comerciales. Si bien no hay plantas dedicadas a la producción de perclorato, existen antecedentes históricos y científicos de su síntesis y recrystalización. En la década de 1980, el Instituto de Investigaciones Científicas y Técnicas de las Fuerzas Armadas (CITEFA) trabajó en la obtención a escala piloto de perclorato de amonio (Marqui *et al.*, 1986).

La legislación sobre el control de explosivos se rige por la aplicación de la Ley Nacional de Armas y Explosivos N° 20.429 sancionada en mayo de 1973, a cargo de la Agencia Nacional de Materiales Controlados (ANMAC). Si bien esta ley regula la adquisición, el uso y el transporte de explosivos en territorio argentino, no define las cuestiones relacionadas con la generación de residuos peligrosos en cuanto a su toxicidad. Empero, la Ley N° 24.051 sobre residuos peligrosos, sancionada en diciembre de 1991, podría ser complementaria, pese a no contemplar específicamente los residuos generados en actividades militares que involucran el uso de municiones y explosivos.

La munición militar y sus materiales, como los explosivos, sus componentes estructurales (casquillos, espoletas, cebadores) y los propulsores sólidos, se retiran del servicio cuando su vida útil finalizó o se han vuelto obsoletos, clasificándose posteriormente como residuos peligrosos (Costa *et al.*, 2015). En muchos países la sustitución de algún sistema de armas antiguo por tecnología militar moderna también ha dado lugar a una acumulación importante de munición abandonada (Ferreira *et al.*, 2019). El material energético suele estar en un estado todavía utilizable con un valor energético significativo. Sin embargo, su reutilización directa para fines militares puede no ser rentable debido a la necesidad de cumplir con altos estándares de seguridad y a los altos costos implícitos (Maranda *et al.*, 2025). La eliminación de estos materiales es necesaria debido al potencial de explosión incontrolada y su uso en actividades terroristas.

En muchos países, la acumulación de munición obsoleta se ve agravada por la sustitución de sistemas de armas obsoletos por tecnologías militares superadoras. Por ejemplo, en 2010, el Ejército de los Estados Unidos planeó retirar 450.000 toneladas de municiones (Ferreira *et al.*, 2019; Wilkinson y Watt, 2006), mientras que Alemania, tras la reunificación, tuvo que desechar 300.000 toneladas de municiones (Cunniff *et al.*, 2006; Maranda *et al.*, 2025). Los procesos de eliminación, suelen ser intensivos en recursos y perjudiciales para el ambiente. Históricamente, métodos como el vertido al océano y la incineración han causado importantes daños ambientales, como lo demuestra la contaminación en la bahía de Chesapeake (EE. UU.) y el mar Báltico (Maranda *et al.*, 2025).

El clásico modelo lineal de gestión de materias primas, establecido durante las primeras etapas de la industrialización, se caracteriza por la extracción de materias primas y combustibles, su transformación en productos y su posterior eliminación como residuos una vez que dejan de ser funcionales (Núñez Cacho-Utrilla y Gorecki, 2023). Este modelo de consumo de "extraer-fabricar-desechar" parte de la suposición de una disponibilidad ilimitada y económicamente viable de recursos de materias primas. Sin embargo, no tiene en cuenta la naturaleza finita de estos recursos ni el impacto ambiental perjudicial de los procesos de producción y la generación de residuos. Sus limitaciones se han hecho cada vez más evidentes, no siendo capaz de abordar desafíos globales críticos como el cambio climático, la explotación insostenible de los recursos naturales, el aumento de los precios de las materias primas o la creciente acumulación de residuos. Esto requiere una transición hacia enfoques más sostenibles y circulares para la gestión de recursos.

En particular, en este trabajo se analiza la evaluación ambiental en el ciclo de vida de dos componentes presentes en formulaciones propulsivas de relevancia en el ámbito nacional, el perclorato y los estabilizantes como la difenilamina.

La toxicidad de los componentes de las formulaciones propulsantes y su destino en el ambiente

La gestión sostenible de los campos de entrenamiento y de todo ámbito donde se produzcan o utilicen explosivos y propulsantes requiere la cuantificación de la distribución, el transporte y el destino de los componentes de las municiones (propulsantes y explosivos) en el suelo, las aguas superficiales y subterráneas (Brannon y Myers, 1997; Juhasz y Naidu, 2007). Las formulaciones de propulsantes sólidos son mezclas compuestas por compuestos energéticos, aglutinantes, estabilizadores y modificadores de la velocidad de combustión. Uno de los problemas técnicos principales relacionados con la fabricación y el uso de propulsantes sólidos es la evaluación de su estabilidad química y la predicción de su vida útil segura (Lee *et al.*, 2015). Sin embargo, es una propiedad característica de los propulsantes basados en nitrocelulosa que los constituyentes de tipo éster nítrico (como la nitroglicerina o la nitrocelulosa) experimenten una descomposición lenta, incluso a temperatura ambiente. Los procesos químicos subyacentes en esta degradación espontánea han sido bien estudiados (Lindblom, 2004; Trache y Tarchoun, 2018). Los productos de degradación, a menos que se eliminen, pueden reducir la estabilidad química, lo que puede provocar la autoignición del propulsante debido a la naturaleza exotérmica de las reacciones. Además, pueden provocar pérdida del poder calorífico, cambios en las propiedades balísticas y agrietamiento en cargas de diámetro grande. Es por esta razón que se incluyen cantidades pequeñas de compuestos estabilizadores en las formulaciones de los propulsantes, individualmente o

en mezclas, para que reaccionen con los productos de degradación, reduciendo así la probabilidad de los efectos adversos. Estos aditivos no pueden prevenir la descomposición de los ésteres nítricos, pero sí pueden inhibirla y evitar el efecto catalítico causado por productos de descomposición como óxidos de nitrógeno y los ácidos nitroso y nítrico. Los estabilizantes reaccionan con los gases liberados por la composición energética hasta su agotamiento. Los estabilizantes convencionales empleados para materiales energéticos basados en ésteres nítricos son aminas aromáticas como la difenilamina, la 2-nitrodifenilamina y la p-nitro-N-etilnilina, y compuestos de urea como las centralitas y las akarditas (Trache y Tarchoun, 2018). Al reaccionar con los óxidos de nitrógeno, los estabilizantes convencionales se convierten en una variedad de N-nitrosaminas y C-nitroaminas. Las reacciones de estos agentes estabilizadores son complejas y en ellas se generan diferentes productos sucesivamente desde el estabilizador primario, que también pueden actuar como estabilizadores (Lindblom, 2004; Trache y Tarchoun, 2018). La mayoría de los productos de agotamiento de los estabilizadores pertenecen a esta clase. Algunos de los productos de transformación de la difenilamina pueden unirse a la estructura polimérica de la nitrocelulosa mediante interacciones complejas (Lindblom, 2004). Lo cierto es que en cualquier caso o etapa del envejecimiento del propulsante se forman sustancias tóxicas (no todas con una fórmula conocida) con potencial para migrar al ambiente. Los derivados nitrosados generados se consideran tóxicos y cancerígenos. Esto ha motivado la búsqueda de alternativas más seguras y exentas de la formación de N-nitrosaminas y otros productos tóxicos (Formosa Lemoine *et al.*, 2025a; Krumlinde *et al.*, 2017; Ross *et al.*, 2024; Trache y Tarchoun, 2018).

Los factores que afectan el transporte y el destino en el ambiente de estos compuestos tan diversos en estructura y actividad biológica incluyen la disolución, la sorción, la biotransformación, la volatilización y la transformación fotoquímica (Mirecki *et al.*, 2006). Como resultado de las actividades que los utilizan, y debido a prácticas inadecuadas para su gestión y eliminación, muchas sustancias energéticas y sus subproductos han contaminado el ambiente hasta niveles que amenazan el ganado, la fauna silvestre y los ecosistemas y también la salud humana (Pichtel, 2012). Los compuestos energéticos pueden ingresar al suelo por distintos caminos. Entre los más importantes se destacan: (a) instalaciones de producción de municiones y propulsores, por ejemplo, desde lagunas de aguas residuales, fosas de filtración; (b) instalaciones de empaque o almacenamiento; (c) instalaciones de eliminación y destrucción de residuos, por ejemplo, vertederos a cielo abierto, fosas de quema, incineradores; (d) campos de tiro y zonas de impacto de armas (Kalderis *et al.*, 2011; Pichtel, 2012; Ross *et al.*, 2024; Spiegel *et al.*, 2005).

La contaminación del suelo y agua por compuestos energéticos en plantas de fabricación, zonas de conflicto y campos de tiro militares es una preocupación internacional (Ferreira *et al.*, 2017; Galante *et al.*, 2017). Solo en Estados Unidos, cientos de instalaciones militares están catalogadas como contaminadas por compuestos energéticos (Kalderis *et al.*, 2011; Pichtel, 2012; Ross *et al.*, 2024). Aproximadamente 20 millones de hectáreas se ven afectadas por bombardeos y otras actividades de entrenamiento. Un número aún mayor de sitios contaminados podría existir en Europa y Asia (Pichtel, 2012). Las importantes emergencias de salud pública derivadas de la contaminación del suelo han generado demandas de la ciudadanía local para que se tomen medidas de remediación (Eriksson *et al.*, 2004). Durante las últimas dos décadas, una mayor conciencia ambiental ha obligado a los organismos de Defensa en EE. UU., Canadá y de muchos países europeos y asiáticos a identificar sitios contaminados y evaluar el impacto de las actividades militares en la calidad del suelo, las aguas subterráneas y las aguas superficiales

(Pichtel, 2012). A diferencia de los compuestos energéticos más comunes, como el TNT y las nitraminas, no es mucho lo que se conoce sobre la toxicidad en los ecosistemas de los componentes orgánicos de las fórmulas propulsantes, una vez liberadas en el ambiente. Esto es notable, visto que no han faltado reportes en la literatura sobre ensayos en modelos experimentales animales (para toxicidad humana) ni protocolos para una eventual evaluación de riesgo tóxico ambiental (Arenal y Sample, 2015; ATSDR, 2017; DCPH-A, 2023; Quinn, 2015; Sample y Arenal, 2015; Williams *et al.*, 2015). Esto no es lo mismo que estudiar el destino ambiental de las sustancias, aspecto sobre el cual sí hay información publicada (Brannon y Myers, 1997; Dave *et al.*, 2000; Edeballi *et al.*, 2024; Juhasz y Naidu, 2007; Liu *et al.*, 2019; Mirecki *et al.*, 2006; Pichtel, 2012). En los escenarios ambientales donde estas sustancias podrían estar presentes, juegan un papel determinante variables físico-químicas y biológicas que condicionan su persistencia e impacto tóxico, tal como se analizó en publicaciones recientes de estos autores sobre el impacto tóxico ambiental de los explosivos TNT y ciclonitraminas (Castro, 2024; Ross y Castro, 2024).

El caso del anión perclorato es distinto, ya que es abundante en la literatura la información tanto sobre su disposición en el ambiente como para los efectos tóxicos en animales y plantas (Eck, 2015; Ross *et al.*, 2024). Recientemente los autores de este trabajo revisaron la literatura científica disponible sobre todo lo referido a la problemática ambiental de los propulsantes sólidos, identificando los componentes principales que han sido motivo de preocupación y evaluación toxicológica en el mundo (Ross *et al.*, 2024). Los compuestos que merecieron un esfuerzo de investigación mayor son la nitrocelulosa, la difenilamina y sus derivados, la nitroglicerina y el perclorato de amonio. De este análisis surge claramente que la difenilamina representa el riesgo tóxico ambiental más relevante, relacionado con su química y lo que se conoce de la toxicología de las aminas aromáticas. Esto motivó en nuestro laboratorio el interés por el estudio de su toxicidad sobre los organismos centinela del suelo, como la lombriz de tierra (Formosa Lemoine *et al.*, 2025a). Respecto al impacto tóxico de los explosivos más utilizados en nuestro país, como el TNT y las ciclonitraminas RDX y HMX, hemos evaluado recientemente efectos subletales en el modelo de la lombriz de tierra (Formosa Lemoine *et al.*, 2025b,c).

El impacto tóxico de los percloratos

El anión perclorato, pese a su nivel de oxidación elevado, es bastante estable en el ambiente y puede persistir como tal en aguas superficiales y subterráneas durante más de una década (Simon y Weber, 2006; Wu *et al.*, 2011). Esto se debe a la alta energía de activación que requiere para reaccionar con otros componentes del ambiente (Callahan *et al.*, 1998). Sin embargo, una vez que se produce la combustión en el propulsante, el perclorato de amonio produce reacciones químicas fuertemente exotérmicas. Por esta razón, se lo utiliza en propulsantes sólidos para cohetes, fuegos artificiales y municiones (Eck, 2015).

Una vía importante de entrada de los percloratos en el ambiente ocurre durante la fabricación y recarga de municiones y motores sólidos para cohetes. Estas actividades han provocado la contaminación por perclorato de las aguas subterráneas en numerosas instalaciones militares y de fabricación de cohetes (Attaway, 1994; Callahan *et al.*, 1998; Sijimol *et al.*, 2017; Sterner y Mattie, 1998). Otras fuentes antropogénicas de perclorato incluyen los fuegos artificiales, bengalas de seguridad, explosivos, productos clorados preparados electroquímicamente y los fertilizantes de nitrato de origen chileno. Se descubrió que el perclorato también se forma naturalmente por la acción de los rayos sobre las especies

de cloro presentes en la atmósfera (Eck, 2015; Jackson *et al.*, 2006).

La persistencia del anión perclorato en el suelo, el agua y en muchas sustancias que consumen los humanos está documentada ampliamente (Calderón *et al.*, 2017; Dasgupta *et al.*, 2008; Fang y Naidu, 2023; Sahu, 2024). La retención del perclorato en el suelo se ve afectada por el pH y la fuerza iónica. Es insignificante en suelos arenosos en la mayoría de las condiciones, incluido un pH casi neutro. Sin embargo, se ha observado que el perclorato se adsorbe ligeramente en suelos con carga variable en entornos de pH bajo (Pichtel, 2012). El anión perclorato pertenece a la clase de contaminantes emergentes que impactarán el ambiente en un futuro cada vez más cercano. Los contaminantes emergentes se definen como aquellas sustancias presentes en fuentes de agua que pueden causar diversos impactos ambientales o en la salud humana (Arman *et al.*, 2021). Fuerte oxidante por naturaleza, el perclorato ha sido objeto de preocupación debido a su presencia, naturaleza reactiva y persistencia en diversos entornos, como aguas superficiales y subterráneas, suelos y alimentos. La exposición al perclorato ocurre al ingerirlo, desde el agua o los alimentos (Clarkson *et al.*, 2006; Hu *et al.*, 2021; Maffini *et al.*, 2016; Mattie *et al.*, 2006; Murray *et al.*, 2008). En los animales superiores, la ingestión de perclorato afecta la absorción de yodo en la tiroides, lo que provoca una disminución en la síntesis de la hormona tiroidea, un componente crítico para el metabolismo, el desarrollo neuronal y otras funciones fisiológicas del organismo. Altera el funcionamiento del transportador de sodio-yoduro, impidiendo así el transporte de yodo desde la circulación hacia las células foliculares tiroideas. Esto produce una inhibición competitiva en la captación de yoduro, lo que afecta a la producción de hormona tiroidea. La tiroides es el órgano blanco de toxicidad más importante para la exposición al perclorato, que actuaría como un disruptor endocrino, con posibles alteraciones de muchas actividades metabólicas reguladas por sus hormonas. Los riesgos para la salud que plantea la exposición al perclorato son mayores durante el embarazo, cuando la insuficiencia de hormonas tiroideas puede afectar el desarrollo cerebral. Por ejemplo, niveles inadecuados de hormonas tiroideas durante la gestación pueden provocar dificultades de aprendizaje en los niños. El riesgo es mayor en condiciones de insuficiencia de yodo en la dieta materna (Blount y Valentín-Blasini, 2006; Buffler *et al.*, 2006; Brechner *et al.*, 2000; Greer *et al.*, 2002). Para comprender mejor el efecto de la exposición al perclorato en el cerebro en desarrollo, es necesario realizar estudios sobre la exposición al perclorato y sus consecuencias para la salud relacionadas con la neurotoxicidad en el desarrollo (Gilbert *et al.*, 2024).

Recientemente comenzó a surgir evidencia creciente para los efectos y consecuencias fisiológicas de la contaminación por perclorato. Se han encontrado trazas de perclorato en productos lácteos, leche materna y orina humana, lo que genera preocupación sobre su posible transferencia a otros organismos (Brechner *et al.*, 2000; Buffler *et al.*, 2006). En otras matrices biológicas y ambientales, se han medido niveles de trazas de perclorato en agua potable, aguas residuales, cerveza, sangre, saliva, frutas y verduras (Brown y Gu, 2006; Kumar, 2025). Actualmente, se están realizando numerosos estudios para determinar las fuentes y los métodos de remediación (Dean *et al.*, 2004; Coates y Achenbach, 2006; Kaul *et al.*, 2001; Srinivasan y Viraraghavan, 2009).

Desde su detección en fuentes de agua potable hacia fines de la década de 1990, ha aumentado la preocupación por la salud humana y el impacto en el ambiente en relación con el anión perclorato (Brown y Gu, 2006; Smith *et al.*, 2001; 2004). En los EE. UU. se ha encontrado perclorato en aguas subterráneas

y superficiales de varios estados, en muchos casos en áreas cercanas a instalaciones con una historia de producción de propulsores y motores de cohetes que contenían perclorato (Smith *et al.*, 2001; 2004). En esos lugares se recolectaron muestras de suelo, sedimentos, agua, vegetación y tejidos de animales para una evaluación preliminar del sitio sobre la contaminación por perclorato. En todos los casos pudo demostrarse la presencia de perclorato (vegetación, insectos acuáticos, peces, ranas y también mamíferos) (Bernhardt *et al.*, 2011; Carr y Theodorakis, 2006; Goleman *et al.*, 2002; Nipper *et al.*, 2009; Theodorakis *et al.*, 2006). Se demostró así que la contaminación podía trasladarse a distintos tipos de organismos vinculados con ese ambiente impactado por el perclorato. En el caso de los organismos terrestres no puede descartarse una exposición por vías no necesariamente relacionadas con aguas superficiales contaminadas. En los invertebrados, la función de las hormonas tiroideas (similares a las de los vertebrados) juega un papel equivalente por su relevancia, aunque con algunas diferencias clave en la regulación y el mecanismo de acción. Desempeñan un papel en el desarrollo, la metamorfosis (en algunos casos), la regulación del metabolismo y otros procesos fisiológicos.

La acumulación de perclorato en aguas superficiales, subterráneas y suelo representa una amenaza para la vegetación y, en última instancia, para el ambiente (Aziz *et al.*, 2006; Smith, 2006; Steinmaus, 2016). La vegetación lo absorbe debido al aumento de su concentración en aguas superficiales y subterráneas (He *et al.*, 2013). La capacidad de una planta para absorber perclorato depende de diversos factores, como su concentración y las de nutrientes (nitratos y cloruros) en el agua y el suelo, la especie, su etapa de desarrollo y sus procesos fisiológicos. Al penetrar en la planta, el perclorato afecta a todas sus partes, pero se acumula principalmente en las hojas, presentando necrosis, clorosis y quemaduras en las puntas, que podrían deberse a la destrucción de los cloroplastos por su acción oxidante. Esto provocaría una disminución del rendimiento de los cultivos y fitotoxicidad (Sahu y Kumari, 2024).

El biomonitoreo como herramienta sensible y específica para la evaluación del impacto tóxico en el ambiente

La evaluación del impacto tóxico causado por la contaminación del ambiente derivada de las actividades de producción y uso de propulsores sólidos es un tema complejo, no solo por la variedad de sustancias que pueden estar involucradas sino también, y fundamentalmente, por las interacciones con variables ambientales que pueden modificar drásticamente el destino y la persistencia y, en consecuencia, la toxicidad para diferentes organismos y en el ecosistema. Como se describió previamente, las formulaciones de propulsores sólidos más comunes en uso hoy en día son poco estables en el tiempo y por eso requieren de aditivos estabilizantes. Desde un punto de vista toxicológico, esto implica no solamente la toxicidad de estos componentes si no (y fundamentalmente) la formación de cantidades variables de otros compuestos tóxicos que luego pueden pasar al ambiente. En general, estamos hablando de sustancias que no son refractarias a la degradación, ya sea por vías abióticas o por transformaciones mediadas por organismos vivos. Sin embargo, esto no debe interpretarse como una ventaja (en comparación con otras sustancias más persistentes), ya que algunas de sus vías de transformación química conducen a compuestos con una toxicidad apreciable. Esta característica significa que, incluso cuando la permanencia de la estructura química original en un ambiente no sea extensa, el impacto a largo plazo del contaminante en el ambiente, además de su conversión a especies más tóxicas, conduce a un escenario de riesgo ambiental persistente y de complejidad cambiante. Además, algunas de estas sustancias pueden resultar muy tóxicas para

organismos de suelos o sedimentos que podrían degradar a otras, con lo cual la respuesta que puede esperarse en determinado escenario contaminado varíe con su historia. Es de esperar entonces que la toxicidad y los biomarcadores que la revelan también varíen según el caso (Castro, 2024).

En este contexto, el biomonitoreo se enfrenta a dos desafíos. En primer lugar, es necesario detectar de forma específica y sensible la presencia de sustancias derivadas de la degradación ambiental de los propulsores en diferentes muestras ambientales, ya que esto determina el tipo y la cantidad de productos que pueden formarse (Reina *et al.*, 2025). En segundo lugar, será necesario identificar bioindicadores y biomarcadores de efectos tóxicos adecuados a cada situación, mediante el desarrollo de modelos biológicos para la evaluación del impacto tóxico in situ o, al menos, en el laboratorio con muestras (por ejemplo, agua, suelo, sedimentos) de sitios contaminados. Respecto a este punto es importante señalar que los modelos y protocolos para la evaluación del impacto tóxico deben tener como objetivo ser aptos para fines regulatorios (ej. Gold estándar), ya que de otro modo no serán reconocidos para la toma de decisiones y para establecer valores de referencia (Gómez *et al.*, 2020; Quiroga Martínez, 2009). En este sentido, el aporte de un laboratorio de investigación es generar la información básica (por ejemplo, identificar las especies químicas presentes y los tejidos u órganos diana en los organismos seleccionados o disponibles en cada contexto). Eventualmente estos hallazgos podrán escalarse con un propósito regulatorio (Gold Standard for the Global Goals; Gómez *et al.*, 2020). Por lo tanto, los problemas para establecer los riesgos ambientales y los objetivos de remediación de sitios contaminados generalmente se deben al conocimiento incompleto del destino ambiental y de los efectos de los propulsores y explosivos en los ecosistemas (Castro, 2024; Fernández-López *et al.*, 2022). En la evaluación de la toxicidad crónica del suelo, es necesario incluir respuestas subletales que pueden tener implicancias directas en la supervivencia, la reproducción y el comportamiento de las especies y, por lo tanto, ser de importancia ecológica.

Los efectos subletales en los organismos estarían relacionados con dosis más bajas y exposiciones a largo plazo. En este sentido, los biomarcadores bioquímicos se consideran señales de alerta temprana de consecuencias ecológicas adicionales (Dahiya *et al.*, 2022; Dhiman y Pant, 2022; Solé, 2020). En nuestros laboratorios se está desarrollando la capacidad para evaluar el impacto tóxico derivado de la contaminación del ambiente con explosivos, propulsores sólidos y sus productos de degradación. Para ello, es importante realizar un biomonitoreo que pueda revelar el impacto en el ecosistema y predecir las posibles consecuencias para éste y la población cercana (D'Alessandro *et al.*, 2024; Formosa Lemoine *et al.*, 2025b). En nuestros laboratorios estamos desarrollando metodologías analíticas sensibles y específicas para la identificación y cuantificación de estos tóxicos y sus productos de transformación a bajas concentraciones en suelos (Reina *et al.*, 2025), así como también estudiando modelos biológicos para la evaluación del impacto tóxico in situ o en el laboratorio con muestras provenientes de sitios contaminados. En estos ensayos, se realizan exposiciones para evaluar la toxicidad subletal y la absorción de explosivos o propulsores envejecidos de estos suelos por los organismos (plantas o invertebrados). Un enfoque posible para la evaluación de pasivos ambientales (desde una perspectiva toxicológica) incluiría el estudio de los efectos de los explosivos o propulsores y subproductos de su envejecimiento presentes en el suelo sobre organismos diana que representan, por ejemplo, dos niveles tróficos (por ejemplo, una especie vegetal local o modelo y algún invertebrado del suelo). Estos datos pueden utilizarse para definir criterios o valores de referencia para la gestión ambiental y para llevar a cabo evaluaciones

de riesgos específicas. Por supuesto, es claro que, eventualmente, estos datos serán tenidos en cuenta con fines regulatorios o para establecer valores guía, solamente si se aplican modelos o protocolos “Gold estándar” o test de referencias o nuevos métodos comparables a los métodos estándar. Por otra parte, los datos con fines regulatorios o para establecer valores guía pueden utilizarse si son el resultado de estudios de monitoreo periódicos que se mantienen en el sitio y en el tiempo (Gold Standard for the Global Goals; Gómez *et al.*, 2020; Quiroga Martínez, 2009). Algo que seguramente escapa a las posibilidades y logística de un laboratorio de investigación, pero para lo cual esperamos contribuir con información básica, hasta ahora en gran parte desconocida.

Las lombrices de tierra son organismos esenciales para el ecosistema del suelo y se utilizan ampliamente para monitorear los sistemas terrestres, ya que se comportan como indicadores sensibles de la calidad del suelo frente a un amplio espectro de xenobióticos. En nuestro laboratorio, las lombrices de tierra fueron expuestas a explosivos para evaluar la toxicidad subletal (Castro, 2024). Estos organismos se evalúan mediante diversas medidas, como la histología, la histoquímica y las determinaciones bioquímicas relacionadas con el daño tóxico, así como la identificación y cuantificación de las especies químicas presentes en sus tejidos, y también en muestras de agua y suelo. Los experimentos ya realizados reflejan las diferencias esperadas entre los compuestos explosivos ensayados en su acción tóxica sobre este organismo, en relación con su liposolubilidad y reactividad química (Castro, 2024; Formosa Lemoine *et al.*, 2024; 2025b; Fuchs *et al.*, 2023).

La comprensión de los mecanismos subyacentes de la toxicidad constituye una herramienta poderosa para reconocer una intoxicación en curso, así como para anticipar un riesgo durante el desarrollo o el uso de un producto químico. Comprender un proceso tóxico en un entorno donde varias especies se ven afectadas es difícil, y es entonces cuando se hace evidente la necesidad de un biomonitoreo específico, pero exhaustivo, para caracterizar el caso (Castro, 2011; Arenal y Sample, 2015; Dahiya *et al.*, 2022; Dhiman y Pant, 2022; Eck, 2015; Quinn, 2015; Sample y Arenal, 2015; Solé, 2020; Williams *et al.*, 2015). La toxicidad ambiental de las formulaciones propulsantes cumple con esta premisa, ya que plantea objetivos dirigidos a comprender el impacto tóxico desde diferentes enfoques, utilizando organismos centinelas aceptados como indicadores de la contaminación del suelo o aguas. En primer lugar, existen medidas que permiten localizar el daño dentro de esos organismos y distinguir su tipo, como la histología o la histoquímica (Castro, 2024; Formosa Lemoine *et al.*, 2024, 2025b; Fuchs *et al.*, 2023). Otras medidas buscarían revelar la relación entre lo observado microscópicamente y la naturaleza de las especies químicas derivadas de las sustancias tóxicas en ese ambiente. Aquí es donde entran en juego el análisis químico instrumental y la bioquímica enzimática. Finalmente, cabe mencionar las pruebas en campo, que, además de relacionar la realidad con lo estudiado en el laboratorio, permiten demostrar la relevancia de variables que no se pueden reproducir fácilmente en un contexto “de mesada”, pero que pueden cambiar la comprensión del problema (Ross *et al.*, 2024).

Conclusiones y perspectivas

En las últimas décadas, las crecientes preocupaciones económicas y ambientales han llevado al desarrollo de un concepto de crecimiento económico sostenible, lo que sugiere la necesidad de reemplazar el modelo lineal con un modelo circular alternativo para lograr la sostenibilidad económica, social y ambiental (Costa *et al.*, 2015; Núñez Cacho-Utrilla y Gorecki, 2023). En 2014, la Comisión Europea reconoció que es necesario modificar la estrategia de desarrollo sostenible, sugiriendo la aceptación de la idea de una economía circular que prioriza el residuo cero. Se está implementando un nuevo modelo económico de circuito cerrado en el ciclo de vida de productos, materiales y recursos, tratándolos en cada etapa de su vida como materias primas secundarias y no como residuos (Korhonen *et al.*, 2018). Esencialmente, los residuos generados regresan al flujo económico para su uso, gracias a lo cual se ahorra energía, reduciendo la necesidad de nueva producción, y de su eliminación después del desmantelamiento y la cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero asociadas. La implementación de esta estrategia depende en cada país de decisiones legislativas, pero es evidente su relevancia en relación con el uso racional de los recursos y para limitar el impacto negativo de los productos manufacturados en el medio ambiente (Cunniff *et al.*, 2006; Oxley *et al.*, 2009).

En consonancia con los principios de la economía circular, se está adoptando un enfoque novedoso para la gestión de municiones militares obsoletas mediante la valorización de materiales de alta energía derivados de municiones desmanteladas. Este enfoque implica el uso de estos materiales en explosivos de emulsión para uso civil como alternativa a su eliminación destructiva convencional (Maranda *et al.*, 2025). La economía circular representa un cambio innovador para el sector de defensa, promoviendo la sostenibilidad mediante diversas estrategias, como el uso civil de municiones militares caducadas y materiales relacionados, la creación de circuitos cerrados de flujo de materiales, la desaceleración del consumo y la reducción del flujo general de esos materiales manteniendo la competitividad industrial, la minimización del impacto ambiental asociado con los métodos tradicionales de eliminación y la logística, la reducción de la demanda de matrices de explosivos de emulsión mediante la reducción de los requisitos de producción y transporte, la mejora de la eficiencia y la seguridad de los materiales, la optimización del uso de materiales estratégicos críticos y la garantía de la seguridad en las cadenas de suministro (Maranda *et al.*, 2025).

Los materiales energéticos utilizados en municiones militares y materiales relacionados son sustancias cristalinas, por lo que, tras su extracción de la carcasa, es posible purificarlos mediante recristalización. La condición para su reutilización en municiones militares es someterlos a un procedimiento adecuado. Por razones económicas, este procedimiento solo resulta rentable para el octógeno (HMX). La selección de un método de eliminación de explosivos debe considerar factores como las propiedades demostradas de aplastamiento y propulsión, la viabilidad de su implementación a escala técnica y económica. A pesar de los diversos métodos propuestos, su aplicabilidad sigue limitada por diversos factores, como la diversidad de explosivos y sus cantidades, los costos asociados al desmantelamiento de municiones militares, el impacto ambiental adverso de los productos de descomposición gaseosos, la producción energética limitada alcanzable mediante combustión o explosión controlada, y la necesidad de separar componentes explosivos específicos de mezclas que a menudo incluyen metales pesados, amianto y otras sustancias peligrosas (Maranda *et al.*, 2025).

Los países con fuerzas armadas poseen y utilizan grandes cantidades de municiones. Las autoridades civiles, como las agencias espaciales, también utilizan grandes cantidades de materiales energéticos. La producción, el uso y la eliminación de estos materiales contribuyen al impacto ambiental general. La manipulación de municiones con materiales energéticos requiere gran cuidado y un costo considerable. El impacto ambiental de los procesos debe ser aceptable para una población general cada vez más crítica, para evitar la preocupación pública y ser aceptable según las leyes ambientales. Se deben destinar fondos considerables a la limpieza y restauración de zonas donde las actividades militares han contaminado el suelo o el agua. Prácticas pasadas como el vertido al mar o en vertederos ya no son aceptables. Es necesario conocer y minimizar el impacto ambiental de las municiones para que la gestión ambiental pueda llevarse a cabo adecuadamente. Los gobiernos tienen el deber de cuidar a los miembros de sus fuerzas armadas y deben tomarse todas las precauciones razonables para garantizar el uso seguro de las municiones. Por ejemplo, algunos sistemas de armas pueden dispersar más del 70% de su material energético, en particular el propulsante, en el campo de tiro (Cumming, 2019).

Esto representa un riesgo para la salud, con el riesgo de incendios tras un uso prolongado en el campo de tiro, y también representa un riesgo para el entorno laboral. Además, supone un riesgo ambiental, ya que la evaluación de riesgos ambientales de un propulsante suele basarse en los productos finales de la combustión y no en el propulsante en sí (Ross *et al.*, 2024). El diseño de nuevas armas debería incluir procedimientos de eliminación y una declaración de impacto ambiental. La comprensión de la importancia de la eliminación de municiones aún está rezagada respecto a este requisito de diseño, aunque se han logrado avances (Cumming, 2019). Sin embargo, para cumplir mejor con este requisito, es importante comprender plenamente los problemas ambientales para que no impongan restricciones indebidas al diseño de armas. Esta comprensión también puede reducir los costos.

En los países centrales, la presión pública ha llevado progresivamente a la implementación de legislación para gestionar el impacto ambiental de estas actividades. La Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (EPA) y la Unión Europea se han centrado en minimizar el impacto, y en la legislación de la UE se está introduciendo el control de las sustancias químicas. En Estados Unidos se está trabajando activamente en el marco del Programa Estratégico de I+D Ambiental (SERDP), un enfoque conjunto entre el Departamento de Defensa, el Departamento de Energía y la EPA. Se han realizado estudios en la Agencia Europea de Defensa (EMA) y en el área de Ciencia y Tecnología de la Organización del Tratado del Atlántico Norte (OTAN) (Cumming, 2019).

El cambio de la percepción pública al respecto y la nueva legislación implica que no se puede ignorar el impacto ambiental de las municiones y sus componentes. Así como ocurre para muchas otras actividades industriales, se vuelve necesario comprender los problemas para poder abordarlos. Como se refiere en la excelente revisión del tema realizada por Cumming (2019), el análisis debe comprender respuestas para interrogantes que todavía no las tienen o las tienen, pero han quedado obsoletas para las demandas actuales: ¿cuál es el impacto de los procesos de fabricación actuales y cómo podrían mejorarse? ¿Existen alternativas o es probable que estén disponibles? ¿Cuáles son los efectos en los seres humanos y en el ambiente? ¿Existen técnicas de eliminación disponibles que utilicen métodos seguros? ¿Cuáles son los costos involucrados? ¿Existen opciones viables económicamente?

Ningún país tiene todas las respuestas establecidas como tampoco problemas únicos o contextos similares, pero es claro que existen temas comunes que afectan a todos. Estos requisitos legislativos impulsan la investigación. Nuestro trabajo apunta a ser un aporte en tal sentido¹⁸.

¹⁸ *Agradecimientos: el presente trabajo se desarrolló en el marco del Proyecto de Investigación PDTs 2024–2025 (FIE-UNDEF). Los autores agradecen el soporte de financiación brindado por CITEDEF (OT 03 NAC 049/23) y UNIDEF (MINDEF-CONICET).*

Referencias

Arenal, C. A., Sample, B. E. (2015). Wildlife Toxicity Assessment for Diphenylamine. En M. A. Williams, G. Reddy, M. J. Quinn Jr., M. S. Johnson (Eds.), *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern* (pp. 439-464). Amsterdam: Elsevier.

Arman, N. Z., Salmiati, S., Aris, A., Salim, M. R., Nazifa, T. H., Muhamad, M. S., Marpongahtun, M. (2021). A review on emerging pollutants in the water environment: existences, health effects and treatment processes. *Water*, *13*(22), 3258.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2017). Toxicological Profile for N-Nitrosodiphenylamine.

Attaway, H. (1994). Biodegradation of nitroglycerin and perchlorate in propellant wastewater. AFRL-ML-TY-TR-1998-4547. Tyndall AFB FL: Air Force Research Laboratory Materials & Manufacturing Directorate Airbase & Environmental Technology Division.

Aziz, C., Borch, R., Nicholson, P., Cox, E. (2006). Alternative Causes of Wide-Spread, Low Concentration Perchlorate Impacts to Groundwater. En B. Gu, J.D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 71-91). Boston, MA: Springer.

Bernhardt, R. R., von Hippel, F. A., O'Hara, T. M. (2011). Chronic perchlorate exposure causes morphological abnormalities in developing stickleback. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *30*(6), 1468-1478.

Blount, B. C., Valentín-Blasini, L. (2006). Using Biomonitoring to Assess Human Exposure to Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment. En B. Gu, J. D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 197-207). Boston, MA: Springer.

Brannon, J. M., Myers, T. E. (1997). *Review of fate and transport processes of explosives*, Tech. Rep. IRRP-97-2. Vicksburg, Miss: U.S Army Engineer Waterways Experiment Station.

Brechner, R. J., Parkhurst, G. D., Humble, W. O., Brown, M. B., Herman, W. H. (2000). Ammonium Perchlorate Contamination of Colorado River Drinking Water is Associated With Abnormal Thyroid Function in Newborns in Arizona. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, *42*(8), 777-782.

Brown, G. M., Gu, B. (2006). The Chemistry of Perchlorate in the Environment. En B. Gu, J.D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 17-47). Boston, MA: Springer.

Buffler, P. A., Kelsh, M. A., Lau, E. C., Edinboro, C. H., Barnard, J. C., Rutherford, G. W., Daaboul, J. J., Palmer, L., Lorey, F.W. (2006). Thyroid function and perchlorate in drinking water: an evaluation among California newborns, 1998. *Environmental Health Perspectives*, *114*(5), 798-804.

Calderón, R., Godoy, F., Escudey, M., Palma, P. (2017). A review of perchlorate (ClO₄-) occurrence in fruits

and vegetables. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 82.

Callahan, C., Sprenger, M., Long, G. C., Porter, R. (1998). *Perchlorate ecological risk studies – a report on literature reviews and studies conducted by the Ecological Impact/Transport and Transformation Subcommittee of the Interagency Perchlorate Steering Committee*. Brooks Air Force Base (TX): US Air Force Institute for Environment, Safety, and Occupational Health Risk Analysis, Risk Analysis Directorate, Risk Assessment Division. IERA-RS-BR-TR-2001-0004.

Carr, J., Theodorakis, C. (2006). Effects of Perchlorate in Amphibians. En R. J. Kendall, P. N. Smith (Eds.), *Perchlorate Ecotoxicology* (pp. 125-153). Washington DC: SETAC Press.

Castro, G. D. (2011). Epidemiología molecular: La contribución de la química a la prevención de enfermedades de origen ambiental. En L. Galagovsky (Ed.), *Química y Civilización* (pp. 231-240). Buenos Aires: Asociación Química Argentina.

Castro, G. D. (2024). Soil contamination with explosives and their degradation products. Biomonitoring to assess sublethal toxicity in soil sentinel organisms. *Current Topics in Toxicology*, 20, 19-30.

Clarkson, J., Sager, S., Locey, B., Yu, L., Silberhorn, E. (2006). Perchlorate: Ecological and Human Health Effects. En G. Arapis, N. Goncharova, P. Baveye (Eds.), *Ecotoxicology, Ecological Risk Assessment and Multiple Stressors*. NATO Security Through Science Series, Volumen 6. Dordrecht: Springer.

Coates, J. D., Achenbach, L. A. (2006). The Microbiology of Perchlorate Reduction and its Bioremediative Application. En B. Gu, J. D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 279-295). Boston, MA: Springer.

Costa, D., Galante, E., Andrade, I., Cunha, J. (2015). Environmental life-cycle assessment of a military explosive production unit: a preliminary approach. U. *Porto Journal of Engineering*, 1(1), 2-10.

Cumming, A. S. (2019). Introduction and Overview. En A.S. Cumming, M.S. Johnson (Editores), *Energetic Materials and Munitions: Life Cycle Management, Environmental Impact, and Demilitarization* (pp. 1-12). Weinheim: Wiley-VCH.

Cunniff, S. E., Cramer, R. J., Maupin, H. E. (2006). *Perchlorate: Challenges and Lessons*. En B. Gu, J.D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 1-15). Boston, MA: Springer.

D'Alessandro, P. G., Costantini, M. H., Castro, G. D. (2024). El impacto tóxico en la contaminación del ambiente con explosivos y sus productos de degradación. *TEC1000: Estudios de Vigilancia y Prospectiva Tecnológica en el Área de Defensa y Seguridad*, 2023/2024, 219-229.

Dahiya, U. R., Das, J., Bano, S. (2022). Biological indicators of soil health and biomonitoring. En J. A. Malik (Ed.), *Advances in Bioremediation and Phytoremediation for Sustainable Soil Management* (pp. 3217-348).

Heidelberg: Springer Nature.

Dasgupta, P. K., Kirk, A. B., Dyke, J. V., Ohira, S. (2008). Intake of iodine and perchlorate and excretion in human milk. *Environmental Science and Technology*, 42(21), 8115-8121.

Dave, G., Nillson, E., Wernersson, A. S. (2000). Sediment and water phase toxicity and UV-activation of six chemicals used in military explosives. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3, 291-299.

DCPH-A (Defense Centers for Public Health – Aberdeen). (2023). Technical Guide (TG) 254, Standard Practice for Wildlife Toxicity Reference Values. Report No. HEF-0120190001. Aberdeen Proving Ground, Maryland.

Dean, K. E., Palachek, R. M., Noel, J. M., Warbritton, R., Aufderheide, J., Wireman, J. (2004). Development of freshwater water-quality criteria for perchlorate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(6), 1441-1451.

Dhiman, B., Pant, D. (2022). Bioindication and biomarker responses of earthworms: A tool for soil pollution assessment. En J.A. Malik (Ed.), *Advances in Bioremediation and Phytoremediation for Sustainable Soil Management* (pp. 365-378). Heidelberg: Springer Nature.

Eck, W. S. (2015). Wildlife Toxicity Assessment for Perchlorate. En M. A. Williams, G. Reddy, M. J. Quinn Jr, M. S. Johnson (EdS.), *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern* (pp. 499-553). Amsterdam: Elsevier.

Edebali, Ö., Krupčíková, S., Goellner, A., Vrana, B., Muz, M., Melymuk, L. (2024). Tracking aromatic amines from sources to surface waters. *Environmental Science & Technology Letters*, 11(5), 397-409.

Eriksson, J., Frankki, S., Shchukarev, A., Skyllberg, U. (2004). Binding of 2,4,6-trinitrotoluene, aniline, and nitrobenzene to dissolved and particulate soil organic matter. *Environmental Science and Technology*, 38(11), 3074-3080.

Fang, C., Naidu, R. (2023). A review of perchlorate contamination: Analysis and remediation strategies. *Chemosphere*, 338, 139562.

Fernández-López, C., Posada-Baquero, R., Ortega-Calvo, J. J. (2022). Nature-based approaches to reducing the environmental risk of organic contaminants resulting from military activities. *Science of the Total Environment*, 843, 157007.

Ferreira, C., Ribeiro, J., Almada, S., Freire, F. (2017). Environmental assessment of ammunition: the importance of a life-cycle approach. *Propellants, Explosives, Pyrotechnics*, 42(1), 44-53.

Ferreira, C., Ribeiro, J., Clift, R., Freire, F. A. (2019). Circular Economy Approach to Military Munitions: Valorization of Energetic Material from Ammunition Disposal through Incorporation in Civil Explosives.

Sustainability, 11, 255.

Formosa Lemoine, F., Costantini, M. H., Fuchs, J. S., Ross, P. G., Castro, G. D. (2025c). *Alteraciones histológicas en la lombriz de tierra inducidas por la exposición al explosivo HMX (octahidro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocina)*. Buenos Aires, Argentina: XXIV Congreso Argentino de Toxicología.

Formosa Lemoine, F., Costantini, M. H., Ross, P. G., Castro, G. D. (2025a). *La contaminación con propulsantes sólidos: El impacto tóxico de la difenilamina y sus derivados nitrados y N-nitroso*. Buenos Aires, Argentina: 2º Congreso de Ciencia, Tecnología e Innovación para la Defensa Nacional.

Formosa Lemoine, F., Fuchs, J. S., Reina, F. D., D'Alessandro, P. G., Costantini, M. H., Ross, P. G., Castro, G. D. (2025b). La contaminación del suelo con explosivos y sus productos de degradación. Bioindicadores y biomarcadores para evaluar la toxicidad subletal en organismos centinela del suelo. *Comunicación Científica N° 220*. CITEDEF. ISSN 0325-1527.

Formosa Lemoine, F., Fuchs, J. S., Ross, P. G., Castro, G. D. (2024). Alteraciones histológicas en la lombriz de tierra inducidas por la exposición al explosivo RDX (1,3,5-trinitro-1,3,5-triazaciclohexano). *Acta Toxicológica Argentina*, 32(Suple.), 55-56.

Fuchs, J. S., Formosa Lemoine, F., Castro, G. D. (2023). Cambios histológicos y morfométricos en la lombriz de tierra inducidos por la exposición al explosivo TNT (2,4,6-trinitrotolueno). *Acta Toxicológica Argentina*, 31(Suple.), 102.

Galante, E., Temple, T., Ladyman, M., Gill, P. P. (2017). The UK Ministry of Defence Project Orientated Environmental Management System (POEMS). *Propellants, Explosives, Pyrotechnics*, 42(1), 36-43.

Gilbert, M. E., Hawks, M. G., Bell, K. S., Oshiro, W., Wood, C., George, B. J., Thomas, R., Ford, J. (2024). Iodine Deficiency Exacerbates Thyroidal and Neurological Effects of Developmental Perchlorate Exposure in the Neonatal and Adult Rat. *Toxics*, 12(12), 842.

Gold Standard for the Global Goals. Procedure for development, revision, and clarification of methodologies and methodological tools. The Gold Standard Foundation International Environment, Geneva. Disponible en: <https://globalgoals.goldstandard.org/>.

Goleman, W. L., Urquidí, L. J., Anderson, T. A., Smith, E. E., Kendall, R. J., Carr, J. A. (2002). Environmentally relevant concentrations of ammonium perchlorate inhibit development and metamorphosis in *Xenopus laevis*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(2), 424-430.

Gómez, N., Domínguez, E., Rodrigues, A., Fernández, H. R. (2020). Los indicadores biológicos. En E. Dominguez, A. Giorgi, N. Gómez (Eds.), *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica* (pp. 58-71). Buenos Aires, Argentina: EUDEBA.

Greer, M. A., Goodman, G., Pleus, R. C., Greer, S. E. (2002). Health effects assessment for environmental perchlorate contamination: The dose response for inhibition of thyroidal radioiodine uptake in humans. *Environmental Health Perspectives*, 110(9), 927-937.

He, H., Gao, H., Chen, G., Li, H., Lin, H., Shu, Z. (2013). Effects of perchlorate on growth of four wetland plants and its accumulation in plant tissues. *Environmental Science and Pollution Research International*, 20(10), 7301-7308.

Hu, J., Xian, Y., Wu, Y., Chen, R., Dong, H., Hou, X., Liang, M., Wang, B., Wang, L. (2021). Perchlorate occurrence in foodstuffs and water: Analytical methods and techniques for removal from water - A review. *Food Chemistry*, 360, 130146.

Jackson, W. A., Anderson, T., Harvey, G., Orris, G., Rajagopalan, S., Kang, N. (2006). Occurrence and Formation of Non-Anthropogenic Perchlorate. En B. Gu, J. D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 49-69). Boston, MA: Springer.

Juhasz, A. L., Naidu, R. (2007). Explosives: fate, dynamics, and ecological impact in terrestrial and marine environments. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 191, 163-215.

Kalderis, D., Juhasz, A. L., Boopathy, R., Comfort, S. (2011). Soils contaminated with explosives: environmental fate and evaluation of state-of-the-art remediation processes (IUPAC technical report). *Pure and Applied Chemistry*, 83(7), 1407-1484.

Kaul, S. N., Rao, N. N., Nandy, T., Szpyrkowicz, L. (2001). Wastewater management for hazardous chemicals - disposal of ammonium perchlorate wastes from propellant production for space vehicles. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 81(3-4), 111-122.

Korhonen, J., Nuur, C., Feldmann, A., Birkie, S. E. (2018). Circular Economy as an Essentially Contested Concept. *Journal of Cleaner Production*, 175, 544-552.

Krumlinde, P., Ek, S., Tunestål, E., Hafstrand, A. (2017). Synthesis and characterization of novel stabilizers for nitrocellulose-based propellants. *Propellants, Explosives, Pyrotechnics*, 42(1), 78-83.

Kumar, P., Raghunathan, M. (2025). A Review on the Detection of Perchlorate in Water and Food Samples, Health Impacts, and Analytical Methods. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236, 174.

Lee, S-B., Seo, J-W., Choi, K-S., Kim, S-B. (2015). The shelf-life prediction of single-base propellants by applying the kinetic model of n-th order. *Journal of the Korea Academia-Industrial Cooperation Society*, 16(5), 3633-3642.

Ley Nro. 24.429. Ley Nacional de Armas y Explosivos, mayo 1973. <https://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/15000-19999/19953/norma.htm>. Consulta: 3 de septiembre de 2025.

Ley Nro. 20.051. Ley de Residuos Peligrosos, diciembre 1991. <https://servicios.infoleg.gob.ar/infoleginternet/anexos/0-4999/450/texact.htm>. Consulta: 3 de septiembre de 2025.

Lindblom, T. (2004). Reactions in the system nitro-cellulose/diphenylamine with special reference to the formation of a stabilizing product bonded to nitro-cellulose. [Dissertation]. [Uppsala]: Acta Universitatis Upsaliensis. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 935, p. 70.

Liu, R., Li, Y., Lin, Y., Ruan, T., Jiang, G. (2019). Emerging aromatic secondary amine contaminants and related derivatives in various dust matrices in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, 657-663.

Maffini, M.V., Trasande, L., Neltner, T. G. (2016). Perchlorate and Diet: Human Exposures, Risks, and Mitigation Strategies. *Current Environmental Health Reports*, 3(2), 107-117.

Maranda, A., Wachowski, L., Kukfisz, B., Markowska, D., Paszula, J. (2025). Valorization of Energetic Materials from Obsolete Military Ammunition Through Life Cycle Assessment (LCA): A Circular Economy Approach to Environmental Impact Reduction. *Sustainability*, 17(1), 346.

Marqui, F. J., Rubial, L., De Ninnis, M. V., Sanguineti, S. A., Baña de Schor, B. (1986). Obtención de perclorato de amonio. *Nota Técnica Nro. 620*. CITEFA. ISSN: 0325-1527.

Mattie, D. R., Strawson, J., Zhao, J. (2006). Perchlorate Toxicity and Risk Assessment. U.S. Air Force Research. 7. En B. Gu, J. D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 169-196). Boston, MA: Springer.

Mirecki, J. E., Porter, B., Weiss Jr., C. A. (2006). Environmental transport and fate process descriptors for propellant compounds. *Environmental Quality and Technology Program. ERDC/EL TR-o6-7*. Washington, DC: Army Corps of Engineers.

Murray, C. W., Egan, S. K., Kim, H., Beru, N., Bolger, P. M. (2008). US Food and Drug Administration's Total Diet Study: dietary intake of perchlorate and iodine. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 18(6), 571-580.

Nipper, M., Scott Carr, R., Lotufo, G. R. (2009). Aquatic Toxicology of Explosives. En G. I. Sunahara, G. Lotufo, R.G. Kuperman, J. Hawari (Eds.), *Ecotoxicology of Explosives* (pp. 77-116). Boca Raton, FL: CRC Press.

Núñez-Cacho Utrilla, P., Gorecki, J. (2023). La economía circular en el sector industrial europeo de la defensa: bases para su desarrollo y modelos a seguir. *Economía Industrial*, 430, 73-80.

Oxley, J. C., Smith, J. L., Higgins, C., Bowden, P., Moran, J., Brady, J., Aziz, C. E., Cox, E. (2009). Efficiency of perchlorate consumption in road flares, propellants and explosives. *Journal of Environmental Management*, 90(11), 3629-3634.

Pichtel, J. (2012). Distribution and fate of military explosives and propellants in soil: A review. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012(1), 1-33.

Quinn, M. J. (2015). Wildlife Toxicity Assessment for Nitrocellulose. En M. A. Williams, G. Reddy, M. J. Quinn Jr., M. S. Johnson (Eds.), *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern* (pp. 217-226). Amsterdam: Elsevier.

Quiroga Martínez, R. (2009). *Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe. Serie Manuales, 61*. Santiago de Chile: Naciones Unidas – CEPAL.

Reed, J. W. (1992). Analysis of the Accidental Explosion at PEPCON, Henderson, Nevada, on May 4, 1988. *Propellants, Explosives, Pyrotechnics*, 17(2), 88-95.

Reina, F. D., Fuchs, J. S., Castro, G. D. (2025). Análisis de trinitrotolueno (TNT) y sus metabolitos monoaminados y diaminados, por Cromatografía Líquida de Ultra Alta Resolución acoplada a Espectrometría de Masa, mediante Ionización por Electrospray. (UPLC-ESI-MS). *Nota Técnica Nro. 977*. CITEDEF. ISSN: 0325-1527.

Ross, P. G., Castro, G. D. (2024). *Biomonitoreo para evaluar impacto tóxico por contaminación ambiental con explosivos*. Buenos Aires, Argentina: Primer Congreso de Ciencia, Tecnología e Innovación para la Defensa.

Ross, P. G., Costantini, M. H., Castro, G. D. (2024). El impacto en el ambiente debido a la fabricación y el uso de propulsores sólidos. Evaluación del riesgo tóxico: necesidades y desafíos. *Acta Toxicológica Argentina*, 32(3), 97-112.

Sahu, N., Kumari, A. (2024). Perchlorate stress in plants: insights into growth and physiological consequences. En A. Kumari, V. D. Rajput, S. S. Mandzhieva, T. Minkina, E. van Hullebusch (Eds.), *Emerging Contaminants* (pp. 291-305). Woodhead Publishing.

Sahu, P. (2024). Source and Fate of Perchlorate in the Environment: A Grave Concern for World. En M. Kumar, D. Snow, R. Honda, S. Mukherjee (Eds.), *Contaminants in Drinking and Wastewater Sources. Springer Transactions in Civil and Environmental Engineering* (pp. 137-157). Singapore: Springer.

Sample, B. E., Arenal, C. A. (2015). Wildlife Toxicity Assessment for 2-Nitrodiphenylamine and 4-Nitrodiphenylamine. En M. A. Williams, G. Reddy, M. J. Quinn Jr., M.S. Johnson (Eds.), *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern* (pp. 257-269). Amsterdam: Elsevier.

Sijimol, M. R., Gopikrishna, V. G., Dineep, D. et al. (2017). Perchlorate in drinking water around rocket manufacturing and testing facilities and firework manufacturing sites in Kerala, India. *Energy, Ecology and Environment*, 2, 207-213.

Simon, R., Weber, E. J. (2006). Reduction of perchlorate in river sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(4), 899-903.

Smith, P. N. (2006). The Ecotoxicology of Perchlorate in the Environment. En B. Gu, J. D. Coates (Eds.), *Perchlorate: Environmental Occurrence, Interactions and Treatment* (pp. 153-168). Boston, MA: Springer.

Smith, P. N., Theodorakis, C. W., Anderson, T. A. *et al.* (2001). Preliminary Assessment of Perchlorate in Ecological Receptors at the Longhorn Army Ammunition Plant (LHAAP), Karnack, Texas. *Ecotoxicology*, 10, 305-313.

Smith, P. N., Yu, L., McMurry, S. T., Anderson, T. A. (2004). Perchlorate in water, soil, vegetation, and rodents collected from the Las Vegas Wash, Nevada, USA. *Environmental Pollution*, 132(1), 121-127.

Solé, M. (2020). Biomarkers in earthworms. En S. Pérez Solsona, N. Montemurro, S. Chiron, D. Barceló (Eds.), *Interaction and Fate of Pharmaceuticals in Soil-Crop Systems. The Impact of Reclaimed Wastewater* (pp. 311-337). Heidelberg: Springer Nature.

Spiegel, K., Headley, J. V., Peru, K. M., Haidar, N., Gurprasard, N. P. (2005). Residues of explosives in groundwater leached from soils at a military site in Eastern German. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36(1-3), 133-153.

Srinivasan, A., Viraraghavan, T. (2009). Perchlorate: health effects and technologies for its removal from water resources. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6(4), 1418-1442.

Steinmaus, C. M. (2016). Perchlorate in Water Supplies: Sources, Exposures, and Health Effects. *Current Environmental Health Reports*, 3(2), 136-143.

Sterner, T. R., Mattie, D. R. (1998). Perchlorate literature review and summary: developmental effects, metabolism, receptor kinetics and pharmacological uses. *Wright-Patterson Air Force Base (OH): US Air Force Armstrong Laboratory*, AFRL-HE-WP-TR-1998-0106.

Theodorakis, C., Patiño, R., Snyder, E. M., Albers, E. (2006). Perchlorate effects in fish. En R. J. Kendall, P. N. Smith (Eds.), *Perchlorate ecotoxicology* (pp. 155-184). Washington, DC: SETAC of North America.

Trache, D., Tarchoun, A. F. (2018). Stabilizers for nitrate ester-based energetic materials and their mechanism of action: a state-of-the-art review. *Journal of Material Sciences*, 53, 100-123.

Wilkinson, J., Watt, D. (2006). *Review of Demilitarisation and Disposal Techniques for Munitions and Related Materials*. Bruselas, Bélgica: Munitions Safety Information Analysis Center.

Williams, M. A., Sample, B. E., Leach, G. J. (2015). Wildlife Toxicity Assessment for Nitroglycerin. En M. A. Williams, G. Reddy, M. J. Quinn Jr., M. S. Johnson (Eds.), *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern* (pp. 239-255). Amsterdam: Elsevier.

Wu, Q., Oldi, J. F., Kannan, K. (2011). Fate of perchlorate in a man-made reflecting pond following a fireworks display in Albany, New York, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(11), 2449–2455.

Yu, J., Dong, H-W., Shi, L-T., Tang, X-Y., Liu, J-R., Shi, J-H. (2019). Reproductive toxicity of perchlorate in rats. *Food and Chemical Toxicology*, 128, 212–222.