



CONVENCIÓN SOBRE LAS ESPECIES MIGRATORIAS

Distribución: General

PNUMA/CMS/COP11/Doc.23.1.2
12 de agosto de 2014

Español
Original: Inglés

11^a REUNIÓN DE LA CONFERENCIA DE LAS PARTES
Quito, Ecuador, del 4 al 9 de noviembre del 2014
Punto 23.1.2 del orden del día

REVISION Y DIRECTRICES PARA PREVENIR EL RIESGO DE ENVENENAMIENTO DE AVES MIGRATORIAS

Sumario

La Resolución 10.26 sobre Minimización del riesgo de envenenamiento de aves migratorias estableció un Grupo de Trabajo intersesional bajo el Consejo Científico para evaluar la severidad del envenenamiento y para recomendar respuestas adecuadas para tratar el problema. Sobre esta premisa, el grupo de trabajo, en estrecha colaboración con la Secretaría de la CMS, ha preparado los siguientes documentos para su consideración por la Conferencia de las Partes:

- Una “Revisión de los efectos ecológicos del envenenamiento de aves migratorias” (PNUMA/CMS/COP11/Inf.34);
- Un Proyecto de Resolución sobre “Prevención del Envenenamiento de Aves Migratorias” se ha incluido como anexo a esta nota introductoria.
- “Directrices para Prevenir el envenenamiento de aves migratorias” ha sido incluida como anexo 2 a esta nota introductoria

La 18^o Reunión del Consejo Científico (Bonn, 1-3 julio de 2014) recomendó la presentación de las directrices y el proyecto de resolución para la aprobación de la COP.

La evaluación y mitigación de los efectos del envenenamiento sobre las aves migratorias es parte del Programa de Trabajo del Consejo Científico, del Plan Estratégico de la CMS 2006-2014 y del nuevo Plan Estratégico para las Especies Migratorias 2015-2023.

REVISION Y DIRECTRICES PARA PREVENIR EL RIESGO DE ENVENENAMIENTO DE AVES MIGRATORIAS

(Preparado por la Secretaría PNUMA/CMS)

1. Conforme a la Resolución 10.26 sobre Minimización del Riesgo de Envenenamiento de las Aves Migratorias, han sido preparados varios documentos, incluyendo: una “Revisión de los efectos ecológicos del envenenamiento en aves migratorias”; “Directrices para prevenir el envenenamiento de aves migratorias” y un proyecto de resolución sobre “Prevención del envenenamiento de Aves Migratorias”. Para llevar a cabo esta tarea, se estableció un Grupo de Trabajo bajo el Consejo Científico y, en enero de 2013, se nombró a un Coordinador del Grupo de Trabajo, gracias al apoyo financiero del Reino Unido y de la Unidad de Coordinación del Memorando de Entendimiento del PNUMA/CMS sobre la Conservación de las aves migratorias de presa en África y Eurasia (MdE de Rapaces).
2. Los días 27 a 31 de mayo de 2013 tuvo lugar una reunión del Grupo de Trabajo en Túnez, gracias a la amable invitación del Gobierno de Túnez. Los debates celebrados durante este taller son, en gran parte, la base de los documentos que se presentan ahora. La organización de esta reunión ha sido posible gracias al apoyo financiero de Suiza, Túnez y la Fundación Europea de la Ciencia.
3. La 18ª Reunión del Consejo Científico (Bonn, 1-3 de julio de 2014) discutió los documentos y recomendó la presentación de las versiones extendidas de las directrices y del proyecto de resolución adjuntos en la presente.

Acción solicitada:

Se invita a la Conferencia de las Partes a:

- (a) Tomar nota de la “Revisión de los efectos ecológicos del envenenamiento sobre las aves migratorias” (UNEP/CMS/COP11/Inf.34).
- (b) Revisar y aprobar el Proyecto de Resolución sobre “Prevención del envenenamiento de aves migratorias” adjunto como Anexo 1 y las “Directrices para prevenir el envenenamiento de aves migratorias” adjunto como Anexo2.
- (c) Encontrar vías para la investigación y el diálogo sobre la prevención del envenenamiento de las aves migratorias con otros AAM y organizaciones relevantes.

ANEXO 1

PROYECTO DE RESOLUCIÓN

PREVENCIÓN DEL RIESGO DE ENVENENAMIENTO DE AVES MIGRATORIAS

Preocupada por el hecho de que un gran número de aves migratorias mueren anualmente como consecuencia del envenenamiento y que esta mortalidad innecesaria puede afectar gravemente el estado de conservación de las especies vulnerables, incluyendo a muchas que figuran bajo la CMS y sus instrumentos asociados, y/o protegidas a nivel nacional, y que para algunas especies el envenenamiento es la principal causa de un estado de conservación desfavorable;

Destacando la necesidad de proporcionar una guía práctica sobre la prevención, minimización y, cuando sea factible, eliminación del envenenamiento proveniente de, entre otras cosas, pesticidas agrícolas, cebos envenenados, tratamientos farmacéuticos veterinarios y el uso de plomo para la caza y la pesca;

Consciente de que se necesitan con urgencia medidas acordadas y acciones concertadas a nivel internacional para hacer frente al envenenamiento de aves y que éstas deben involucrar a las Partes de la CMS, a los estados del área de distribución, a las organizaciones internacionales y nacionales, al sector privado y a los interesados directos pertinentes;

Recordando la Resolución 10.26 sobre minimizar el riesgo de envenenamiento para las aves migratorias, que pedía al Consejo Científico y a la Secretaría que establecieran un grupo de trabajo entre períodos de sesiones, el Grupo de Trabajo sobre Minimización de Envenenamiento, para revisar los riesgos de envenenamiento y para proponer respuestas adecuadas para minimizar y prevenir los efectos del envenenamiento;

Reconociendo las positivas acciones emprendidas por algunas Partes del Acuerdo sobre la conservación de aves acuáticas migratorias de África y Eurasia (AEWA) para eliminar el uso del plomo en la caza en los humedales;

Recordando también que el Memorando de Entendimiento sobre la Conservación de las Aves migratorias de presa en África y Eurasia destaca las muchas aves rapaces migratorias de África y Eurasia, con un estado de conservación desfavorable a nivel regional y/o global, como resultado del envenenamiento;

Tomando nota de los objetivos del Convenio de Rotterdam sobre el Procedimiento de consentimiento informado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos objeto de comercio internacional, que promueve el uso ecológicamente racional de los productos químicos peligrosos y la responsabilidad compartida de proteger el medio ambiente de daños, pero que no aborda adecuadamente los temas relacionados con los graves efectos de pesticidas en las aves silvestres;

Tomando nota con satisfacción de la Recomendación 164 (2013), adoptada por el Comité Permanente de la Convención sobre la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural (Convenio de Berna), que plantea las preocupaciones con respecto al extendido uso

de venenos para matar especies protegidas, y pide un fortalecimiento de la cooperación para mejorar las acciones nacionales e internacionales a fin de eliminar esta perjudicial práctica;

Recordando la Resolución XI.12 de la Convención de Ramsar sobre enfoques ecosistémicos para los humedales y la salud, que reconoce la interacción entre las enfermedades - incluyendo el envenenamiento - y la fauna silvestre, los humanos y los animales domesticados, y destacó la urgente necesidad de garantizar que las respuestas políticas se integran mejor en el enfoque ‘One Health’ (Una salud) en todos estos sectores a fin de obtener resultados más eficaces;

Reconociendo que, si bien las actividades asociadas con algunas sustancias tóxicas para las aves pueden tener un significado social y/o económico, tales como la protección de los cultivos agrícolas de las plagas, la experiencia demuestra que las estrategias para minimizar y prevenir el riesgo de envenenamiento de aves pueden ser implementadas, no obstante, de manera sostenible y ofrecer beneficios como la prestación de mayores servicios de los ecosistemas;

Preocupada porque hay un sesgo geográfico grave en la investigación y el conocimiento relevante, y *haciendo hincapié* en que se necesitan con urgencia una mayor investigación y supervisión de las aves y de los venenos para algunas fuentes de envenenamiento, y que los estudios deben ser diseñados a fin de ayudar a formular y monitorear mejor la política;

Reconociendo que algunas Partes ya están aplicando políticas pertinentes, por ejemplo, eliminando ciertos insecticidas agrícolas tóxicos del mercado, implementando programas de Manejo integrado de plagas, y *promoviendo* el uso de municiones no tóxicas para la caza, y elogiando a las Partes por tales acciones;

Observando el “Proyecto de aves migratorias planeadoras” del PNUD/FMAM implementado por BirdLife International, que tiene como objetivo garantizar que la industria, incluido el sector de la agricultura respondan a las necesidades de conservación de las aves migratorias planeadoras, a lo largo de la ruta migratoria Mar Rojo/Valle del Rift, y *reconociendo* el potencial que tiene este proyecto para promover la aplicación de la presente Resolución y las Directrices conexas tanto a nivel nacional como a nivel local;

Haciendo hincapié en que la creación de capacidades a nivel nacional y regional es de importancia fundamental para la aplicación efectiva de la presente Resolución;

Reconociendo con gratitud al Gobierno de Túnez por haber acogido el taller celebrado en Túnez del 27 al 31 de mayo de 2013 para evaluar la gravedad del envenenamiento y para discutir las directrices, y el generoso apoyo financiero proporcionado por el Gobierno de Suiza y la Fundación Europea de la Ciencia para la organización de este taller; y

Tomando nota de la “Revisión de los efectos ecológicos del envenenamiento en aves migratorias” y agradeciendo a los miembros del Grupo de Trabajo, el Coordinador y la Secretaría de la CMS por sus contribuciones a la producción de este documento;

*La Conferencia de las Partes de la
Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres*

1. *Adopta* las “Directrices para prevenir el riesgo de envenenamiento de aves migratorias” (las Directrices), que figura en el documento UNEP/CMS/COP11/Doc.23.1.2/Anexo 2.
2. *Insta* a las Partes y *alienta* a las no Partes a difundir y aplicar estas directrices en todas las rutas migratorias en las que proceda, y cuando sea necesario traducir las directrices en diferentes idiomas para su difusión y uso más amplio;
3. *Solicita* a las Partes de la CMS e *invita* a las Partes y Signatarios de los instrumentos de la Familia CMS que identifiquen, dentro de las rutas migratorias, aquellas zonas geográficas donde el envenenamiento está causando mortalidad o morbilidad de aves significativa, y que traten estas áreas como una cuestión prioritaria aplicando las Directrices según proceda;
4. *Insta* a la Secretaría consultar regularmente a los interesados, incluidos los organismos gubernamentales, las instituciones científicas, las organizaciones no gubernamentales y los sectores agrícolas, farmacéuticos y de caza y pesca, con el fin de monitorear los impactos del envenenamiento de aves y apoyar la elaboración de estrategias nacionales y planes de implementación en un sector particular según proceda;
5. *Solicita* a las Partes de la CMS que monitoreen y evalúen regularmente el impacto de los envenenamientos en las poblaciones de aves a nivel nacional, así como la eficacia de las medidas puestas en marcha para minimizar los impactos del envenenamiento;
6. *Hace un llamamiento* a las Partes y no Partes, a las organizaciones intergubernamentales y a otras instituciones pertinentes, según proceda, para que elaboren estrategias nacionales a fin de hacer frente al envenenamiento o para que incluyan las medidas contenidas en la presente Resolución y en las Directrices en sus Estrategias Nacionales y Planes de Acción de Biodiversidad (EPANB) y su legislación pertinente, para garantizar que el impacto del envenenamiento, en las poblaciones de aves y de otros animales silvestres, se evita, minimiza o - preferentemente - se elimina;
7. *Encarga* a la Secretaría que, en estrecha cooperación con los instrumentos pertinentes de la CMS, sirva de enlace con la Secretaría del Convenio de Berna y otras organizaciones internacionales pertinentes con el fin de actualizar las Directrices según proceda, y *solicita* a las Partes que contribuyan a la difusión y actualización de las Directrices;
8. *Invita* al Convenio de Rotterdam a cooperar activamente con la CMS en cuestiones relacionadas con el envenenamiento de aves migratorias, y en particular en el desarrollo de criterios para la toma de decisiones, que incluyan el riesgo para las aves migratorias a la hora de evaluar las propuestas para la importación de productos químicos;
9. *Invita* a la Cooperación Internacional para la Armonización de los Requisitos Técnicos para el Registro de Productos Medicinales Veterinarios (VICH) y a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) a que evalúe el riesgo que los medicamentos veterinarios suponen para las especies de aves de rapiña a través de impactos letales o sub-letales, y utilice los resultados para orientar al sector veterinario;
10. *Insta* a las Partes a advertir que los insecticidas neonicotinoides se han convertido en el reemplazo principal para los fosfatos orgánicos y los carbamatos estudiados. Dado el alto uso y la potencial toxicidad para vertebrados, incidentes de mortalidad en aves asociados con

el uso que debería ser monitoreado e informado. Se deberían considerar nuevos estudios que investiguen los potenciales riesgos no previstos de los neonicotinoides y otros insecticidas aprobados que puedan causar un peligro similar.

11. *Encarga* a la Secretaría que, en colaboración con las Partes y las organizaciones internacionales pertinentes, con sujeción a la disponibilidad de fondos, organice talleres regionales en las zonas/rutas migratorias de riesgo alto para promover la aplicación de las Directrices y compartir las mejores prácticas y lecciones aprendidas;

12. *Hace un llamamiento* a las Partes e *invita* a las no Partes y a los interesados, con el apoyo de la Secretaría, a fortalecer la capacidad nacional y local en relación a la implementación de la presente Resolución, incluyendo, entre otras cosas, mediante el desarrollo de cursos de formación, de la traducción y difusión de ejemplos de buenas prácticas, compartiendo protocolos y normas, mediante la transferencia de tecnología y la promoción del uso de herramientas en línea para abordar cuestiones específicas que son relevantes para prevenir la envenenamiento;

13. *Insta* a las Partes, al PNUMA y otras organizaciones internacionales pertinentes, así como al sector industrial, los donantes bilaterales y multilaterales y otros, a para apoyar financieramente la implementación de la presente Resolución y de las Directrices, en particular mediante la coordinación prevista por el Grupo de Trabajo sobre Minimización del Envenenamiento, el apoyo de talleres regionales, y la prestación de asistencia financiera a los países en desarrollo para la creación de capacidades relevantes;

14. *Propone* la continuación del Grupo de Trabajo sobre Minimización del Envenenamiento, de composición abierta, hasta la COP 12, renovando sus miembros para incorporar experiencia en las regiones geográficas actualmente ausentes, así como representantes de la industria y de los gobiernos, para abordar el impacto de otras fuentes de envenenamiento y cerrar brechas geográficas y para supervisar la implementación de las Directrices;

15. *Propone además* al Grupo de Trabajo y al Coordinador que participen activamente con empresas y compañías agroquímicas, farmacéutica veterinaria y las de fabricación de municiones/peso para pesca de plomo relevantes, a fin de fomentar la traducción y difusión de las Directrices ampliamente dentro de sus redes y para sus usuarios finales y otros; y

16. *Llama* a las Partes a tomar nota de las recomendaciones claves de las Directrices que fueron a la vez desarrolladas por el Grupo de la CMS para la Prevención de Envenenamiento en Túnez en mayo de 2013;

17. *Solicita* a las Partes que informen sobre los progresos en la implementación de la presente Resolución, incluido su seguimiento, la reducción de riesgos y la eficacia de las medidas adoptadas, a la COP12 en 2017 a través de sus Informes Nacionales.

ANEXO 2

**DIRECTRICES DE PREVENCIÓN DEL RIESGO DE ENVENENAMIENTO DE
AVES MIGRATORIAS**

(Preparado por el Grupo de Trabajo de la CMS sobre Prevención del Envenenamiento)

Tabla de Contenidos

1. <u>Introducción y principales recomendaciones del Grupo de Trabajo</u>	10
<i>Capítulo 1: Recomendaciones para prevenir el riesgo para las aves de los insecticidas utilizados para proteger cultivos</i>	
2. Recomendaciones no legislativas	14
2.1. Identificar los lugares locales con más riesgo y trabajar con los actores involucrados para reducir los riesgos.....	14
3. Recomendaciones legislativas	15
3.1. Mejorar la gobernanza mundial y la evaluación de riesgos: Incluir criterios relativos a las aves migratorias en el Convenio de Rotterdam para reducir el riesgo de importaciones de productos altamente tóxicos para las aves	15
3.2. Sustituir (eliminar del mercado y reemplazar con alternativas seguras para el medio ambiente) las sustancias de alto riesgo para las aves e incentivar las alternativas, como la gestión integrada de plagas; introducir mecanismos obligatorios de evaluación para productos nuevos y existentes	16
3.3. Adoptar una gestión integrada de las plagas a nivel nacional y proporcionar incentivos para los agricultores, como esquemas de certificación y apoyo público	16
Apéndice 1: Procesos del convenio de Rotterdam	19
Bibliografía	20
<i>Capítulo 2: Recomendaciones para prevenir el riesgo de los rodenticidas utilizados para proteger las cosechas</i>	
1. Introducción	23
2. Recomendaciones no legislativas	24
2.1. Use best practice to prevent and manage rodent irruptions.....	25
3. Recomendaciones legislativas	25
3.1. Restringir/prohibir el uso de los SGAR en campos agrícolas abiertos.....	25
3.2. Cesar los cebos permanentes	25
Bibliografía	27
<i>Capítulo 3: Recomendaciones para prevenir el riesgo de cebos envenenados utilizados en control de depredadores</i>	
1. Introducción	30
2. Recomendaciones no legislativas	31
Paso 1: Identificar las causas del problema y publicar informes regulares sobre incidentes con venenos.....	31
Paso 2: Resolver conflictos entre humanos y vida silvestre utilizando foros de múltiples interesados	32
Paso 3: Educación - Desarrollar y difundir buenas prácticas para el control de depredadores y su cumplimiento.....	33
3. Recomendaciones legislativas	34

Paso 4: Asegurar la eficacia de medidas regulatorias/legislativas: crear legislación de aplicación con efectivos mecanismos de disuasión y sanciones en caso de infracción	34
3.1. Mejorar los mecanismos de aplicación de la ley y de disuasión en relación a cebos envenenados	36
3.2. Restringir el acceso a sustancias altamente tóxicas mediante un cumplimiento más efectivo de la cadena de suministro: maneras en las que se adquiere veneno y por qué los mecanismos de control establecidos no previenen su uso ilegal.....	39
Bibliografía	40
<i>Capítulo 4: Recomendaciones para prevenir el riesgo de los medicamentos veterinarios utilizados para tratar al ganado</i>	
1. Introducción.....	43
2. Recomendaciones no legislativas.....	44
3. Recomendaciones legislativas	46
3.1. Prohibir el uso de diclofenaco veterinario para el tratamiento de ganado y sustituirlo con alternativas seguras de fácil acceso, como meloxicam ;	46
Bibliografía	50
<i>Capítulo 5: Recomendaciones para prevenir riesgos de la munición y pesos de pesca de plomo</i>	
1. Introducción.....	53
1.1. Municiones de plomo (incluyendo de tiro, perdigones y balas)	53
1.2. Pesos o plomadas de pesca de plomo	54
1.3. Contaminación industrial de los procesos de extracción y fundición de plomo	54
1.4. Pintura con plomo.....	54
2. Recomendaciones: municiones de plomo	54
2.1.1. Concienciar sobre el envenenamiento con plomo; promocionar el liderazgo por parte de usuarios de munición, incluyendo gestores de la vida silvestre, sobre alternativas no tóxicas y mejores prácticas	56
2.2. Recomendaciones legislativas	56
2.2.1. Eliminar progresivamente el uso de munición de plomo en todos los hábitats (humedales y terrestres) y sustituir con alternativas no tóxicas en los próximos tres años, las Partes deben informar a la Conferencia de las Partes (COP12) en 2017, trabajar con interesados en la implementación;	57
2.2.2. Crear procesos legislativos para facilitar la remediación de entornos contaminados por munición de plomo.....	57
3. Recomendaciones: Pesos de pesca de plomo	58
3.1. Recomendaciones no legislativas	58
3.1.1. Crear conciencia sobre el envenenamiento por plomo de los pesos de pesca y soluciones al problema.....	58
3.1.2. Alentar el liderazgo de organizaciones de pesca con caña y fabricantes de pesos no tóxicos	58

3.1.3. Promover los códigos de conducta de los pescadores	58
3.2. Recomendaciones legislativas	59
4. Recomendaciones: otras fuentes de envenenamiento por plomo	60
4.1 Contaminación industrial por procesos de minería y fundición de plomo	60
4.2 Pintura con plomo	60
4.3 Otras fuentes de plomo desechado	60
Bibliografía	61

Introducción y principales recomendaciones del Grupo de Trabajo

El envenenamiento es un problema global importante que afecta a un amplio abanico de especies de aves migratorias en casi todos los hábitats. Las aves pueden estar expuestas a múltiples fuentes de envenenamiento en sus áreas de distribución que causan efectos letales y sub-letales, como pérdida de orientación migratoria, reducción del éxito reproductivo y aumento del riesgo de depredación, las aves de presa son de las más vulnerables al envenenamiento. Estos impactos incluyen envenenamiento por:

- alimentarse de roedores e insectos expuestos a plaguicidas (en particular, rodenticidas anticoagulantes de segunda generación e insecticidas carbamatos y organofosfatos) ;
- cebos envenenados utilizados para controlar los depredadores y proteger fincas de caza y en la captura;
- alimentándose de los cadáveres de animales domésticos tratados con fármacos veterinarios; e
- ingiriendo munición y/o pesos de pesca de plomo directamente desde el medio ambiente o en presas o carroña.

Se encuentra más información acerca de los efectos sobre las aves en la Revisión de la CMS de los efectos ecológicos del envenenamiento (2014) (UNEP/CMS/COP11/Inf.23.1.2). A nivel mundial, la mayoría de las causas de la exposición de las aves a las sustancias tóxicas están relacionadas con tres actividades principales: (1) protección agrícola de los cultivos y el ganado de los depredadores, plagas y enfermedades; (2) la caza y la pesca; y (3) capturar aves con cebos envenenados para el consumo, por ejemplo, en la medicina tradicional.

En 2011, la Convención sobre Especies Migratorias (CMS) reconoció este problema y adoptó la Resolución 10.26 en la 10ª Conferencia de las Partes. Esta Resolución estableció un Grupo de Trabajo para asesorar al Consejo Científico de la CMS sobre los impactos del envenenamiento en las aves migratorias, los esfuerzos realizados para abordar el problema y elaborar directrices sobre las maneras más eficaces para prevenir el envenenamiento.

Symone Krimowa ha coordinado la labor del Grupo de Trabajo en nombre de la CMS, ha estado empleada por la RSPB, con financiación del Gobierno del Reino Unido (DEFRA) y el Memorándum de Entendimiento de rapaces de África y Eurasia de la CMS. El Grupo de Trabajo se reunió en Túnez del 27 al 31 de mayo de 2013 (con financiación del Gobierno de Suiza y la Fundación Europea de la Ciencia). Este taller técnico elaboró un proyecto de Directrices globales para su presentación al Consejo Científico.

Estas Directrices de prevención del riesgo de envenenamiento de aves migratorias se han desarrollado para su adopción por la Conferencia de las Partes en noviembre de 2014. A partir de entonces, es responsabilidad de los estados individuales transponer las directrices en sus propios sistemas políticos. Hay una serie de recomendaciones no legislativas que pueden ser utilizadas por el sector agrícola, las comunidades de caza/pesca y otras partes interesadas, junto con el cumplimiento voluntario de las recomendaciones legislativas antes de su adopción.

Las recomendaciones abarcan cinco áreas prioritarias de envenenamiento: insecticidas, rodenticidas, cebos envenenados, productos farmacéuticos veterinarios, municiones y pesos de pesca de plomo.

Las recomendaciones principales desarrolladas por el Grupo de Trabajo de prevención del envenenamiento en Túnez del 27 al 31 de mayo de 2013 de las Directrices son, específicamente:

- i. Sustituir (eliminar y reemplazar) insecticidas de alto riesgo para las aves con alternativas seguras, e incluir criterios del Convenio de Rotterdam para reducir riesgos de importaciones tóxicas para las aves, promocionar la Gestión integrada de plagas, e identificar áreas de riesgo significativo de envenenamiento de aves migratorias y mitigación de impactos a través de trabajar con interesados;
- ii. Restringir/Prohibir el uso de rodenticidas anticoagulantes en campos agrícolas abiertos (excluyendo uso de mejores prácticas para gestión de especies invasoras); Utilizar las mejores prácticas para gestionar las irrupciones de roedores minimizando el uso de anticoagulantes de segunda generación; Cesar los cebos permanentes, tomar medidas preventivas para roedores en su lugar;
- iii. Prohibir el uso de cebos envenenados para el control de depredadores para la protección del ganado y gestión de la caza (excluyendo uso de mejores prácticas para gestión de especies invasoras); y crear o mejorar legislación de aplicación a través de mecanismos de disuasión y sanciones, restringir el acceso a sustancias altamente tóxicas; resolver conflictos entre humanos y vida silvestre utilizando foros de

múltiples interesados;

- iv. Prohibir el uso de diclofenaco veterinario para el tratamiento de ganado y sustituirlo con alternativas seguras de fácil acceso, como Meloxicam, con pruebas de seguridad obligatorias para todos los nuevos medicamentos veterinarios para las aves carroñeras antes de que se otorgue una autorización para salir al mercado;
- v. Eliminar progresivamente el uso de munición de plomo en todos los hábitats (humedales y terrestres) y sustituir con alternativas no tóxicas en los próximos tres años, las Partes deben informar a la Conferencia de las Partes (COP12) en 2017, trabajar con interesados en la implementación; promocionar el liderazgo por parte de usuarios de munición en alternativas seguras y recuperar entornos contaminados con munición de plomo, cuando proceda; y
- vi. Eliminar gradualmente el uso de pesos de pesca de plomo en áreas donde las aves migratorias están bajo mayor riesgo, por ejemplo en hábitats de agua dulce (excluyendo pesos de pesca utilizados en áreas costeras donde hay vacíos de conocimiento significativos y se necesita mayor investigación) y sustituir con alternativas no tóxicas en los próximos tres años; las Partes deben informar a la Conferencia de las Partes (COP12) en 2017, trabajar con los interesados en la implementación; y promocionar el liderazgo por parte de pescadores en alternativas seguras.

Recomendaciones para prevenir el riesgo para las aves de los insecticidas utilizados para proteger cultivos

1. Introducción

Las especies de aves que habitan en tierras de cultivo o usan tierras de cultivo durante la migración (y en zonas de cría y de invernada) están en riesgo de exposición a los pesticidas utilizados para la protección de cultivos, incluso si se utilizan normalmente con los requisitos marcados. Los efectos en las aves, surgidos involuntariamente del uso de plaguicidas autorizados en la agricultura son inherentemente variables (Hart 2008). Los estudios han estimado que entre 0,25 y 8,9 aves por hectárea de superficie agrícola en América del Norte mueren cada año por los pesticidas, con algunas especies más afectadas que otras (Boutin, Freemark y Kirk 1999; Pimentel, et al 1992.), lo cual no es probable que refleje los productos aprobados hoy en día, pero todavía puede darse en algunas partes del mundo donde se utilizan sustancias más antiguas.

Los usos de plaguicidas etiquetados en América del Norte, Canadá y el Reino Unido contribuyeron a 181/736, 92/126 y 7/136, respectivamente, de las muertes de rapaces documentadas reportadas por los sistemas específicos de monitoreo del país entre 1985 y 1995 (Mineau, et al . 1999). Las muertes de aves en otras partes del mundo son en gran parte desconocidas y son un área clave de investigación adicional. Esta revisión se centra en la mejora del uso legal/aprobado y en la reducción del mal uso (por ejemplo, aplicación negligente, inconsistente con los requisitos de etiquetado) de los plaguicidas en todo el mundo. El abuso intencional de los plaguicidas, por ejemplo, cebos envenenados, se discute en una sección separada en el presente documento.

Los insecticidas y rodenticidas (los rodenticidas se discuten en una sección aparte) son los principales plaguicidas de riesgo para las aves. Las aves acuáticas y algunas aves de caza que se alimentan de follaje agrícola están en riesgo potencial de exposición. Los paseriformes granívoros pueden alimentarse de semillas tratadas con plaguicidas. Las aves en hábitats agrícolas que se alimentan de insectos o atrapan animales que pueden haber sido envenenados por insecticidas están también en riesgo de exposición a los insecticidas agrícolas.

La probabilidad de exposición a los insecticidas se ve influida por una serie de factores, incluyendo:

- prácticas de cultivo (Osten, Soares y Guilhermino 2005; Mineau et al 2005.);
- tipos de cultivos (Parsons et al 2010.);
- tipos de plagas (Mineau et al., 1999);
- forma de pesticidas, por ejemplo, gránulos, líquidos, y la persistencia en el medio ambiente (Prosser, et al 2006.); y
- ecología - dieta y preferencias de hábitat de las especies de aves (Corson, et al 1998.).

Si es probable que un ave migratoria entre en contacto con los pesticidas, ya sea en áreas de cría o invernada (el riesgo de exposición puede ser mayor en las zonas de invernada ya que las aves a menudo pasan la mayor parte de su tiempo en dichas áreas (Faaborg, et al. 2010)), la naturaleza específica del pesticida, por ejemplo, el modo de acción y nivel de toxicidad para las aves, es significativo en términos de los efectos adversos que pueden resultar. El amplio espectro de toxicidad de muchos insecticidas puede conducir a las aves en las proximidades a un riesgo de efectos letales o subletales, en el momento de la aplicación de plaguicidas o poco después, o si se alimentan de presas expuestas o follaje contaminado, y si la exposición supera niveles seguros. Esto es particularmente cierto para los organofosforados y carbamatos, que actualmente son las sustancias más utilizadas a nivel mundial. El uso de los neonicotinoides está aumentando, especialmente en tratamientos de semillas, y la evidencia preliminar indica que puede suponer un menor riesgo de envenenamiento de aves que muchos organofosforados y carbamatos. En algunos casos, por ejemplo en las formaciones granulares, el riesgo de intoxicación puede durar meses después de la aplicación del pesticida (Dietrich, et al. 1995).

Varios de los insecticidas de alto riesgo para las aves, como el carbofurán, se han retirado del mercado agrícola en los países desarrollados. Otros, como el diazinón y clorpirifos han visto su uso restringido, a menudo debido a las preocupaciones sobre la salud humana, pero las aves se han beneficiado de estas restricciones. Análisis recientes realizados en los Estados Unidos indican que el uso de insecticidas que son sumamente tóxicos para las aves puede haber sido el factor más importante que explica los declives de aves en las tierras agrícolas en las últimas décadas (Mineau y Whiteside 2013).

Sin embargo, gran parte de los efectos directos registrados en la literatura están relacionadas con el uso de sustancias que están ahora altamente reguladas (a pesar de que todavía se utilizan en algunas regiones). Esto puede implicar que los insecticidas que causan la disminución de especies de aves ya no se utilizan en la protección de cultivos agrícolas en muchos países desarrollados.

El riesgo de insecticidas para las aves puede haber disminuido en las zonas donde ya no se utilizan sustancias antiguas de alto riesgo para las aves. Sin embargo, es probable que estas sustancias hayan sido sustituidas por sustancias nuevas cuyos impactos sobre las aves aún no han sido totalmente descritos, o que no han estado en uso durante un período suficientemente largo como para evaluar completamente los efectos potenciales en las aves de vida silvestre.

Por otra parte, las implicaciones de efectos subletales y directos en la reproducción causados por insecticidas en las aves aún no se comprenden bien y/o son difíciles de estudiar en el campo. Las aves migratorias pueden ser particularmente susceptibles a los efectos subletales de los insecticidas si causan reducción del movimiento (Galindo et al. 1985), aumentan la vulnerabilidad a la depredación (Brewer, et al. 1988) y/o afectan la orientación migratoria (Vyas, et al. 1995). Los impactos en la población asociados con el agotamiento de las fuentes de alimentos (efectos indirectos) no están cubiertos en este estudio.

Tomando nota de que los insecticidas neonicotinoides se han convertido en un sustituto principal de los organofosforados y carbamatos revisados y dado su elevado uso y toxicidad potencial para los vertebrados, los incidentes de mortalidad de aves asociadas con su uso deben ser monitoreados y reportados. Debe considerarse investigación adicional para investigar posibles riesgos imprevistos de los neonicotinoides y otros insecticidas autorizados que pueden suponer un peligro semejante.

2. Recomendaciones no legislativas

2.1. Identificar los lugares locales con más riesgo y trabajar con los actores involucrados para reducir los riesgos

El riesgo de intoxicación por plaguicidas para las aves migratorias es mayor en aquellas especies que tienen sitios de reproducción, invernada y de descanso en zonas agrícolas donde se utilizan pesticidas (en particular los carbamatos y organofosfatos) (Strum, et al. 2008). Como resultado, deben identificarse los lugares importantes de intoxicación dentro de las áreas de reproducción, invernada y de descanso y tratarlos mediante trabajo con los actores locales.

Existen modelos de riesgo para identificar los usos de plaguicidas que presentan un alto riesgo de intoxicación aguda y deberían aplicarse de manera más amplia. Se podría lograr una mejor identificación de riesgo probable de insecticidas para las aves migratorias y las zonas de riesgo mediante la realización de estudios en los que el hábitat (centrándose inicialmente en el hábitat de las especies amenazadas y las zonas de alta concentración de aves) y las áreas de uso de pesticidas se superpongan.

Los lugares importantes (hotspots) pueden priorizarse para fomentar el cambio en el uso de pesticidas, trabajando con los actores locales, en particular los usuarios de plaguicidas en las regiones de alto riesgo. El asesoramiento a los actores locales sobre la manera de limitar el uso de pesticidas riesgoso podría incluir estrategias de manejo integrado de plagas (véase más adelante), cultivos amigables con las aves (Nájera y Simonetti 2010), y los cambios en el momento y métodos de aplicación de plaguicidas.

Los incentivos monetarios para cambiar el comportamiento de los agricultores suelen ser a corto plazo, y terminan con la finalización de los subsidios. Por el contrario, los incentivos no monetarios, tales como la influencia social, la satisfacción personal, derivados de ser responsables con el medio ambiente, el apego a una causa (por ejemplo, la disminución de las poblaciones de aves), y las políticas desarrolladas a nivel local pueden ser motivaciones eficaces y duraderas para cambiar las prácticas agrícolas (De Young, et al 1993; Pieters 1991); ver Figura 1 para ejemplos.

Figura 1: Ejemplos de incentivos no monetarios

Influencia social (líderes de opinión)

Los líderes de opinión influyen en las opiniones y el comportamiento de otros en su sistema social, aprendiendo acerca de las innovaciones y luego pasando la información a sus amigos y/o compañeros de trabajo (Vining y Ebreo 2002). En un estudio del comportamiento del consumidor pro-ambiental, Flynn y Goldsmith fueron capaces de identificar un grupo de mujeres que actuaban como líderes de opinión; sabían más acerca de los bienes de consumo respetuosos con el medio ambiente y se involucraban en el comportamiento del consumidor pro-ambiental con más frecuencia que otros (Flynn y Goldsmith, 1994).

Políticas desarrolladas localmente

Las políticas desarrolladas a nivel local son mucho más propensas a ser respetadas y comprendidas por la población local (Berkes 2004 Ostrom 1990); en comparación con las normas impuestas desde el exterior (Cárdenas et al, 2000), y probablemente se mantendrán por un período si los pagos monetarios cesan.

Por ejemplo, en Camboya, los nidos de aves son vulnerables a la perturbación humana, especialmente por la recolección de huevos y pollos para el comercio de vida silvestre. La protección de los nidos de aves son valorados por la comunidad local sólo porque una organización sin ánimo de lucro de la fauna elige pagar por su protección, no a través de un reconocimiento particular de la importancia de las aves, y si los pagos se detuvieran, incluso temporalmente, la recolección de nidos de aves probablemente se reanudaría (Clements, et al. 2010). Los programas de pago que se estructuran para proporcionar motivaciones intrínsecas son, por lo tanto, mucho más propensos a tener éxito y a sobrevivir que los pagos monetarios. Además, la asignación de nidos a propietarios individuales (de forma voluntaria) redujo las pérdidas de nidos del 54% al 2% en Finlandia (Santangeli, et al., 2012).

Sin embargo, a menudo el mayor obstáculo para el cambio de comportamiento es la falta de conocimiento de las prácticas agrícolas respetuosas con las aves. La información precisa sobre cómo, dónde y qué hacer es esencial para la aplicación de nuevas técnicas (Jacobson, et al. 2003). Por lo tanto, los programas de educación con los actores locales (basados en influir en las estrategias producidas por el Convenio sobre la Diversidad Biológica/UICN), que incluyen incentivos no monetarios, deberían ser un elemento clave para la aplicación de estas directrices.

3. Recomendaciones legislativas

3.1. Mejorar la gobernanza mundial y la evaluación de riesgos: Incluir criterios relativos a las aves migratorias en el Convenio de Rotterdam para reducir el riesgo de importaciones de productos altamente tóxicos para las aves

El Convenio de Rotterdam sobre el Procedimiento de consentimiento informado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional (el Convenio) entró en vigor en 2004, tiene 153 partes y tiene como objetivo el uso responsable de químicos peligrosos, El Convenio regula el comercio internacional de productos químicos, actualmente regula 43 productos químicos, incluyendo 32 plaguicidas. La consideración obligatoria de los efectos de los pesticidas sobre las aves (por ejemplo, con criterios relativos a aves migratorias) podría lograr la toma de decisiones en base a mejor información, en particular:

- (1) los gobiernos nacionales deciden si se permite la importación de plaguicidas:
Los riesgos para las aves deben ser un componente obligatorio y más prominente de la guía para que los países puedan evaluar la probabilidad de riesgos para las aves en su propia región. Esta información tiene gran influencia, ya que muchos países no llevan a cabo sus propias evaluaciones de riesgos, sino que siguen las directrices internacionales (Wesseling, et al. 2005).
- (2) el Convenio decide si regula plaguicidas adicionales:
El Convenio también contiene un mecanismo de evaluación y regulación de productos químicos adicionales (haciendo que estén sujetos al procedimiento de consentimiento para las importaciones) (Henrik 2010). La revisión incluye propiedades eco-toxicológicas de la formulación de pesticidas, incidentes ambientales en otros Estados (incluyendo envenenamiento de aves) y la existencia de restricciones medioambientales o directrices ambientales en otros estados.

Para ambos procesos, se desconoce el peso que se le da a cada factor a la hora de evaluar si se debe importar o regular el producto químico. Puede haber una oportunidad para que la CMS y otras partes interesadas, en calidad de Grupo de Socios en Vuelo (Partners in Flight Group), trabajen con la Secretaría de Rotterdam para desarrollar criterios para la toma de decisiones que incluyan el examen obligatorio del riesgo para las aves migratorias en la evaluación de las propuestas. Este criterio también debe aportar un peso efectivo en relación con los demás criterios de toma de decisiones.

3.2. Sustituir (eliminar del mercado y reemplazar con alternativas seguras para el medio ambiente) las sustancias de alto riesgo para las aves e incentivar las alternativas, como la gestión integrada de plagas; introducir mecanismos obligatorios de evaluación para productos nuevos y existentes

Las sustancias de alto riesgo para las aves deben ser sustituidas inmediatamente. Las sustancias que puedan provocar efectos letales o subletales que contribuyen a la disminución de la población deben ser retiradas y sustituidas por productos ambientalmente seguros.

Un sistema de regulación de pesticidas debe incorporar la consideración de los efectos sobre las aves migratorias con el fin de: (1) garantizar que no se permiten el uso de las sustancias de alto riesgo para las aves migratorias en actividades que puedan dar lugar a la exposición de poblaciones de aves migratorias - preventivo; y (2) permitir la eliminación de sustancias si hay evidencia indicando riesgos para las aves migratorias procedentes de su uso - evaluativa. Estas Directrices se centran en este último, aunque el proceso de evaluación de riesgos para los nuevos productos también necesita un mayor desarrollo, tanto en regiones desarrolladas como en las menos desarrolladas (Forbes y Calow 2013; Murfitt 2012; Kramer, et al 2011;.. Sala, et al 2010).

Los sistemas de regulación deberían ser más receptivos a la nueva información (por ejemplo, revisiones habituales basadas en la evidencia) de modo que si la evidencia de riesgo para las aves migratorias se descubre después de la aprobación, se puede utilizar para revisar la aprobación de la sustancia y, si es necesario, eliminar ciertos usos etiquetados (Hooper, et al. 2010).

Figura 2: Ejemplo de eliminación exitosa de un producto, el caso del gavilán de Swainson en Argentina

Después de la presentación de evidencia de efectos graves en los gavilanes de Swainson (*Buteo swainsoni*) en Argentina causados por los insecticidas monocrotofos, hubo una revisión que llevó a la retirada del producto del mercado en ese país (Goldstein, et al. 1999). A pesar de ser la primera de tales medidas tomada por Argentina, la legislación fue rápida y expedita en la protección de las aves migratorias. Los monocrotofos fueron reemplazados sin consecuencias negativas para la economía agrícola del país.

Los mecanismos legislativos nacionales deben incluir un proceso de revisión/evaluación obligatorio de los criterios para ajustar la etiqueta /usos aprobados, si la evidencia muestra que es necesario hacerlo. Para garantizar que se activa un proceso de re-evaluación cuando se pueden producir riesgos para las aves migratorias (Mineau 2003), debe entrar en vigor un sistema de monitoreo. El monitoreo del uso de insecticidas y el registro de los efectos sobre las aves migratorias debe ser parte del plan de mitigación requerido en la etapa de la aprobación original de la utilización del producto.

3.3. Adoptar una gestión integrada de las plagas a nivel nacional y proporcionar incentivos para los agricultores, como esquemas de certificación y apoyo público

El Manejo Integrado de Plagas (MIP) es un enfoque sostenible para la producción y la protección de cultivos que combina diferentes estrategias de gestión y prácticas para hacer crecer cultivos saludables y prevenir el uso de pesticidas, lo que limita el riesgo de envenenamiento de especies no objetivo, incluyendo las aves migratorias (FAO). Los estudios han demostrado que los sistemas de MIP dan una mayor biodiversidad y reducen el uso de pesticidas por lo menos un 20% en comparación con la agricultura convencional (Freier y Boller 2009). Por lo tanto, muchos países han iniciado programas de MIP.

La implementación del MIP ha sido lento en comparación con los enfoques asociados a la gestión individual

basada en el campo, impulsada por el mercado (y promovida por la industria) (Goodell, et al. 2012). Las barreras a la adopción del MIP son frecuentes e incluyen dificultades para los interesados sobre como aprender a usar las nuevas tecnologías y herramientas para la toma de decisiones, así como en la transición y por los costes posiblemente más altos en comparación con los métodos convencionales (Brewer, et al. 2009). Otras razones para la baja captación de MIP son que sus beneficios pueden no ser tan inmediatos como la agricultura convencional, y se producen a largo plazo, beneficiando tanto a los agricultores individuales como a la comunidad (Goodell, et al. 2012).

Se necesitan incentivos para animar a los usuarios actuales de sustancias de riesgo para las aves, sobre todo en los cultivos agrícolas (cultivos alimentarios y no alimentarios), a pasar a un enfoque de MIP, y podría incluir:

- **Certificación**

La certificación dará a los productores de alimentos y de cultivos no alimentarios acceso a un sistema nacional o internacional de certificación de terceros para los bienes producidos y protegidos utilizando MIP. Esto proporcionará a los consumidores información para identificar productos en el mercado que son producidos bajo estándares de MIP. Se ha demostrado que los consumidores prefieren productos con etiquetas sostenibles, por lo tanto, aumentará potencialmente el atractivo de los productos de los agricultores MIP (Durham, et al 2012). El uso del etiquetado de terceros puede fomentar un cambio hacia patrones de consumo respetuosos con el medio ambiente y también inducir a los gobiernos a aumentar los estándares ambientales de los productos a través de los sistemas regulatorios actuales (Gallastegui 2002).

- **Apoyo público**

Todos los gobiernos proporcionan algún apoyo público a su agricultura nacional y al sector rural, lo que brinda la oportunidad de re-enfocar este apoyo a las prácticas sostenibles, como el MIP (Pretty et al. 2001). El apoyo del público, en particular los programas financiados por el gobierno, para fomentar la adopción de estrategias de agricultor MIP es una herramienta importante para aumentar el uso de MIP (Brewer, et al., 2004). Los subsidios gubernamentales de conservación son populares en Europa, Estados Unidos y Canadá, y el MIP deben integrarse o darle más énfasis en estos programas (Casey 1999;. Baylis, et al 2008), y en algunos países incluso tienen la obligación legal de llevar a cabo prácticas de MIP (por ejemplo, la Directiva de Pesticidas sostenibles en la Unión Europea). Algunos de los esquemas se han diseñado para hacer frente a la pérdida de aves de cultivos (Dobbs y Pretty 2004), los cuales podrían proporcionar una integración perfecta del MIP para prevenir riesgos de los plaguicidas para las aves.

Un impuesto sobre las compras de plaguicidas por los agricultores (especialmente los insecticidas con mayor riesgo para las especies no objetivo, como las aves) podría incrementar el coste de los productos que causan el mayor daño al medio ambiente, y podría operar como un incentivo monetario para cambiar a estrategias de manejo integrado de plagas (Falconer 1998). Los impuestos sobre los plaguicidas se han utilizado, por ejemplo, en Dinamarca, Finlandia, Suecia y los Estados Unidos; Sin embargo, cambiar el comportamiento de los agricultores conllevar un gran aumento de precio (Pretty et al. 2001). La investigación muestra que los precios más altos no pueden cambiar la demanda sin medidas de apoyo para ayudar a los agricultores a cambiar sus prácticas (Praneetvatakul, et al. 2013).

Las cuotas en el uso de pesticidas pueden ser más efectivas que los impuestos o subsidios (Skevas, et al. 2012). Mediante el establecimiento de cuotas en el uso individual de los plaguicidas también existe la oportunidad de crear un mercado comerciable de pesticidas para maximizar la eficiencia y reducir el uso de pesticidas. Un sistema de permisos negociables significaría que los agricultores que utilizan menos pesticidas podrían transferir/vender sus cuotas a las explotaciones que tienen cultivos y sistemas más intensivos de pesticidas en el lugar (Jensen, et al 2002.); creando así un incentivo para reducir el uso de plaguicidas con el fin de beneficiarse de la venta de las cuotas restantes.

Según el conocimiento de MIP crece y se establecen impuestos/cuotas, las alternativas como el MIP pueden ser más atractivas para los agricultores. Mientras tanto, los ingresos generados por los impuestos de los pesticidas podrían ser utilizados para el apoyo público de las prácticas de MIP y/o para el seguimiento y la investigación del uso, posterior a su registro.

Para ser plenamente eficaces, ambos enfoques, ya sea para fomentar las buenas prácticas a través de apoyo financiero o penalizar el comportamiento que afecta ambientalmente a través de impuestos, requiere la

sensibilización y la educación de los usuarios de plaguicidas. Por ejemplo, las escuelas de campo para agricultores tienen un impacto positivo en el uso de MIP (Van den Berg y Jiggins 2007). La difusión de estrategias de MIP y su aceptación por los agricultores puede ser más fuerte a través del aprendizaje social (imitando a su vecino) que de las escuelas de campo para agricultores (Rebaudo y Dangles 2012).

Figura 3: Vacíos de conocimiento principales y áreas de investigación

- Documentación del uso de insecticidas por cultivo y región, sobre todo para los organofosforados y carbamatos, incluyendo sustancias prohibidas.
- Los insecticidas neonicotinoides se han convertido en un sustituto principal de los organofosforados y carbamatos revisados anteriormente. Debe promoverse el monitoreo en uso para confirmar el uso seguro y considerar llevar a cabo investigación para estudiar posibles riesgos imprevistos de los neonicotinoides y otros insecticidas aprobados.
- Los efectos subletales del uso de insecticida en las poblaciones de aves migratorias.

Apéndice 1: Procesos del convenio de Rotterdam

Dónde los criterios de aves migratorias pueden añadir valor a los procesos del Convenio de Rotterdam (véase la recomendación legislativa 3.1):

- (1) los gobiernos nacionales deciden si se permite la importación de plaguicidas:

Cualquier exportación de productos químicos, incluyendo insecticidas, que han sido prohibidos o rigurosamente restringidos (para la salud humana o el medio ambiente) por dos o más países requiere el consentimiento del país importador. Para ayudar a la evaluación de riesgos y la toma de decisiones, se les da a las Partes un documento de orientación preparado por el Comité de Examen de Productos Químicos, que incluye una evaluación de la salud y los riesgos ambientales. Los riesgos para las aves deben ser un componente obligatorio y más prominente de la guía para que los países puedan evaluar la probabilidad de riesgos para las aves en su propia región. Esta información tiene gran influencia, ya que muchos países no llevan a cabo sus propias evaluaciones de riesgos, sino que siguen las directrices internacionales (Wesseling, et al. 2005).

- (2) el Convenio decide si regula plaguicidas adicionales:

El Convenio también contiene un mecanismo de evaluación y regulación de productos químicos adicionales (haciendo que estén sujetos al procedimiento de consentimiento para las importaciones) (Henrik 2010).

En primer lugar, después de que dos o más países prohíban o restrinjan rigurosamente un producto químico, el Comité de Examen de Productos Químicos decidirá si recomienda su inclusión en el Convenio (utilizando información de la evaluación de riesgos preparado por los países en los que fue prohibido o severamente restringido). En segundo lugar, un país en desarrollo puede proponer la inclusión en el Convenio de los plaguicidas extremadamente peligrosos que se utilizan en su país; también deben proporcionar evidencia de incidentes ambientales. El Comité evalúa la propuesta utilizando los informes de incidentes ambientales, además de un estudio preparado por la Secretaría. Para ayudar a los países con como informar de incidentes ambientales, un documento de orientación da ejemplos de incidentes, incluyendo ejemplos de envenenamiento de aves. La revisión incluye propiedades eco-toxicológicas de la formulación de pesticidas, incidentes ambientales en otros Estados (incluyendo envenenamiento de aves) y la existencia de restricciones medioambientales o directrices ambientales en otros estados.

Para ambos procesos, se desconoce el peso que se le da a cada factor a la hora de evaluar si se debe importar o regular el producto químico en el Convenio y el criterio de la toma de decisiones al nivel del Comité de revisión de químicos y al de la Conferencia de las Partes. Puede haber una oportunidad para que la CMS trabaje con la Secretaría de Rotterdam para desarrollar criterios para la toma de decisiones que incluyan la consideración del riesgo para las aves migratorias en el Comité de revisión de químicos y la Conferencia de las Partes, que se puedan usar para evaluar propuestas, o al menos asegurar que el documento de orientación para la toma de decisiones contiene esta información.

Bibliografía

- Baylis, Kathy, Stephen Peplow, Gordon Rausser, and Leo Simon. "Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison." *Ecological Economics* 65, no. 4 (2008): 753-764.
- Berkes, Fikret. "Rethinking community-based conservation." *Conservation biology* 18, no. 3 (2004): 621-630.
- Boutin, Celine, Kathryn E. Freemark, and David A. Kirk. "Spatial and temporal patterns of bird use of farmland in southern Ontario." *Canadian Field-Naturalist* 113 (1999): 430-460.
- Brewer, Larry W., Crystal J. Driver, Ronald J. Kendall, Carol Zenier, and Thomas E. Lacher. "Effects of methyl parathion in ducks and duck broods." *Environmental toxicology and chemistry* 7, no. 5 (1988): 375-379.
- Brewer, Michael J, Robert J Hoard, Joy N Landis, and Lawrence E Elworth. "The Case and Opportunity for Public-Supported Financial Incentives to Implement Integrated Pest Management." *J. Econ. Entomol* 97, no. 6 (2004): 1782-1789.
- Brewer, Michael J., Edwin G. Rajotte, Jonathan R. Kaplan, and Peter B. Goodell. "Opportunities, Experiences, and Strategies to Connect Integrated Pest Management to U.S. Department of Agriculture Conservation Programs." *American Entomologist*, no. Fall (2009): 140-146.
- Casey, F. *Flexible incentives for the adoption of environmental technologies in agriculture*. Vol. 17. Kluwer Academic Pub, 1999.
- Clements, Tom, Ashish John, Karen Nielsen, Dara An, Setha Tan, and E. J. Milner-Gulland. "Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia." *Ecological Economics* 69, no. 6 (2010): 1283-1291.
- Convention, Rotterdam.
<http://www.pic.int/Procedures/SeverelyHazardousPesticideFormulations/FormsandInstructions/tabid/1192/1anguaje/en-US/Default.aspx> (accessed 06 19, 2013).
- . "Article 17."
- Corson, Michael S., Miguel A. Mora, and William E. Grant. "Simulating cholinesterase inhibition in birds caused by dietary insecticide exposure." *Ecological modelling* 105, no. 2 (1998): 299-323.
- De Young, Raymond, et al. "Promoting source reduction behavior The role of motivational information." *Environment and Behavior* 25, no. 1 (1993): 70-85.
- Dietrich, Daniel R., et al. "Mortality of birds of prey following field application of granular carbofuran: a case study." *Archives of environmental contamination and toxicology* 29, no. 1 (1995): 140-145.
- Dobbs, Thomas L., and Jules N. Pretty. "Agri-environmental stewardship schemes and Multifunctionality." *Applied Economic Perspectives and Policy* 26, no. 2 (2004): 220-237.
- Durham, Catherine A., Cathy A. Roheim, and Iain Pardoe. "Picking Apples: Can Multi-Attribute Ecolabels Compete?" *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 2012.
- Faaborg, John, et al. "Conserving migratory land birds in the New World: Do we know enough?" *Ecological Applications* 20, no. 2 (2010): 398-418.
- Falconer, K. E. "Managing diffuse environmental contamination from agricultural pesticides: an economic perspective on issues and policy options, with particular reference to Europe." *Agriculture, ecosystems & environment* 69, no. 1 (1998): 37-54.
- FAO. *Food and Agriculture Organization of the United Nations: Pest and Pesticide Management*.
- Flynn, Leisa Reinecke, and Elizabeth Goldsmith. "Opinion leadership in green consumption: An exploratory study." *Journal of Social Behavior & Personality* 9, no. 3 (1994): 543-553.

- Forbes, Valery E, and Peter Calow. "Developing predictive systems models to address complexity and relevance for ecological risk assessment." *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2013.
- Freier, B., and E. F. Boller. "Integrated pest management in Europe—history, policy, achievements and implementation." *Integrated pest management: dissemination and impact*, 2009: 435-454.
- Galindo, Janine C., Ronald J. Kendall, Crystal J. Driver, and Thomas E. Lacher Jr. "The effect of methyl parathion on susceptibility of bobwhite quail (*Colinus virginianus*) to domestic cat predation." *Behavioral and neural biology* 43, no. 1 (1985): 21-36.
- Gallastegui, Ibon Galarraga. "The use of eco-labels: a review of the literature." *Environmental governance and policy* 12(6), 2002: 316-331.
- Goldstein, Michael I., T. E. Lacher, M. E. Zaccagnini, M. L. Parker, and M. J. Hooper. "Monitoring and assessment of Swainson's Hawks in Argentina following restrictions on monocrotophos use." *Ecotoxicology* 8, no. 3 (1999): 215-224.
- Goodell, Michael J., J. Brewer, and B. Peter. "Approaches and Incentives to Implement Integrated Pest Management that Addresses Regional and Environmental Issues." *Annual Review of Entomology* 57 (2012): 41-59.
- Grijp, N. M. "Regulating pesticide risk reduction: the practice and dynamics of legal pluralism." 2008.
- Hart, A.D.M. "The assessment of pesticide hazards to birds: the problem of variable effects." *Ibis*, 2008: 192-204.
- Henrik, Selin. "Global governance of hazardous chemicals." *MIT Press*, 2010.
- Hooper, Michael J., Pierre Mineau, Maria Elena Zaccagnini, and Brian Woodbridge. *Pesticides and International Migratory Bird Conservation in Handbook of Ecotoxicology*. Edited by David J., Barnett A. Rattner, G. Allen Burton Jr, and John Cairns Jr Hoffman. CRC press, 2010.
- Jacobson, Susan K., Kathryn E. Sieving, Gregory A. Jones, and Annamaria Van Doorn. "Assessment of farmer attitudes and behavioral intentions toward bird conservation on organic and conventional Florida farms." *Conservation Biology* 17, no. 2 (2003): 595-606.
- Jensen, Jørgen D., Henrik Huusom, Hild Rygnestad, Martin Andersen, and S. H. Jorgensen. "Economic impacts of transferable quotas in pesticide regulation." *Rapport-Fodevareøkonomisk Institut*, 2002.
- Kramer, Vincent J., et al. "Adverse outcome pathways and ecological risk assessment: Bridging to population-level effects." *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, no. 1 (2011): 64-76.
- Mineau, Pierre. "Birds and pesticides: Are pesticide regulatory decisions consistent with the protection afforded migratory bird species under the Migratory Bird Treaty Act." *Wm. & Mary Envtl. L. & Pol'y Rev* 28 (2003): 313.
- Mineau, Pierre, and Melanie Whiteside. "Pesticide acute toxicity is a better correlate of US grassland bird declines than agricultural intensification." *PloS one* 8, no. 2 (2013): e57457.
- Mineau, Pierre, Connie M. Downes, David Anthony Kirk, Erin Bayne, and Myriam Csizy. "Patterns of bird species abundance in relation to granular insecticide use in the Canadian prairies." *Ecoscience* 12, no. 2 (2005): 267-278.
- Mineau, Pierre, et al. "Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, US and UK." *Journal of Raptor Research* 33 (1999): 1-37.
- Murfitt, Roger. "Bird and Mammal Risk Assessment for Pesticides in Europe: A Review of Current Guidance." *Outlooks on Pest Management* 23, no. 4 (2012): 185-188.
- Nájera, Andrea, and Javier A. Simonetti. "Can oil palm plantations become bird friendly?" *Agroforestry systems* 80, no. 2 (2010): 203-209.
- Osten, Jaime Rendón-von, Amadeu MVM Soares, and Lucia Guilhermino. "Black-bellied whistling duck (*Dendrocygna autumnalis*) brain cholinesterase characterization and diagnosis of anticholinesterase

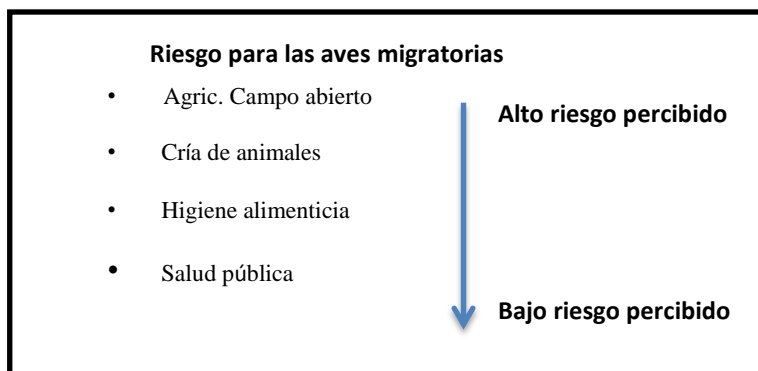
- pesticide exposure in wild populations from Mexico." *Environmental toxicology and chemistry* 24, no. 2 (2005): 313-317.
- Ostrom, Elinor. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge university press, 1990.
- Parsons, Katharine C., Pierre Mineau, and Rosalind B. Renfrew. "Effects of pesticide use in rice fields on birds." *Waterbirds* 33, no. sp1 (2010): 193-218.
- Pieters, Rik GM. "Changing garbage disposal patterns of consumers: Motivation, ability, and performance." *Journal of Public Policy & Marketing*, 1991: 59-76.
- Pimentel, D., et al. "Environmental and economic consequences of pesticide use." *BioScience* 42, no. 10 (1992): 750-760.
- Praneetvatakul, Suwanna, Pepijn Schreinemachers, Piyat Pananurak, and Prasnee Tipraqsa. "Pesticides, external costs and policy options for Thai Agriculture." *Environmental Science and Policy* 27 (2013): 103-113.
- Pretty, J. Brett, et al. "Policy Challenges and Priorities for Internalizing the Externalities of Modern Agriculture." *Journal of Environmental Planning and Management* 44, no. 2 (2001): 263–283.
- Prosser, P. J., A. D. M. Hart, S. D. Langton, H. V. McKay, and A. S. Cooke. "Estimating the rate of poisoning by insecticide-treated seeds in a bird population." *Ecotoxicology* 15, no. 8 (2006): 657-664.
- Rebaudo, François, and Olivier Dangles. "An agent-based modeling framework for integrated pest management dissemination programs." *Environmental Modelling & Software* 45 (2012): 141–149.
- Sala, Serenella, Marta Cavalli, and Marco Vighi. "Spatially explicit method for ecotoxicological risk assessment of pesticides for birds." *Ecotoxicology and environmental safety* 73, no. 3 (2010): 213-221.
- Santangeli, A., H. Lehtoranta, and T. Laaksonen. "Successful voluntary conservation of raptor nests under intensive forestry pressure in a boreal landscape." *Animal Conservation* 15, no. 6 (2012): 571-578.
- Selin, H. *Global governance of hazardous chemicals*. MIT Press, 2010.
- Skevas, Theodoros, Spiro E. Stefanou, and Alfons Oude Lansinka. "Can economic incentives encourage actual reductions in pesticide use and environmental spillovers?" *Agricultural Economics* 43 (2012): 267–276.
- Strum, Khara M., et al. "Plasma cholinesterases for monitoring pesticide exposure in Nearctic-Neotropical migratory shorebirds." *Ornitología Neotropical* 19 (2008): 641-651.
- Van den Berg, Henk, and Janice Jiggins. "Investing in Farmers—The Impacts of Farmer Field Schools in Relation to Integrated Pest Management." *World Development* 35, no. 4 (2007): 663-686.
- Vining, Joanne, and Angela Ebreo. "Emerging theoretical and methodological perspectives on conservation behaviour." *Urbana* 51 (2002): 61801.
- Vyas, Nimish B., Elwood F. Hill, John R. Sauer, and Wayne J. Kuenzel. "Acephate affects migratory orientation of the white-throated sparrow (*Zonotrichia albicollis*)." *Environmental toxicology and chemistry* 14, no. 11 (1995): 1961-1965.
- Wesseling, Catharina, Marianela Corriols, and Viria Bravo. "Acute pesticide poisoning and pesticide registration in Central America." *Toxicology and Applied Pharmacology*, 2005: 207 S697 – S705.

Recomendaciones para prevenir el riesgo de los rodenticidas utilizados para proteger las cosechas

1. Introducción

Los rodenticidas se utilizan para controlar los roedores para una variedad de propósitos, tales como para la protección de cultivos y el grano almacenado, en la cría de animales para prevenir el consumo y que estropeen alimentos de origen animal y transmitan enfermedades al ganado, para mejorar la higiene de los alimentos y para proteger la salud humana de enfermedades para las que los roedores pueden ser vectores (Figura 1). Los raticidas anticoagulantes (RA) son los tipos más utilizados de rodenticida para el control de plagas de roedores en todo el mundo. Las evaluaciones de riesgos ambientales muestran que los RA presentan un riesgo significativo para la vida silvestre debido a que poseen muy poca especificidad (Comisión Europea 2009).

Figura 1: Escala de riesgo (decreciente) de envenenamiento de las aves migratorias procedentes de áreas genéricas de uso de rodenticida anticoagulante basado en la opinión de expertos de la Prevención del Envenenamiento. Taller CMS mayo 2013



Migratory birds are exposed to ARs through the consumption of toxic baits (primary exposure) or by the consumption of contaminated prey which themselves have taken baits (secondary exposure). Widespread exposure in birds to ARs, and in particular second-generation anticoagulant rodenticides (SGARs) has been detected through wildlife monitoring programmes in Europe and North America (Figure 2).

Las aves migratorias están expuestas a RA a través del consumo de cebos tóxicos (exposición primaria) o por el consumo de presas contaminadas que han tomado cebos (exposición secundaria). Se ha detectado exposición generalizada en las aves a RA, y en particular a rodenticidas anticoagulantes de segunda generación (SGARs) a través de los programas de monitoreo de vida silvestre en Europa y América del Norte (Figura 2).

Figura 2: Prevalencia de la exposición a rodenticidas anticoagulantes en aves rapaces

Se han reportado altas tasas de detección de RA en aves de presa recogidos a través de los programas de vigilancia de la fauna en:

- Canadá: 70% de 164 búhos (varias especies) y 60% ratoneros de cola roja (*Buteo jamaicensis*) expuestos, (Albert, et al. 2010; Thomas, et al. 2011)
- EEUU: 86% de 161 aves analizadas tenían residuos en el hígado (Murray 2011)
- Reino Unido: 90% de 96 aves (lechuza blanca *Tyto alba*, milano real *Milvus milvus* y cernícalos vulgares *Falco tinnunculus*) expuestos, (Walker, et al. 2013)
- Noruega: 53% de águila real (*Aquila chrysaetos*) y búho real (*Bubo bubo*) expuestos, (Langford, et al. 2013)
- Dinamarca: 92% de 430 aves expuestas de 11 especies, (Christensen, et al. 2012)
- Francia: 44% milanos reales indicaban envenenamiento por RA, (Berny and Gaillet 2008), y
- España: 9% indicaban envenenamiento por RA (Sánchez-Barbudo, et al. 2012).

Se considera que, entre los lugares donde se utilizan RA, las aves que se alimentan en los paisajes agrícolas pueden ser más propensas a estar expuestas a los mismos (Figura 2), ya que es donde es más probable que ocurra la exposición principal de roedores y otras especies no objetivo. La ecología de algunas especies los hará más propensos a estar expuestos que otros dentro de estas áreas, por ejemplo, muchas especies de rapaces son especialmente propensas a estar expuestas a los rodenticidas debido a su consumo regular de roedores. Las especies carroñeras pueden estar particularmente en riesgo porque se alimentan de cadáveres que podrían estar contaminados con rodenticidas. Por ejemplo, los estudios en el Reino Unido y Francia sugieren que el milano real puede ser particularmente susceptible a la exposición y envenenamiento secundario debido a la alta proporción de carroña en su dieta, incluyendo los cadáveres de ratas y otros pequeños mamíferos (Burn, et al. 2002; Coeurdassier, et al 2012).

Si se produce la exposición a RA, la cantidad ingerida influirá en gran medida en el resultado fisiológico. La ingestión o la acumulación de una dosis letal, produce una hemorragia fatal. Se ha propuesto que la ingestión o la acumulación de dosis subletales pueden estar asociado con una serie de efectos adversos, tales como, probable aumento de la gravedad de las hemorragias tras un trauma y cambios de comportamiento que pueden perjudicar la capacidad de caza. Sin embargo, falta demostrar la aparición de tales efectos (Thomas, et al. 2011).

A pesar de la exposición conocida generalizada de aves rapaces a los rodenticidas en algunos países, en particular a SGARs, no hay evidencias y el conocimiento es limitado en cuanto a impactos en poblaciones enteras. También hay escaso conocimiento de las tasas de exposición de SGAR en las aves fuera de Europa, América del Norte y Nueva Zelanda.

Las recomendaciones para prevenir el riesgo para las aves migratorias se discuten a continuación e incluyen tanto recomendaciones legislativas como no legislativas. Hay diferentes tipos de recomendaciones para el control preventivo de los roedores frente a escenarios más extremos, como las irrupciones de roedores.

2. Recomendaciones no legislativas

2.1. Utilizar las mejores prácticas para prevenir y gestionar las irrupciones de roedores (minimizando los rodenticidas anticoagulantes de segunda generación) ya que puede afectar a gran número de rapaces en las áreas de pastizales

Las irrupciones de roedores, que pueden ocurrir en ciclos regulares o irregulares tras eventos como lluvias abundantes, atraen a las aves rapaces (Pavey y Nano 2013). Muchos paisajes y tipos de hábitats diferentes están sujetos a irrupciones de roedores (Luque-Larena, et al. 2013). Los rodenticidas se utilizan a veces, aunque raramente en América del Norte y Europa, y cuando se utilizan, pueden ser aplicados a grandes áreas. Por ejemplo, en 2006, se utilizaron rodenticidas en 280.000 hectáreas en Alemania para tratar un brote de roedores (Jacob y Tkadlec 2010).

Los rodenticidas pueden ser un riesgo para las especies no objetivo, como aves migratorias, cuando se utilizan en una gran escala durante los brotes de roedores (Olea, et al. 2009). Los brotes de plagas pueden suponer un riesgo particular de exposición a aves cuyas preferencias de alimentación cambia con la disponibilidad de presas. Por ejemplo, el milano real, una especie con una conducta de alimentación flexible, pueden cazar la rata de agua (*Arvicola amphibius*) cuando se producen brotes (Coeurdassier, et al., 2012).

Recomendación uno: los SGARs no deben ser utilizados para los brotes de roedores, y en su lugar deben usarse medidas preventivas para daños de roedores. Las medidas preventivas pueden incluir, por ejemplo, la siembra de los cultivos sincronizado y buena higiene en el campo para limitar la disponibilidad de recursos/duración de la temporada de siembra (Htwe, et al 2012; Davis, et al 2004.). Si se utilizan SGARs, entonces deben ser aplicados de manera que se prevenga el daño - véase la Recomendación dos más adelante.

Recomendación dos: el tratamiento inevitable de irrupciones de roedores con rodenticidas debe completarse mediante guías de buenas prácticas para limitar los riesgos para las aves migratorias, en especial aves de presa. Las directrices sobre mejores prácticas deberían ser desarrolladas por los usuarios, reguladores y otras partes interesadas, y abarcar:

- opciones de tratamiento, por ejemplo, el calendario de gestión de roedores - si se hace en el laboreo puede tener mejores resultados que si se hace más adelante durante el crecimiento del cultivo (Phung, et al 2012; Buckle y Smith, 1994),
- técnicas de mitigación para evitar el riesgo cuando se utilizan SGARs (Singleton, 2010), y
- monitoreo y evaluación de los resultados, e

- información compartida/educación con la comunidad agrícola (Palis, et al. 2011).

Las directrices de buenas prácticas también se deben seguir cuando se utiliza cualquier sustancia, sin limitarse a los rodenticidas anticoagulantes, que causan un riesgo para las aves al tratar los brotes de roedores.

3. Recomendaciones legislativas

3.1. Restringir/prohibir el uso de los SGAR en campos agrícolas abiertos

La probabilidad de exposición a SGARs utilizados en la agricultura de campo abierto es alta para las aves migratorias donde se aplican estas sustancias. Algunas áreas de la agricultura a campo abierto experimentan más problemas con las plagas de roedores que en otras. En las zonas templadas, los roedores no son a menudo una plaga importante (Buckle y Smith 1994). En las zonas no templadas, las plagas de roedores pueden causar daños significativos a los cultivos (Thakur, et al. 2012). Sin embargo, en muchas zonas no templadas, los roedores no son resistentes a los rodenticidas anticoagulantes de primera generación, lo que puede ser un reflejo de la falta de uso histórico de estos productos. Por lo tanto, los rodenticidas anticoagulantes de primera generación, menos tóxicos y persistentes (FGARs) pueden ser eficaces en estas áreas, al tiempo que se minimiza el riesgo para las aves migratorias.

Para identificar si los FGARs serían una alternativa eficaz a los SGARs más tóxicos, están disponibles nuevas herramientas para la prueba de resistencia de FGAR haciendo más fácil cambiar a RA de primera generación en las zonas que carecen de resistencia (Endepols, et al 2012;. Prescott, et al . 2007). En las zonas de agricultura abierta resistentes, deben explorarse alternativas a SGARs e introducirse cuando proceda, incluyendo capturando plagas, estrategias de manejo integrado de plagas y rotación de cultivos (Laxminarayan 2003; Eason, et al 2011;. Sudarmaji, et al 2010.). La investigación y desarrollo combinado con los organismos de investigación principales y la industria pueden mitigar el riesgo de irrupciones de roedores, en particular mediante la educación de los investigadores (que se comunican con los productores) y los productores con estrategias de cultivos prácticas, disponibles para su uso inmediato (Hunt, et al. 2012). Las alternativas a los rodenticidas anticoagulantes no sólo limitan los riesgos para la fauna no objetivo, sino también limitan la propagación de las poblaciones de ratas resistentes (Lambert 2003). Sin embargo, los SGARs pueden ser más eficaces que otras alternativas, tales como fosfuro de zinc y warfarina (Pitt, et al., 2011).

Las erradicaciones de especies de roedores invasivos, particularmente en los ecosistemas insulares, también utilizan rodenticidas anticoagulantes, pero éstos tienen un impacto limitado sobre los no-objetivos al utilizar mejores prácticas (Ruscoe y Pech 2010). Para el uso continuo de SGARs en los programas de conservación, deben ser seguidas las guías de buenas prácticas.

3.2. Cesar los cebos permanentes: aplicar rodenticidas solo cuando la infestación está presente y tras ella se retira el cebo (también puede ser no legislativa, por ejemplo cambio de modelo de negocio)

Los cebos permanentes, en lugar de sólo usar rodenticidas cuando la infestación está presente, es una causa probable de exposición de la fauna no objetivo a rodenticidas, particularmente a SGARs, que se aplican ampliamente en esta forma (Laakso, et al. 2010). Muchos controladores de plagas profesionales utilizan cebo permanente con rodenticidas anticoagulantes como procedimiento estándar (Cefic, 2013). El cebo permanente también puede ser un factor asociado con resistencia a cebo anticoagulante en los roedores (Klemann, et al., 2011).

Las directrices sobre mejores prácticas en el uso de rodenticidas, incluyendo las que están siendo desarrollados por Cefic (2013):

- desalientan el uso de rodenticidas como herramientas de monitoreo¹, y
- fomentar programas de cebo, en el que los rodenticidas se aplican sólo cuando las infestaciones están presentes, y tras ellas se elimina el cebo.

¹ Los rodenticidas se usan a veces como herramienta de monitoreo para detectar la presencia de ratones, por ejemplo si toman el cebo puede haber ratones presentes.

Sin embargo, hay problemas con la sensibilización de los usuarios y la implementación de las mejores prácticas (Tosh, et al. 2011). Esto indica que deben hacerse esfuerzos para aumentar la conciencia del usuario sobre las directrices sobre mejores prácticas, incluyendo trabajo con las empresas de control de plagas y proveedores de alimentos (que a menudo dictan las políticas de control de plagas (Siddiqi y Duggal, 2008)) para cambiar los modelos de negocio estándar.

También pueden ser necesarios cambios regulatorios para prevenir los cebos permanentes que se utiliza como una práctica de rutina, tales como cambios en los requisitos de la etiqueta y comprobar el cumplimiento de los requisitos de la etiqueta por los usuarios.

Figura 3: Principales vacíos de conocimiento y áreas de investigación

- áreas de resistencia a los rodenticidas anticoagulantes de primera generación. Esto se puede confirmar usando nuevas técnicas de detección de secuenciación de ADN.
- ¿cuándo la exposición letal tiene efectos a nivel de la población? ¿Qué tipos de exposición se asocian con impactos a nivel de la población en las diferentes especies? Esto requiere modelos de población.
- exposición de las especies migratorias. Hay más información sobre la exposición de las especies sedentarias. Aunque esto puede ser usado para inferir la exposición migratoria, puede haber diferencias en el riesgo.
- información fiable sobre los volúmenes y los patrones del uso de SGAR.
- efectos subletales sobre la condición física y/o reproducción. Esta es una preocupación particular en aves rapaces, donde están expuestas una gran proporción de algunas especies.

Bibliografía

- Albert, Courtney A., Laurie K. Wilson, Pierre Mineau, Suzanne Trudeau, and John E. Elliott. "Anticoagulant rodenticides in three owl species from western Canada, 1988–2003." *Archives of environmental contamination and toxicology* 58, no. 2 (2010): 451-459.
- Berny, Philippe, and Jean-Roch Gaillet. "Acute poisoning of red kites (*Milvus milvus*) in France: data from the SAGIR network." *Journal of wildlife diseases* 44, no. 2 (2008): 417-426.
- Buckle, Alan P., and Robert H. Smith. *Rodent pests and their control*. Cab International, 1994.
- Burn, A.J., I. Carter, and R.F. Shore. "The Threats to Birds of Prey in the UK from Second-Generation Rodenticides." *Aspects of Applied Biology* 67 (2002): 203-12.
- Cefic. *Guideline on Best Practice in the use of rodenticide baits as biocides in the European Union*. In press. Brussels: Confederation of European Chemical Manufacturers (Cefic), European Biocidal Products Forum, 2013.
- Christensen, Thomas Kjær, Pia Lassen, and Morten Elmeros. "Christensen, Thomas Kjær, Pia Lassen, and Morten Elmeros. "High Exposure Rates of Anticoagulant Rodenticides in Predatory Bird Species in Intensively Managed Landscapes in Denmark." *Archives of environmental contamination and toxicology* 63, no. 3 (2012): 437-444.
- Coeurdassier, M., et al. "The Diet of Migrant Red Kites *Milvus Milvus* During a Water Vole *Arvicola Terrestri*s Outbreak in Eastern France and the Associated Risk of Secondary Poisoning by the Rodenticide Bromadiolone." *Ibis* 154 (2012): 136-46.
- Davis, Stephen A., Herwig Leirs, Roger Pech, Zhibin Zhang, and Nils Chr Stenseth. "On the economic benefit of predicting rodent outbreaks in agricultural systems." *Crop Protection* 23, no. 4 (2004): 305-314.
- Eason, C. T., E. Murphy R. Henderson, L. Shapiro, D. MacMorran, H. Blackie, and M. Brimble et al. "Retrieving and retaining older and advancing novel rodenticides-as alternatives to anticoagulants." *8th European Vertebrate Pest Management Conference*. Julius-Kühn-Archiv, 2011. 19.
- Endepols, Stefan, Nicole Klemann, Jens Jacob, and Alan P. Buckle. "Resistance tests and field trials with bromadiolone for the control of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on farms in Westphalia, Germany." *Pest management science* 68, no. 3 (2012): 348-354.
- European Commission. *Risk Mitigation Measures for Anticoagulants Used as Rodenticides*. Brussels: Directorate-General Environment, 2009, 8.
- Htwe, Nyo Me, Grant R. Singleton, and Andrew D. Nelson. "Can rodent outbreaks be driven by major climatic events? Evidence from cyclone Nargis in the Ayeyawady Delta, Myanmar." *Pest Management Science*, 2012.
- Hunt, W, C Birch, and F Vanclay. "Thwarting plague and pestilence in the Australian sugar industry: Crop protection capacity and resilience built by agricultural extension." *Crop Protection* 37 (2012): 71-80.
- Jacob, Jens, and Emil Tkadlec. "Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage." *Rodent outbreaks: ecology and impacts*, 2010: 207-223.
- Klemann, N., A. Esther, and S. Endepols. "Characteristics of the local distribution of the Y139C resistance gene in Norway rats (*Rattus norvegicus*) in a focus of resistance in Westphalia, Germany." *Julius-Kühn-Archiv, 8th European Vertebrate Pest Management Conference*, 2011: 73.
- Laakso, Senja, Kati Suomalainen, and Sanna Koivisto. *Literature review on residues of anticoagulant rodenticides in non-target animals*. Nordic Council of Ministers, 2010.
- Lambert, Mark Simon. "Control of Norway Rats in the Agricultural Environment: Alternatives to Rodenticide Use." *Doctoral dissertation*, 2003.

- Langford, Katherine H., Malcolm Reid, and Kevin V. Thomas. "The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway." *Science of the Total Environment* 450 (2013): 205-208.
- Laxminarayan, Ramanan. *Battling resistance to antibiotics and pesticides: an economic approach*. RFF Press, 2003.
- Luque-Larena, Juan J., Francois Mougeot, Javier Viñuela, Daniel Jareño, Leticia Arroyo, Xavier Lambin, and Beatriz Arroyo. "Recent large-scale range expansion and outbreaks of the common vole (*Microtus arvalis*) in NW Spain." *Basic and Applied Ecology*, 2013.
- McDonald, Robbie A., and Stephen Harris. "The use of fumigants and anticoagulant rodenticides on game estates in Great Britain." *Mammal Review* 30, no. 1 (2000): 57-64.
- Murray, Maureen. "Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in four species of birds of prey presented to a wildlife clinic in Massachusetts, 2006-2010." *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 42, no. 1 (2011): 88-97.
- My Phung, Nguyen Thi, Peter R. Brown, and Luke KP Leung. "Use of computer simulation models to encourage farmers to adopt best rodent management practices in lowland irrigated rice systems in An Giang Province, the Mekong Delta, Vietnam." *Agricultural Systems*, 2012.
- Olea, Pedro P., et al. "Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: old lessons need new reflections." *Environmental Conservation* 36, no. 1 (2009): 1-4.
- Palis, Florencia G., Grant R. Singleton, Peter R. Brown, Nguyen Huu Huan, Christian Umali, and Nguyen Thi Duong Nga. "Can humans outsmart rodents? Learning to work collectively and strategically." *Wildlife Research* 38, no. 7 (2011): 568-578.
- Pavey, Chris R., and Catherine E. M. Nano. "Changes in richness and abundance of rodents and native predators in response to extreme rainfall in arid Australia." *Austral Ecology*, 2013.
- Phung, My, Nguyen Thi, Peter R. Brown, and Luke K.P. Leung. "Use of computer simulation models to encourage farmers to adopt best rodent management practices in lowland irrigated rice systems in An Giang Province, the Mekong Delta, Vietnam." *Agricultural Systems*, 2012.
- Pitt, William C., Laura C. Driscoll, and Robert T. Sugihara. "Efficacy of rodenticide baits for the control of three invasive rodent species in Hawaii." *Archives of environmental contamination and toxicology* 60, no. 3 (2011): 533-542.
- Prescott, Colin V., Alan P. Buckle, Iftikhar Hussain, and Stefan Endepols. "A standardised BCR resistance test for all anticoagulant rodenticides." *International Journal of Pest Management* 53, no. 4 (2007): 265-272.
- Ruscoe, Wendy A., and Roger P. Pech. "Rodent outbreaks in New Zealand." *Rodent Outbreaks.* *Ecology and Impacts*, 2010: 239.
- Sánchez-Barbudo, Inés S., Pablo R. Camarero, and Rafael Mateo. "Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain." *Science of the Total Environment* 420 (2012): 280-288.
- Siddiqi, Naresh Duggal and Zia. "Global Quality Standards and Pest Management Service." *Proceedings of the Sixth International Conference on Urban Pests*. Hungary: OOK-Press Kft., 2008.
- Siddiqi, Naresh, and Zia Duggal. "Global Quality Standards and Pest Management Service." *Proceedings of the Sixth International Conference on Urban Pests*. Hungary: OOK-Press Kft., 2008.
- Singleton, Grant R. *Rodent outbreaks: ecology and impacts*. Int. Rice Res. Inst., 2010.
- Singleton, Grant R., Steven Belmain, Peter R. Brown, Ken Aplin, and Nyo Me Htwe. "Impacts of rodent outbreaks on food security in Asia." *Wildlife Research* 37, no. 5 (2010): 355-359.
- Sudarmaji, F. R. J., N. A. Herawati, P. R. Brown, and G. R. Singleton. *Community management of rodents in irrigated rice in Indonesia*. Edited by GR Singleton, MC Casimero and B. Hardy FG Palis. 2010.

- Thakur, NS Azad, D. M. Firake, and D. Kumar. "An appraisal of pre-harvest rodent damage in major crops of north-eastern Himalaya, India." *Archives Of Phytopathology And Plant Protection* 45, no. 11 (2012): 1369-1373.
- Thomas, Philippe J., Pierre Mineau, Richard F. Shore, Louise Champoux, Pamela A. Martin, Laurie K. Wilson, Guy Fitzgerald, and John E. Elliott. "Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada." *Environment international* 37, no. 5 (2011): 914-920.
- Tosh, David G., Richard F. Shore, Stephen Jess, Alan Withers, Stuart Bearhop, W. Ian Montgomery, and Robbie A. McDonald. "User behaviour, best practice and the risks of non-target exposure associated with anticoagulant rodenticide use." *Journal of environmental management* 92, no. 6 (2011): 1503-1508.
- Walker, L. A., J. S. Chaplow, N. R. Llewellyn, M. G. Pereira, E. D. Potter, A. W. Sainsbury, and R. F. Shore. *Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2011: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS) report*. Lancaster, United Kingdom: Centre for Ecology & Hydrology, 2013.

Recomendaciones para prevenir el riesgo de cebos envenenados utilizados en control de depredadores

1. Introducción

El uso de cebos envenenados está impulsado por la necesidad de control de depredadores y como un medio para capturar aves para el consumo humano y la medicina tradicional. El control de depredadores utilizando cebos de veneno se produce a una escala global, sobre todo en zonas con ganadería y gestión de la caza (Graham, et al 2005; Sotherton, et al 2009.). Los cebos envenenados es el método más utilizado de erradicación de depredadores a nivel mundial (Márquez, et al. 2012). Sin embargo, los cebos envenenados resultan en envenenamientos de depredadores sin dirigirse específicamente hacia los depredadores que causan daños, y pueden afectar a los no predadores (Snow 2008). Es ilegal el uso de cebos envenenados en muchos países (véase la figura 1), pero se daña a aves migratorias por el mal uso (cuando no se cumplen las instrucciones de la etiqueta) o abuso (uso deliberado o ilegal) de los cebos.

Figura 1: Ejemplos de legislación prohibiendo el uso de cebos envenenados

Unión Europea

El uso de cebos envenenados para controlar los depredadores es ilegal en la Unión Europea y la mayoría del resto de Europa a través de la Convención sobre la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural (Convenio de Berna) y la Directiva sobre la conservación de las aves silvestres (Directiva de Aves 2009/147/CE).

Estados Unidos

La utilización de cebos ilegales en los Estados Unidos puede ser procesada bajo la Ley Federal de Insecticidas, Fungicidas y Rodenticidas de 1947 para el uso de cualquier plaguicida registrado en una manera inconsistente con su etiquetado (USC 1972). Si se encuentran cadáveres de aves de presa en las inmediaciones del sitio de cebo, los sospechosos también pueden ser acusados de violaciones de la Ley de Tratado de Aves Migratorias, la Ley de Protección del águila imperial y el pigargo cabeciblanco, la Ley de Especies en Peligro de Extinción, y varias leyes estatales y locales.

Sudáfrica

El uso ilegal para cualquier propósito no registrado, venta y reenvasado de plaguicidas puede ser procesado bajo la Ley de Abonos, Piensos de granja, remedios agrícolas y almacenajes de medicinas, Ley 15 de 1947.

El derecho internacional

La recolección de aves migratorias está regulado por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Prohíbe el comercio internacional de alrededor de 800 especies, y controla el comercio de unas 23.000 especies. Las Partes de la Convención, en la actualidad 178 países, están imposibilitadas de negociar con especies de aves en peligro, y pueden ser objeto de sanciones bilaterales por violaciones.

La Convención sobre las Especies Migratorias, en especial la Resolución 10.26, insta a las Partes a prevenir el riesgo de envenenamiento de las aves migratorias.

La Convención Africana sobre la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales pone a los signatarios bajo diversas obligaciones de conservación, incluyendo actuar en contra de los métodos de caza ilegales. Se enumeran muchas especies migratorias. El Artículo IX 3 b) iii prohíbe el uso de todos los medios no selectivos de caza y el uso de todos los medios capaces de causar destrucción masiva. El Anexo 3 prohíbe el uso de veneno y cebos envenenados o anestésicos. Sólo 40 países africanos firmaron la Convención en 1968, y Sudáfrica, Namibia y Zimbabwe no lo hicieron.

Las especies de aves rapaces y carroñeras están en riesgo de intoxicación por cebos envenenados que están dirigidos a ellas directamente, y también por los cebos dirigidos a especies de mamíferos, como los chacales en África, principalmente hacia los cánidos y félidos, y también a los osos y jabalíes. Los efectos sobre las especies no siempre se conocen, excepto las aves de presa, y se necesita más investigación.

El riesgo de intoxicación de la captura para el consumo humano y la medicina tradicional parece estar restringido a culturas particulares. El uso de venenos para capturar aves migratorias para el consumo y/o la medicina tradicional se produce en algunas partes de África y Asia (Williams, et al 2013; Thiollay 2006; Odino 2010; Kwon, et al 2004.). En África meridional y oriental, se abusa ampliamente tanto de aldicarb como de carbofurano para todas las formas de envenenamiento ilegal (Endangered Wildlife Trust, Base de Datos Interna sin publicar, 1995-2012).

Debido a la naturaleza indiscriminada de las sustancias utilizadas en cebos envenenados para el control de depredadores, muchas aves están en riesgo de envenenamiento si entran en contacto con estos cebos envenenados. Por ejemplo, el Calao terrestre en peligro de extinción (*Bucorvus leadbeateri*) se alimenta como un grupo familiar de forrajeo de insectos, pequeños mamíferos y reptiles y fácilmente come carroña y cebos. Las sustancias más comunes de las que se abusa para el control de depredadores son los insecticidas y, en menor medida, raticidas, por lo general aquellos que se conocen como muy tóxico por los agricultores y los usuarios. Los insecticidas carbamatos, tales como el carbofurán y aldicarb, se utilizan a menudo en envenenar cebos para el control de depredadores en numerosas zonas de todo el mundo. En España, entre 2005 y 2010, el 50% de los casos de intoxicación se debieron a aldicarb y el 22% de ellos eran por carbofurano (Bodega Zugasti 2012). En Sudáfrica, entre 2006 y 2008, 33% de las intoxicaciones fueron causadas por aldicarb y el 18% por carbofurano (Snow 2013, datos no publicados).

Muchas poblaciones de las aves de presas están en declive como resultado de cebos envenenados ilegales, especialmente los buitres (Ogada, et al. 2012). Los cebos envenenados ilegales son la principal amenaza para la conservación de varias especies de aves rapaces en Europa (Margalida, et al. 2008). Por ejemplo, los cebos envenenados en el sur de España se han relacionado con disminuciones graves de rapaces (como el buitre negro *Aegypius monachus*, el alimoche *Neophron percnopterus*, el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* y el águila imperial ibérica *Aquila adalberti*) (Márquez, et al., 2013). En tres eventos de intoxicación recientes separados de buitre, vinculados a la intoxicación de depredadores o la caza furtiva, en el sur de África, murieron 183 buitres (Gonarezhou, Zimbabwe), 56 buitres (Swartberg, Sudáfrica), y 600 buitres (Caprivi, Namibia). En Israel, cebos envenenados utilizados por los agricultores causaron dos eventos de envenenamiento masivo de Buitre Leonado en la región mediterránea, que resultaron en la mortalidad de 40 a 50 ejemplares (incluyendo muchos pollos en sus nidos) en 1998 y más de 30 en 2007, lo que constituye entre un tercio y la mitad de la población reproductora en la región mediterránea de Israel en el momento de su envenenamiento (Yom-Tov, et al. 2012).

A continuación se discuten las recomendaciones para hacer frente al riesgo para las aves migratorias procedente de cebos envenenados e incluyen ambas opciones, no legislativas y legislativas.

2. Recomendaciones no legislativas

Para evitar el uso de cebos envenenados, son necesarias una serie de medidas para identificar con precisión por qué se están utilizando cebos envenenados, resolver el conflicto entre las personas y la vida silvestre, educar a las comunidades con alternativas de mejores prácticas, y establecer mecanismos eficaces de aplicación (véanse las recomendaciones legislativas). Cada paso se describe a continuación con más detalle.

Paso 1: Identificar las causas del problema y publicar informes regulares sobre incidentes con venenos

La cuestión clave para resolver el conflicto entre los seres humanos y la vida silvestre es entender las causas del uso de cebos envenenados. La comprensión de la naturaleza del conflicto/problema que está dando lugar a la intoxicación que ocurre es esencial para abordar con éxito el problema. Esto puede variar significativamente según la región y la industria en términos de cuáles son los depredadores principales (por ejemplo, de chacales a los osos) y el ganado en riesgo de depredación (por ejemplo, de gallinas a ganado), y/o del valor económico de las especies que se recogieron usando cebos envenenados. Se puede obtener una evaluación inicial del problema mediante la consulta con las comunidades y con aquellos que es probable que se encuentren con conflictos con los depredadores, como el sector agrícola.

La recopilación de información sobre incidentes de intoxicación, (situaciones de mal uso y abuso), tanto de control de depredadores como de captura, es necesaria para comprender la magnitud y las tendencias en la aparición del problema. Especialmente para facilitar el control, sería útil la recolección de datos que se lleva a cabo en un formato estándar (vida silvestre afectada, sustancias empleadas, consecuencias de la utilización de venenos, medidas adoptadas para hacer frente al problema, eficacia de las acciones, alternativas al uso de

venenos) de forma conjunta por las partes gubernamentales y no gubernamentales.

Los resultados deben ser comunicados regularmente y ponerse a disposición del público. Por ejemplo, la Asociación para la acción contra la delincuencia de la Vida Silvestre en Escocia, incluye la policía, los administradores de tierras, los conservacionistas y el gobierno escocés, y los informes anuales sobre delitos de vida silvestre (PAWS 2013).

Paso 2: Resolver conflictos entre humanos y vida silvestre utilizando foros de múltiples interesados

Es necesario trabajar con la comunidad, la industria, y las agencias de aplicación para resolver el conflicto de uso de cebos envenenados. A menudo el foco del conflicto está relacionado con la gestión eficaz de la depredación y están disponibles muchos recursos en la solución de conflictos de la fauna, véase, por ejemplo, Decker et al. Guía Profesional a los conflictos humanos-vida silvestre ((Decker, et al. 2002).². Con el fin de lograr una colaboración cooperativa, es fundamental que se ofrezcan alternativas a los agricultores, métodos prácticos, sin veneno para la protección del ganado, como perros pastores (Marker, et al. 2005), vallas a prueba de depredadores (Jackson y Wangchuk 2004), collares, luces, y otros métodos (ver Figura 2) - los costes estimados de diversas herramientas disponibles se incluyen en el estudio de Shivik (Shivik 2006).

La resolución exitosa de conflictos humanos-vida silvestre también requiere de la participación de las comunidades locales y otros grupos de partes interesadas en la formulación de las decisiones de gestión. En las tierras altas del Reino Unido hay una cuestión de conservación controvertida sobre la relación entre la conservación de una rapaz protegida legalmente, el aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) y la gestión de un ave de caza, el urogallo rojo (*Lagopus lagopus scoticus*). Se usaron modelos multicriterio de análisis/decisión para evaluar las perspectivas de los dos grupos de partes interesadas, los manejadores de codornices y conservacionistas de rapaces y la aceptación por parte de ambos de diferentes soluciones de gestión a este conflicto. Los resultados mostraron un área de compromiso (alimentación de distracción) y se cambiaron las posiciones de las partes interesadas individuales (Redpath, et al. 2004).

La depredación de ganado por la pantera de las nieves amenazada (*Panthera uncia*) es un tema cada vez más polémico en los pueblos del Himalaya. Los ataques masivos en los cuales hasta 100 ovejas y cabras mueren en un solo incidente, inevitablemente dan lugar a represalias por parte de los pobladores locales. Los conflictos humanos-vida silvestre se mejoran por la noche con corrales para el ganado de los aldeanos a prueba de depredadores y mediante la mejora de los ingresos familiares de manera ambientalmente respetuosa y culturalmente compatible. Un estudio encontró que una estrategia altamente participativa (Planificación y Acción Participativa apreciativa) conduce a un sentido de propiedad del proyecto por los actores locales, el empoderamiento comunitario, la autosuficiencia, y la disposición a coexistir con leopardos de las nieves (Jackson y Wangchuk 2004).

Ambos factores sociales y económicos (incluso más fuertes que los factores ecológicos para aquellos que están potencialmente afectados por la depredación) causan el control de depredadores, y por lo tanto, estos factores deben ser incorporados al tomar decisiones para mitigar el conflicto entre humanos y depredadores (Delibes-Mateos, et al. 2013). Aunque la mayoría de los estudios de mitigación investigan sólo los aspectos técnicos de la reducción de conflictos, las actitudes de la gente hacia la vida silvestre son complejas, y los factores sociales tan diversos como la religión, el origen étnico y las creencias culturales dan forma al conflicto. Por otra parte, los conflictos humanos-vida silvestre son a menudo manifestaciones de los conflictos humanos-humanos subyacentes, como entre las autoridades y la población local, o entre personas de diferentes orígenes culturales (Dickman 2010).

En Tanzania, las hienas manchada (*Crocuta crocuta*) suscitan un intenso conflicto debido a la creencia de que ciertos grupos étnicos las hechizan y “entrenar” para matar el ganado de otras personas, por lo que las tensiones por la depredación de hienas se acentúan por las sospechas entre los grupos (Dickman 2008). Tales percepciones de la gente hechizando animales o que cambia de forma a formas animal se encuentran en una amplia gama de culturas, e involucran a especies tan diversas como los elefantes (*Elephantidae*), chimpancés (*Pan troglodytes*) y cerdos barbudos (*Sus barbatus*) (Knight 2000), y en tales casos el reconocer y aliviar las tensiones sociales subyacentes es fundamental para la mitigación eficaz de los conflictos.

² Other sources with specialist expertise on hand include: Centre for Human-Wildlife Conflict Resolution: <http://humanwildlife.cmi.vt.edu/index.html>; Wildlife poisoning prevention and conflict resolution: <http://wildlifepoisoningprevention.wozaonline.co.za/home>.

Los factores económicos, tales como la pérdida de ganado o el valor del comercio de ciertas especies, pueden dar lugar a la utilización de cebos envenenados. En China, el oso negro asiático (*Ursus thibetanus*) se captura con cebos envenenados debido a su alto valor para la medicina tradicional. La depredación del ganado y los daños a las personas también aumentan el apoyo de la comunidad sobre la captura ilegal del oso (Liu, et al. 2011). Para reducir la captura es necesaria una estrategia multilateral, incluidas campañas para (1) cambiar las actitudes de la gente hacia los osos y aumentar el valor intrínseco de los osos (por ejemplo, el ecoturismo carnívoro), la indemnización por daños, la remoción asistida de los osos que molestan, y el asesoramiento y los materiales para evitar la depredación del ganado; y (2) reducir la demanda pública de partes de osos en los mercados nacionales e internacionales (Roberts y Perry 2000). Si se reduce la demanda, también se reducirá la motivación para matar osos (Liu, et al. 2011).

Paso 3: Educación - Desarrollar y difundir buenas prácticas para el control de depredadores y su cumplimiento

Educar a los individuos, en combinación con medidas de resolución de conflictos, sobre la ley y las consecuencias de los cebos envenenados, puede ayudar a proteger los recursos naturales mediante (a) hacer que los posibles usuarios de cebos envenenados sean realmente conscientes de los impactos de sus acciones en la conservación, así como de la posibles sanciones penales por el mal uso y el abuso, y se les puede disuadir de cometer el delito; y (b) informar al público en general de la ley y de los costes ambientales de los cebos envenenados, puede alentar al público a informar de cebos envenenados ilegales a la policía o a las autoridades locales de conservación (Blevins and Edwards 2009). El objetivo final es hacer que el uso de cebos envenenados sea cultural y socialmente inaceptable. Esto necesita un apoyo político de alto nivel para promover la inaceptabilidad desde la sociedad.

Una lección importante del informe LIFE de la Unión Europea es que no hay una única práctica que pueda hacer frente a todos los desafíos de la conservación relativos a los cebos envenenados (centrado en los carnívoros, pero en su mayor parte transferible a las aves); en cambio, una acción eficaz requiere múltiples combinaciones de varias prácticas (European Commission 2013). Esto incluye la articulación de acciones de prevención de daños y conflictos, medidas de compensación de pérdidas, campañas de sensibilización y participación de los interesados. Varios proyectos han demostrado que estas prácticas son las formas más eficaces de reducir los conflictos de convivencia entre los humanos y los grandes carnívoros y, en última instancia, mejorar el estatus de conservación de las especies (véase la figura 2).

Figura 2: Elementos principales de buenas prácticas para el control de depredadores

Elementos principales de buenas prácticas para el control de depredadores, incluyendo concienciación de los interesados de buenas prácticas y la ley:

- Trabajar tanto con la industria agroquímica como con los agricultores y la comunidad de cazadores;
- Dar a conocer la ley y las consecuencias de su aplicación (Redpath and Thirgood 2009);
- Promover métodos de reducción de la depredación prácticos, no tóxicos y no letales;
- Fomentar el uso de la información basada en la web, como www.wildlifepoisoningprevention.co.za;
- Alentar a los agricultores a aplicar el pensamiento sistémico/análisis de causa y efecto de los conflictos y las acciones resultantes;
- Aumentar la calidad del hábitat de la caza menor en las áreas donde la pérdida de una especie de caza autóctonas, por ejemplo conejos en España, está llevando al envenenamiento de aves rapaces y otros depredadores de la especie de caza (Sánchez-García, et al. 2012; Villafuerte, et al. 1998).. Esto se puede hacer a través de subsidios agrícolas (Overmars, et al. 2012);
- Protección de la ganadería: utilizar medidas preventivas para los depredadores (Treves and Karanth 2003);
- Autorización exclusiva de técnicas selectivas de control de depredadores de las especies de caza que sean objetivo (por ejemplo zorros o córvidos) en la gestión de fincas de caza o explotaciones ganaderas (Muñoz-Igualada, et al. 2010);
- Se pueden considerar sistemas de seguros/compensación para los agricultores/ganaderos cuando se produce daño por depredadores, como lobos y leones (Hazzah, et al. 2009; Zabel and Holm-Muller

2008) y debe ser pagado rápidamente y cubrir las pérdidas adecuadamente (European Commission 2013);

- Proporcionar un seguro agrícola/ganadero oficial destinado a proteger el ganado y los cultivos de los depredadores y otras especies que causan daños;
- Concienciar a la comunidad y aumentar la eficacia del monitoreo educando al público acerca de los signos de envenenamiento de la fauna y cómo informar de incidentes sospechosos;
- Crear patrullas de perros entrenados para la búsqueda y localización de cebos envenenados;
- Establecer equipos de guardaparques oficiales y organismos ambientales especializados en la investigación y persecución del envenenamiento ilegal;
- Generación de informes: solicitar a los veterinarios que informen de presuntos incidentes de envenenamiento de la fauna a las agencias de aplicación de la ley concerniente a la fauna;
- Aplicación de la ley: procesar a los responsables del envenenamiento ilegal.

A menudo, el sistema de regulación de pesticidas utiliza el enjuiciamiento como el único elemento disuasorio para los delitos relacionados con cebos envenenados. Los agentes encargados de hacer cumplir la ley ambiental que están investigando el envenenamiento ilegal tienen dificultades para convencer a algunos fiscales de aceptar estos casos y algunos jueces son renuentes a imponer sanciones por las infracciones. La reticencia a perseguir y sancionar puede deberse a una falta de conocimiento sobre el alcance y la magnitud de estos crímenes, insuficiente experiencia con la jurisprudencia relativa a la fauna, y la falta de interés en perseguir los delitos relacionados con las penas mínimas (Vyas, et al. 2002). Muchos de estos problemas se pueden resolver mediante programas educativos dirigidos a los jueces y fiscales que trabajan en las regiones afectadas por “cebos envenenados”, que ha tenido éxito en el contexto europeo. También es beneficioso para la creación de capacidad de los funcionarios encargados de hacer cumplir la ley (por ejemplo, formación y equipo especializado, e instalaciones).

3. Recomendaciones legislativas

Paso 4: Asegurar la eficacia de medidas regulatorias/legislativas: crear legislación de aplicación con efectivos mecanismos de disuasión y sanciones en caso de infracción

Deberá desarrollarse una estrategia nacional basada en las recomendaciones en este documento en cada país en cuestión, que se centre en la aplicación de las recomendaciones. Los gobiernos centrales deben coordinar el desarrollo de la estrategia nacional con todos los interesados, y asegurarse de que se revisa periódicamente. Se debe dar preferencia a complementar la legislación pertinente en vigor. Por ejemplo, en África, se debe dar prioridad a una mayor adopción y aplicación de la Convención Africana sobre la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales, que prohíbe el uso de cebos envenenados.

La estrategia debe incluir recomendaciones de buenas prácticas (véase más arriba) y crearse con la contribución de la comunidad (incluyendo a los representantes de las autoridades locales y regionales, cuando proceda, que podrían ser responsables de la aplicación y el cumplimiento de los principios y objetivos de la estrategia). La transparencia y la participación de la comunidad es esencial para crear conciencia y para garantizar que los planes están apoyados por la comunidad (lo que lleva a una mejor consolidación y respaldo) y para cubrir los aspectos que más preocupan a la región en particular (Giorgi and Mengozzi 2011).

Las cuestiones sobre cebos envenenados varían según los países y las necesidades de la estrategia nacional deben adaptarse a cada país en particular. Sin embargo, es deseable renunciar al uso de cebos envenenados indiscriminados internacionalmente. En África, los 40 signatarios de la Convención Africana sobre la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales han adoptado la prohibición de la utilización de todos los medios no selectivos de tomar (cazar) y de la utilización de todos los medios capaces de causar destrucción masiva, incluyendo el uso de veneno y cebos envenenados o anestésicos.

Además, si hay la variación es suficiente entre los países, puede ser apropiado desarrollar planes de acción regionales, especialmente para los países donde se utilizan cebos envenenados tanto para la captura para el uso humano y para el control de depredadores (ver figura 3). Se debe excluir las mejores prácticas para la gestión de especies invasoras.

Figura 3: Ejemplo de uso de una estrategia nacional con planes de acción regionales de apoyo para hacer frente al uso ilegal de cebos envenenados

La Estrategia Nacional de España Contra el Uso Ilícito de cebos envenenados en el Medio Natural se ha desarrollado utilizando un enfoque de múltiples partes interesadas, incluyendo la opinión del público, y fue aprobado por el Ministerio de Medio Ambiente en 2004 (y se actualizará en 2014).

Esta Estrategia nacional proporciona directrices sobre la forma de resolver el conflicto entre humanos y vida silvestre sobre el control de los depredadores para su aplicación por las Comunidades Autónomas. Los tres objetivos principales son:

- Aumentar el conocimiento y la información sobre el envenenamiento, incluyendo las consecuencias ambientales negativas, tales como:
 - Conocimiento de la mortalidad envenenamiento a través de la búsqueda y el registro de todos los casos de envenenamiento, la cartografía de riesgos, el intercambio de información entre las partes interesadas.
- Desarrollar técnicas de prevención
 - Reducir la disponibilidad de las sustancias tóxicas haciendo el acceso a las sustancias utilizadas como veneno-cebos más difícil, a través de, por ejemplo, cambios en los controles legislativos sobre productos fitosanitarios;
 - Técnicas de gestión alternativa (guardaparques en reservas de caza, código de caza de buenas prácticas, medidas de desarrollo rural para la recuperación de las especies de caza);
 - Medidas para prevenir los daños causados por animales salvajes:
 - control de plagas,
 - Desarrollar métodos para evaluar el impacto de los animales domésticos en la ganadería y la agricultura,
 - responsabilidad legal de los propietarios de perros de caza y guardia, gatos, palomas y patos por daños a la ganadería o cultivos, y
 - medidas de indemnización por daños a la ganadería y la agricultura
 - Fomentar la cooperación de los líderes de opinión en las comunidades rurales, el reconocimiento de “municipios de excelencia ambiental”, proyectos de apoyo que ayudan a reducir o limitar el uso de venenos en el medio rural, ofreciendo soluciones que no son venenosas para el control de depredadores;
 - Comunicación, difusión y educación ambiental.
- Incrementar los esfuerzos para la persecución penal a través de:
 - Control y seguimiento (capacitación especializada para los guardas forestales, prevención e inspecciones en los puntos calientes, unidades caninas para la prevención y detección de veneno);
 - Recolección y custodia de pruebas y cadáveres (proporcionan el material necesario para la recogida de pruebas, mejorar la formación de los agentes del orden en la recogida y mantenimiento de pruebas de envenenamiento, crear e implementar un protocolo de recogida de pruebas);
 - Análisis toxicológico e investigación técnica de los delitos;
 - Responsabilidades legales penales y civiles.

Hasta ahora, sólo cinco regiones han desarrollado planes para hacer frente al envenenamiento ilegal, según las recomendaciones de la Estrategia Nacional (véase más arriba), y actualmente se encuentran en funcionamiento. Sin embargo, en el marco del *proyecto Life + VENENO*, las 17 comunidades autónomas de España se han comprometido a desarrollar y/o revisar planes de acción .

En las regiones en las que se aprueban los planes de acción, hay un mayor compromiso político con el tema y una mayor eficacia en la investigación y prevención de la utilización de cebos envenenados. La mayoría de las condenas en casos relacionados con cebos envenenados se encuentran en las regiones donde se han adoptado planes de acción y estrategias. Además, en algunas zonas, como Andalucía, el envenenamiento de la fauna está disminuyendo como resultado de las medidas aplicadas en su estrategia regional.

Están disponibles en inglés una plantilla del plan de acción y protocolos generales a través de Life + VENENO en <http://www.venenono.org>. Esto podría ser utilizado como una plantilla para usar en otros países donde se utilizan cebos envenenados para el control de los depredadores.

3.1. Mejorar los mecanismos de aplicación de la ley y de disuasión en relación a cebos envenenados

Hay muchas causas para los delincuentes de delitos ambientales, incluyendo aquellos que utilizan cebos envenenados ilegalmente, por lo que un enfoque uniforme para abordar la delincuencia y el cumplimiento es ineficaz (Canfa 2006; Algotsson 2006). Por lo tanto, la aplicación del delito de Vida Silvestre requiere flexibilidad para poder adoptar medidas adecuadas a las circunstancias del delincuente y la naturaleza específica de la infracción (Nurse 2011). El uso de cebos envenenados tiene muchas causas diferentes, algunas de las cuales son legales en algunos países, en particular para el control de depredadores y el consumo /uso humano, y múltiples medios de cumplimiento son necesarios para abordar con éxito el mal uso y el abuso, según proceda.

Un obstáculo fundamental para impedir el uso ilegal de cebos envenenados es una aplicación de la ley ineficaz, a menudo relacionado con una supervisión y monitoreo de los casos de envenenamiento inadecuados, y una investigación mínima de las quejas. Existe una fuerte relación entre la disuasión y el cumplimiento, por la que la falta de cumplimiento desvirtúa el efecto disuasorio de las políticas existentes. Gran parte del problema se deriva de la importancia que se le da a los delitos de vida silvestre, generalmente los organismos de aplicación les dan baja prioridad y hay una falta de impulso político para darle más prioridad. Lo cual se podría mejorar a través de una mejor aplicación de la ley y mayor concienciación (Wellsmith 2011), que se discuten a continuación. En la implementación de estas directrices se debe dar prioridad a la obtención de apoyo político de alto nivel.³ También se puede mejorar a través de la educación (véase las recomendaciones no legislativas más arriba), sobre todo dando a conocer la cuestión entre las autoridades, el poder judicial y las comunidades.

A continuación se discuten recomendaciones para mejorar los mecanismos de disuasión y de aplicación de la ley en el amplio abanico de delitos relacionados con cebos envenenados. Se incluye sanciones fortalecidas para infracciones, mejor cumplimiento de la cadena de suministro, y la introducción de la responsabilidad vicaria.

3.1.1. Endurecer las sanciones por incumplimiento con tasas efectivas y reducir el acceso a los subsidios gubernamentales para los propietarios de tierras

El cumplimiento de la ley debe estar respaldado por fuertes sanciones por infracción. Algunos países europeos han reducido los casos de envenenamiento a través de sanciones más estrictas (Ogada, et al. 2012). Existe una variación significativa de las sanciones por infracción, incluso entre los países europeos (véase figura 4), que podrían mejorarse mediante el establecimiento de sanciones siguiendo los modelos que han demostrado ser eficaces.

Figura 4: Nivel de variación entre las sanciones por incumplimiento

En España, las sanciones penales incluyen entre 4-24 meses de prisión (e inhabilitación para la caza o la profesión, en el caso de los guardas), y el posterior proceso civil contra los gestores de la tierra han dado lugar a multas de entre 200.000 €.

En el Reino Unido, la pena máxima por delitos de vida silvestre veneno-cebo es de 5.000 libras y/o seis meses de prisión; Sin embargo, la mayoría de los delincuentes sólo se les da una pequeña multa, que ha sido ineficaz como elemento disuasorio (RSPB 2011).

Vincular las medidas de cumplimiento a otras sanciones (en efecto, conformidad cruzada) puede ser una forma muy poderosa de crear un efecto disuasorio. En Escocia, se ha hecho en varias ocasiones una reducción en los subsidios individuales “Pago para haciendas agrícolas individuales”, a raíz de infracciones de pesticidas. Funcionan con una carga de prueba civil reducida (por ejemplo, “muy probable“ en lugar del “más allá de toda duda razonable”, utilizado en casos penales). En España, en todos los procesos penales por el envenenamiento de la fauna, se considera la indemnización por los animales muertos y, en algunos casos, se incluyen los gastos generados por la investigación del delito (por ejemplo, los análisis toxicológicos). Esta compensación se solicita

³ Véase por ejemplo, una declaración del Ministro de medio ambiente de Escocia en apoyo a hacer frente al envenenamiento de la vida silvestre: <http://news.scotland.gov.uk/News/Wildlife-Crime-in-Scotland-49f.aspx>.

como responsabilidad civil dentro del proceso penal, sin un caso de acción civil específica.

- *Suspender/retirar las licencias de caza a las personas y en las áreas donde se de actividad ilegal con cebos envenenados*

Un elemento de disuasión potencialmente eficaz para el envenenamiento ilegal usado en el control de depredadores en las fincas de caza es retirar el permiso para cazar en un área por un período determinado de tiempo donde ha habido una condena por el uso ilegal de cebos envenenados. Para que esto funcione, debe existir alguna forma de sistema de licencias para los cotos de caza. Para caza comercial, podría ser una licencia para vender los derechos de caza en ese terreno. Para los caza de particulares, podría ser que las licencias de caza sean retiradas o suspendidas.

La suspensión de las licencias de caza podría ser a nivel de cazador, es decir, responsabilidad estricta de la persona que caza en las inmediaciones de donde se hayan detectado cebos envenenados, y/o una suspensión general de licencias de caza en una región específica donde se han encontrado cebos envenenados (sin tener que demostrar que una persona en particular colocó el cebo). El establecimiento de esta política probablemente incentivaría a los cazadores a preguntarse si se utilizan cebos envenenados en el área antes de cazar (en lugar de arriesgarse a perder su licencia de cazar, por ejemplo, para una temporada o incluso más tiempo).

Probablemente un escenario similar podría ocurrir para las agencias de caza (es decir turismo de caza). Si las licencias de caza se suspenden en las regiones donde las agencias operan, sería poco probable que apoyen o participen en la práctica de cebos envenenados y menos propensas a funcionar voluntariamente en áreas donde se utilizan cebos envenenados. Tanto cazadores como agencias de caza pueden ser más propensos a informar de incidentes de cebos envenenados para garantizar que puedan continuar cazando en dichas zonas sin arriesgar sus licencias de caza.

- *Establecer directrices de sentencia para asegurar resultados consistentes y eficaces*

Las directrices de sentencia para delitos de vida silvestre, en particular para el uso de cebos envenenados y la posesión de sustancias tóxicas ilegales, son esenciales para un cumplimiento de la ley efectivo. Por ejemplo, la revisión del Parlamento del Reino Unido de su cumplimiento sobre delitos de vida silvestre nacional declaró que la aplicación ha sido socavada por la falta de pautas de sentencia sobre el crimen de la fauna para los jueces, y ha dado lugar a resultados inconsistentes en los tribunales (Cámara de los Comunes, Comité de Auditoría Ambiental 2012). Los resultados legales inconsistentes socavan la credibilidad del sistema judicial y sugieren que no se reconoce la gravedad de los delitos de vida silvestre, anulando así el efecto disuasorio. En algunas áreas, las directrices de sentencia están obsoletas y deben reflejar los costes actuales y las multas necesitan ajustes por inflación. Por ejemplo, las fechas de la legislación de Sudáfrica datan de 1947 y deben hacerse ajustes por inflación a las multas.

- *Aumentar la capacidad y la formación para hacer cumplir la ley con recursos focalizados*

Sin una financiación adecuada, es poco probable que se apliquen medidas eficaces de cumplimiento (O'Connell 1995). La falta de financiación es uno de los elementos clave que afectan el éxito del cumplimiento (Eliason 2011). Incluye la falta de personal, así como la falta de recursos materiales básicos, como vehículos y demás equipo necesario (por ejemplo, para la recogida y transporte de evidencias). Asimismo puede resultar en una falta de recolección de datos, acceso a un análisis forense y tecnología de asistencia más avanzada, como equipos de vigilancia. La insuficiencia de recursos también puede manifestarse como formación insuficiente de los agentes encargados de hacer cumplir la ley, de los fiscales y el poder judicial, lo que reduce su capacidad para hacer cumplir la legislación efectivamente y establecer sentencias apropiadas (Wellsmith 2011). El aumento de la formación y la capacidad de ejecución debe ser una prioridad a fin de asegurar que las medidas puestas en marcha se lleven a cabo de manera efectiva.

- *Introducir responsabilidad vicaria*

La responsabilidad vicaria o indirecta se introdujo en Escocia en 2011 para evitar la utilización de cebos envenenados para controlar las aves de presa y otros depredadores cerca de áreas gestionadas para la caza. La responsabilidad indirecta impone responsabilidad penal a las personas cuyos empleados/ agentes/contratistas cometen un delito (a menos que puedan demostrar que no tenían conocimiento de la infracción y habían actuado con la debida diligencia para asegurar que el empleado obedecía la ley).

En términos prácticos, la responsabilidad vicaria o indirecta alentaría a los terratenientes a dejar claro a sus empleados y contratistas que los cebos envenenados afectan a la fauna protegida y son inaceptables, y comprobar que esas prácticas no se dan en sus terrenos. Debe introducirse responsabilidad subsidiaria, si es posible, sobre todo en las zonas donde hay un problema con gestores la caza o del ganado utilizando cebos envenenados ilegales para el control de depredadores. También se puede aplicar en zonas donde se utilizan terrenos privados por usuarios de cebos envenenados para capturar aves para el consumo humano/medicina tradicional.

3.2. Restringir el acceso a sustancias altamente tóxicas mediante un cumplimiento más efectivo de la cadena de suministro: maneras en las que se adquiere veneno y por qué los mecanismos de control establecidos no previenen su uso ilegal

A menudo, las sustancias ilegales son almacenadas por los usuarios de cebos envenenados y los agricultores que inicialmente tenían uso legal de estas sustancias, como el carbofurano y otros carbamatos altamente tóxicos. En África, los pesticidas se venden a veces en condiciones sin regular, o donde existe regulación, se venden en pequeños paquetes en áreas de comercio informales. Los almacenes de sustancias altamente tóxicas e ilegales suelen estar accesibles para utilizarlos en cebos envenenados (Richards 2011; Sánchez-Barbudo, et al. 2013). Para limitar el acceso a estas sustancias, hay una serie de pasos a seguir, incluyendo la eliminación de períodos de gracia, la coordinación de las políticas de eliminación y restricciones para los usuarios/compradores a fin que solamente profesionales certificados puedan acceder, que se discuten a continuación.

- *Retirar los períodos de gracia para productos prohibidos*

El reglamento de sustancias cuya aprobación no se renueva debe ser diseñado para asegurar que los suministros existentes de la sustancia se eliminan y se limita su acceso. Después de que se haya emitido una revocación y el período de gracia haya transcurrido, el destino de las reservas restantes puede llegar a ser incierto. En la Unión Europea, los productos fitosanitarios ahora deben retirarse del mercado de inmediato (en lugar de durante un período de gracia de seis meses para la venta y distribución (minoristas) y máximo de un año para la eliminación, almacenamiento y utilización de las existencias para los usuarios finales), si se retiran por razones ambientales (Regulación de Pesticidas de la Unión Europea 1107/2009. Se recomienda la retirada inmediata y sin períodos de gracia para las sustancias utilizadas comúnmente en cebos envenenados ilegales.

- *Establecer políticas de retirada de productos consistentes entre países*

Al limitar la discrepancia en cómo se tratan los productos retirados entre países (sobre todo en las regiones vecinas donde los cebos envenenados son un problema) se puede limitar la posibilidad de que los usuarios de cebos envenenados accedan a las reservas en las regiones donde existen largos períodos de gracia.

En algunos casos, el coste para los usuarios finales de la eliminación de los residuos peligrosos de la sustancia podría mitigarse ofreciendo apoyo del gobierno o el fabricante a fin de retornar el producto restante. Muchas, pero no todas, las farmacias de EE.UU. utilizan “distribuidores inversos” para el regreso de inventario no vendido/espirado. Esta industria, ya existente, podría servir como base para una industria general de retorno y recuperación del producto, ampliándose a un programa de eliminación/reciclaje más grande e integral que satisfaga el sector de consumo (Daughton 2003).

África ha tenido muchos pesticidas, no deseados en otros lugares, “desechados” de forma barata y dando lugar a muchas existencias obsoletas y no deseadas. Varias iniciativas han tratado de abordar este problema, tales como el Programa de Reservas de África lanzado en septiembre de 2005 con el objetivo de despejar todas las existencias de plaguicidas obsoletos de África y establecer medidas para ayudar a prevenir su recurrencia.

Por otra parte, el seguimiento del almacenamiento de plaguicidas (incluyendo un etiquetado adecuado) y el establecimiento de sanciones por posesión de productos retirados son mecanismos de disuasión eficaces.

- *Restringir el uso y la compra a profesionales certificados*

La adopción de la Directiva 2009/128/CE, y su aplicación en la Unión Europea previene (si se aplica correctamente) la compra de plaguicidas por cualquier individuo y su uso para fines distintos de aquellos para los que fueron fabricados (Parlamento y Consejo Europeo 2009). La Directiva permite el uso de ciertos pesticidas únicamente a profesionales que han sido certificados (a fecha de diciembre de 2013), incluyendo aquellos agricultores que están autorizados a utilizar el plaguicida para usos particulares. Sin esta autorización, no es posible comprar o utilizar la mayoría de los pesticidas. Estas medidas establecen la trazabilidad de los pesticidas y restringen su comercialización y uso, permitiendo así que el cumplimiento de la ley tenga un mejor seguimiento de las sustancias utilizadas en los casos de envenenamiento. Debe adoptarse una legislación similar en las regiones fuera de la Unión Europea con problemas de cebos envenenados.

Figura 5: Principales vacíos de conocimiento y áreas de investigación

- Falta de conocimiento de la naturaleza del nivel/escala del uso de cebos envenenados en algunas áreas
- Riesgo de exposición a cebos envenenados de especies distintas de las aves rapaces
- Frecuencia de recolección utilizando cebos envenenados fuera de África y China
- Grado de utilización de cebos envenenados en comparación con otros métodos de control de depredadores, como las técnicas de prevención, trapeo y con arma de fuego en algunas áreas
- Frecuencia del uso de cebos envenenados en áreas agrícolas
- Efectos de los cebos envenenados en las aves migratorias en comparación con otros tipos de envenenamiento, como los pesticidas agrícolas y las municiones de plomo.

Bibliografía

- Algotsson, Emma. "Wildlife conservation through people-centred approaches to natural resource management programmes and the control of wildlife exploitation." *Local Environment* 11, no. 1 (2006): 79-93.
- Blevins, K. R., and T. D Edwards. *Wildlife crime. 21st century criminology: A reference handbook*. 2009.
- Bodega Zugasti, David de la. *Estudio sobre las sustancias que provocan el envenenamiento de fauna silvestre*. Madrid: SEO/BirdLife, 2012.
- Canfa, Wang. "Chinese environmental law enforcement: current deficiencies and suggested reforms." *Vt. J. Envtl. L.* 8 (2006): 159.
- Daughton, Christian G. "Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rationale for and avenues toward a green pharmacy." *Environmental Health Perspectives* 111, no. 5 (2003): 757.
- Decker, Daniel J., T. Bruce Lauber, and William F. Siemer. *Human-wildlife conflict management: A practitioner's guide*. Ithaca, New York: Northeast Wildlife Damage Management Research and Outreach Cooperative, 2002.
- Delibes-Mateos, Miguel, Silvia Díaz-Fernández, Pablo Ferreras, Javier Viñuela, and Beatriz Arroyo. "The Role of Economic and Social Factors Driving Predator Control in Small-Game Estates in Central Spain." *Ecology and Society* 18, no. 2 (2013): 28.
- Dickman, A. J. "Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict." *Animal Conservation* 13, no. 5 (2010): 458-466.
- Dickman, A.J. *Key determinants of conflict between people and wildlife, particularly large carnivores, around Ruaha National Park, Tanzania*. London: University College London, 2008.
- Eliason, Stephen L. "Policing Natural Resources: Issues in a conservation law enforcement agency." *Professional Issues in Criminal Justice* 6, no. 3 and 4 (2011): 43-58.
- European Commission. *LIFE and human coexistence with large carnivores*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.
- European Parliament and Council. *Directive 2009/128/EC of the European Parliament and Council*. October 21, 2009.
- European Union Pesticide Regulation 1107/2009*. (Entered into force 14 June 2011).
- Gandiwa, Edson, Ignas Heitkönig, Anne M. Lokhorst, Herbert HT Prins, and Cees Leeuwis. "Illegal hunting and law enforcement during a period of economic decline in Zimbabwe: A case study of northern Gonarezhou National Park and adjacent areas." *Journal for Nature Conservation*, 2013.
- Giorgi, M., and G. Mengozzi. "Malicious animal intoxications: poisoned baits." *Veterinarni Medicina* 56, no. 4 (2011): 173-179.
- Graham, Kate, Andrew P. Beckerman, and Simon Thirgood. "Human-predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management." *Biological Conservation* 122, no. 2 (2005): 159-171.
- Hazzah, Leela, Monique Borgerhoff Mulder, and Laurence Frank. "Lions and warriors: social factors underlying declining African lion populations and the effect of incentive-based management in Kenya." *Biological Conservation* 142, no. 11 (2009): 2428-2437.
- House of Commons, Environmental Audit Committee. "Wildlife Crime: Third Report of Session 2012-13." 1 (September 2012).
- Jackson, Rodney M., and Rinchen Wangchuk. "A community-based approach to mitigating livestock depredation by snow leopards." *Human dimensions of wildlife* 9, no. 4 (2004): 1-16.

- Knight, J. *Natural enemies: people–wildlife conflicts in anthropological perspective*. London: Routledge, 2000.
- Kwon, Y. K., S. H. Wee, and J. H. Kim. "Pesticide poisoning events in wild birds in Korea from 1998 to 2002." *Journal of wildlife diseases* 40, no. 4 (2004): 737-740.
- Liu, Fang, William J. McShea, David L. Garshelis, Xiaojian Zhu, Dajun Wang, and Liangkun Shao. "Human-wildlife conflicts influence attitudes but not necessarily behaviors: Factors driving the poaching of bears in China." *Biological Conservation* 144, no. 1 (2011): 538-547.
- Margalida, A, R Heredia, M Razin, and M Hernández. "Sources of variation in mortality of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Europe." *Bird Conservation International* 18, no. 1 (2008): 1.
- Marker, Laurie, Amy Dickman, and Mandy Schumann. "Using livestock guarding dogs as a conflict resolution strategy on Namibian farms." *Carnivore Damage Prevention News* 8 (2005): 28-32.
- Márquez, C. J. M., R. Villafuerte Vargas, and J. E. Fa. "Understanding the propensity of wild predators to illegal poison baiting." *Animal Conservation*, 2012: 118-129.
- Márquez, C., J. M. Vargas, R Villafuerte, and J. E and Fa. "Risk mapping of illegal poisoning of avian and mammalian predators." *The Journal of Wildlife Management* 77, no. 1 (2013): 75-83.
- Muñoz-Igualada, J., et al. "Traditional and new cable restraint systems to capture fox in central Spain." *The Journal of Wildlife Management* 74, no. 1 (2010): 181-187.
- Nurse, Angus. "Policing wildlife: perspectives on criminality and criminal justice policy in wildlife crime in the UK." *Papers from the British Criminology Conference: An Online Journal by the British Society of Criminology*. 2011.
- O'Connell, Mary Ellen. "Enforcement and the success of international environmental law." *Ind. J. Global Legal Stud.* 3 (1995): 47.
- Odino, Martin. "Measuring the conservation threat to birds in Kenya from deliberate pesticide poisoning-A case study of suspected carbofuran poisoning using Furadan in Bunyala Rice Irrigation Scheme." 2010.
- Ogada, Darcy L., Felicia Keesing, and Munir Z. Virani. "Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide." *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249, no. 1 (2012): 57-71.
- Overmars, Koen P., et al. "Developing a methodology for a species-based and spatially explicit indicator for biodiversity on agricultural land in the EU." *Ecological Indicators*, 2012.
- PAWS. *Wildlife Crime in Scotland -- 2012 Annual Report*. 2013.
- Redpath, S. M., B. E. Arroyo, F. M. Leckie, N. Bayfield P. Bacon, R. J. Gutierrez, and S. J. Thirgood. "Using decision modeling with stakeholders to reduce human–wildlife conflict: a raptor–grouse case study." *Conservation Biology* 18, no. 2 (2004): 350-359.
- Redpath, Steve, and Simon Thirgood. "Hen harriers and red grouse: moving towards consensus?" *Journal of Applied Ecology* 46 (2009): 961-963.
- Richards, Ngaio. *Carbofuran and wildlife poisoning: global perspectives and forensic approaches*. John Wiley & Sons, 2011.
- Roberts, Adam M., and Nancy V. Perry. "Throwing caution to the wind: the global bear parts trade." *Animal Law* 6 (2000): 129.
- Royal Society for the Protection of Birds. *Bird Crime*. 2011.
- Sánchez-Barbudo, I. S., P. R. Camarero, and R. Mateo. "Intoxicaciones intencionadas y accidentales de fauna silvestre y doméstica en España: diferencias entre Comunidades Autónomas." *Revista de Toxicología* 29, no. 1 (2013): 20-28.
- Sánchez-García, C., M. E. Alonso, D. J. Bartolomé, J. A. Pérez, R. T. Larsen, and V. R. Gaudioso. "Survival, home range patterns, probable causes of mortality, and den-site selection of the Iberian hare (*Lepus*,

- Leporidae, Mammalia) on arable farmland in north-west Spain." *Italian Journal of Zoology* 79, no. 4 (2012): 590-597.
- Shivik, John A. "Tools for the edge: what's new for conserving carnivores." *BioScience* 56, no. 3 (2006): 253-259.
- Sotherton, N, S Tapper, and A and Smith. "Hen harriers and red grouse: economic aspects of red grouse shooting and the implications for moorland management." *Journal of Applied Ecology* 46, no. 5 (2009): 955-960.
- Thiollay, Jean. "The decline of raptors in West Africa: long-term assessment and the role of protected areas." *Ibis*, 2006: 240-254.
- Treves, Adrian, and K. Ullas Karanth. "Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide." *Conservation Biology* 17, no. 6 (2003): 1491-1499.
- USC. Title 7, Section 136j (United States Code, 1972).
- Villafuerte, Rafael, Javier Viñuela, and Juan Carlos Blanco. "Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain." *Biological conservation* 84, no. 2 (1998): 181-188.
- Vyas, Nimish B., James W. Spann, Eric Albers, and Don Patterson. "Pesticide-Laced Predator Baits: Consideratons for Prosecution and Sentencing." *Envtl. Law* 9 (2002): 589.
- Wellsmith, Melanie. "Wildlife crime: The problems of enforcement." *European Journal on Criminal Policy and Research* 17, no. 2 (2011): 125-148.
- White, Rob. "NGO engagement in environmental law enforcement: critical reflections." *Australasian Policing* 4, no. 1 (2012): 7-12.
- Williams, Vivienne L, Anthony B Cunningham, Robin K Bruyns, and Alan C Kemp. *Birds of a feather: quantitative assessments of the diversity and levels of threat to birds used in African traditional medicine*. Berlin: Springer, 2013.
- Yom-Tov, Yoram, Ohad Hatzofe, and Eli Geffen. "Israel's breeding avifauna: A century of dramatic change." *Biological Conservation* 147, no. 1 (2012): 13-21.
- Zabel, Astrid, and Karin Holm-Muller. "Conservation performance payments for carnivore conservation in Sweden." *Conservation Biology* 22, no. 2 (2008): 247-251.

Recomendaciones para prevenir el riesgo de los medicamentos veterinarios utilizados para tratar al ganado

1. Introducción

Los productos farmacéuticos veterinarios utilizados para tratar ungulados domésticos pueden contaminar las fuentes de alimentos de las especies de aves carroñeras y dar lugar a aves envenenadas. Hay diferentes tipos de medicamentos veterinarios para los ungulados domésticos y poco se sabe sobre los efectos de los mismos sobre las aves. Sin embargo, una categoría de productos farmacéuticos veterinarios, los antiinflamatorios no esteroideos, AINE (NSAIDs por sus siglas en inglés), ha causado disminuciones de especies de aves carroñeras.

Los AINE se usan para tratar el ganado doméstico con fines de alivio de la inflamación y el dolor. El diclofenaco, un AINE que fue muy popular para los cuidados veterinarios de ganado en la India, Pakistán, Bangladesh y Nepal, es tóxico para una serie de especies de buitres. El resultado fue el envenenamiento de buitres carroñeros en estos cuatro países al contaminar los cadáveres de ganado disponibles para los buitres. Antes de la prohibición de diclofenaco en estos países, el medicamento era frecuente en cadáveres de ganado y causó importantes disminuciones de las poblaciones de tres especies de buitres *Gyps* en Asia meridional (Shultz, et al. 2004). Continúan las investigaciones para determinar la eficacia de la prohibición, y algunos estudios indican un considerable uso ilegal de diclofenaco. Además, los efectos de otros AINE son también objeto de investigación.

La disminución de la población de buitres *Gyps* se observó por primera vez en la India a principios y mediados de los 90 y la causa de la disminución fue descubierto en 2003. Las tasas observadas de disminución de la población se encuentran entre las más altas registradas para cualquier especie de aves, con disminución totales superiores al 99,9% para el buitre dorsiblanco bengalí (*Gyps bengalensis*) en la India entre 1992 y 2007. El buitre indio (*Gyps indicus*) y el buitre de pico fino (*Gyps tenuirostris*) descendieron un 96,8% en el mismo período (Prakash, et al. 2007). Aunque estas aves no son migratorias, hay otras especies similares migratorias de aves carroñeras que pueden estar en riesgo, como el buitre leonado de Eurasia (*Gyps fulvus*), el buitre leonado del Himalaya (*Gyps himalayensis*), y potencialmente otros buitres no *Gyps* y especies rapaces carroñeras (Sharma, et al. 2013, presentado).

Si bien se cree que la disminución de buitres en Europa, África y el sudeste de Asia está relacionado con otras causas de mortalidad, como el envenenamiento deliberado y los cambios en la disponibilidad de alimentos, no hay evidencia de que estos factores jueguen un papel clave en el sur de Asia (Green, et al., 2004). El principal factor que contribuye a causar disminución de las especies de buitres del sur de Asia ha demostrado ser el uso de diclofenaco para el tratamiento de los animales domésticos que probablemente mueran antes de que se metabolice el medicamento y por lo tanto está disponible para los buitres que se alimentan de ellos (es decir, que queda en campo abierto después de morir) (Oaks, et al 2004;. Shultz, et al 2004;. Green, et al 2004;. Green, et al 2006). Después de la ingestión de cadáveres de ganado tratado con diclofenaco antes de su muerte, los buitres mueren como resultado de la gota visceral que es causada por la insuficiencia renal. La muerte del buitre por lo general ocurre a los pocos días de la exposición.

El uso de diclofenaco en otras regiones, fuera de Asia meridional, puede representar un riesgo de envenenamiento para los buitres del viejo mundo. Por ejemplo, la promoción de diclofenaco en el continente africano podría suponer un riesgo para los buitres en esta región, incluyendo el buitre dorsiblanco africano en peligro de extinción (*Gyps africanus*) y Buitre leonado de El Cabo (*Gyps coprotheres*) debido a la sensibilidad de estas especies al diclofenaco. En comparación con el sur de Asia, los niveles de exposición pueden ser diferentes en África, a través de, por ejemplo, el nivel de tratamiento con AINE de ganado (en particular, el ganado enfermo y de edad avanzada), la eliminación de cadáveres de ganado en áreas abiertas y la variación en la dieta del buitre.

En 2013 el diclofenaco se autorizó en España y unos años antes en Italia. La concesión de licencias del producto de uso veterinario comercial en la Unión Europea se presenta como un hecho preocupante e incluso si los sistemas de agro-pastoreo y el nivel de exposición de los cadáveres a los buitres son muy diferentes en Europa y en Asia, es innegable que las poblaciones de buitres Europeos podrían verse seriamente afectados por la ingestión de diclofenaco.

De las cifras totales de buitres en Europa, el 95 por ciento están en España: ca 26.000 pares de buitre leonado Europeo, 1.600 pares de buitres egipcios (*Neophron percnopterus*), 2.000 pares de buitre negro (*Aegypius monachus*), y 125 pares de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). El impacto de este producto podría poner en grave riesgo las últimas grandes poblaciones restantes de buitres en la UE. En España, las nuevas regulaciones (Real Decreto 1632/2011) permiten que los cadáveres de ganado sean consumidos por carroñeros silvestres en el campo o en las estaciones de alimentación suplementaria. Esto significa que el diclofenaco puede ser consumido directamente por los buitres con el ganado muerto. La misma estrategia que permite que los cadáveres de ganado se ofrezcan al consumo para los buitres salvajes sería de vital importancia también para las poblaciones italianas restantes y en peligro de extinción de buitre leonado Europeo, egipcio y quebrantahuesos.

Las recomendaciones, incluyendo tanto legislativas como no legislativas, para hacer frente a los riesgos que los productos farmacéuticos veterinarios, en particular los AINE, causan para las aves migratorias se discuten a continuación.

2. Recomendaciones no legislativas

2.1. Mejorar la supervisión de cadáveres de ungulados en las áreas de alto riesgo por uso de diclofenaco y desarrollar zonas seguras para los buitres

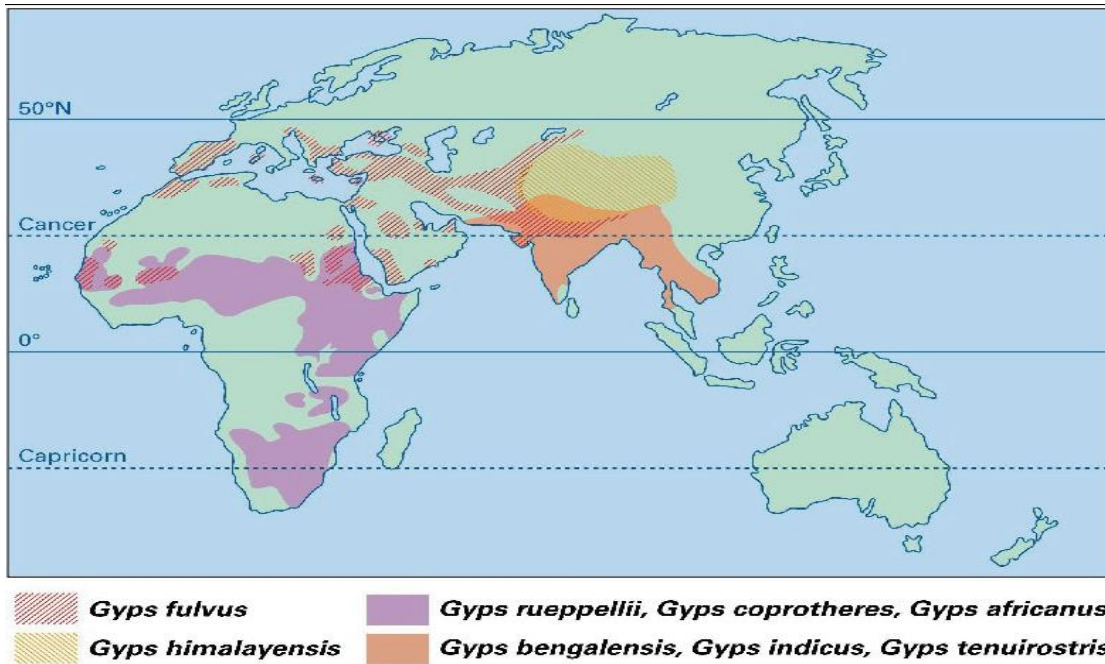
En las zonas de alto riesgo, principalmente del Sur de Asia, incluyendo la India, Nepal, Bangladesh y Pakistán, las organizaciones no gubernamentales realizan la vigilancia de los cadáveres de ungulados. La vigilancia se lleva a cabo en toda Asia del Sur y cada región se está muestreando aproximadamente cada año. Las organizaciones no gubernamentales, como la Bombay Natural History Society, están luchando para mantener la financiación para el seguimiento regular de cadáveres.

Para hacer cumplir plenamente la normativa veterinaria sobre diclofenaco en Asia meridional, los gobiernos deben responsabilizarse de monitorear los cadáveres de ungulados, a fin de evaluar la eficacia de la prohibición. Lo cual también proporcionará información sobre hacia dónde dirigir los esfuerzos de cumplimiento de las normativas. En la India, el Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de la India, el Instituto de Bosques y de Vida Silvestre de la India, y los departamentos forestales estatales son líderes potenciales para este trabajo, especialmente porque muchas de las colonias de buitres están situadas cerca de los parques nacionales gestionados por el Servicio Forestal.

En las zonas de alto riesgo por uso de diclofenaco, deben introducirse Zonas seguras para los buitres. Se han desarrollado Zonas seguras para los buitres en algunas áreas clave en torno a las colonias de buitre, particularmente en los sitios de reproducción, en el sur de Asia. El objetivo es asegurar un área de 100 kilómetros de diámetro libres de diclofenaco (y otras sustancias AINE nocivas), que es el tamaño medio del área que cubre una colonia (SAVE 2011). Las medidas dentro de las Zonas seguras para los buitres incluyen el trabajo con las comunidades y los gobiernos locales para eliminar las existencias de diclofenaco, los programas de promoción y seguimiento de potenciales usuarios y proveedores de diclofenaco (agricultores/ganaderos, veterinarios y farmacias), y proporcionar alimentos seguros, libres de diclofenaco, para los buitres (mediante el mantenimiento de ganado mayor que muera de manera natural). Las cifras de buitres han mostrado aumentos localizados en algunas de las Zonas Seguras para Buitres provisionales; por ejemplo, los números de cría en un sitio aumentaron de 17 nidos en 2006 a 65 nidos en 2009 (Chaudhary, et al. 2010).

En la actualidad, hay siete zonas seguras provisionales en todo Nepal, India y Pakistán, pero ninguno en la zona de alto riesgo de Bangladesh. Las siete zonas provisionales aún no abarcan las tres especies de buitres en peligro de extinción, y por lo tanto, se deben crear zonas de seguridad adicionales en las zonas de reproducción de estas especies en el sur de Asia. Además, todas las zonas son provisionales, lo que significa que el diclofenaco no se ha eliminado por completo de ninguna de las zonas de seguridad. Debe introducirse supervisión independiente de estas zonas para evaluar con precisión cómo dichas zonas están influyendo en los niveles de población de los buitres.

Figura 1: Mapa del área de distribución de ocho especies de buitres *Gyps*, incluyendo las tres especies Críticamente amenazadas residentes en Asia (*Gyps bengalensis*, *Gyps indicus* y *Gyps tenuirostris*), las tres especies residents en África (*Gyps rueppellii*, *Gyps coprotheres* y *Gyps africanus*) y las migratorias *Gyps fulvus* y *Gyps himalayensis*



- 2.2. Concienciar a las partes interesadas sobre las alternativas al diclofenaco; promover la gestión del producto y la retirada voluntaria de AINE que sean tóxicos para las aves carroñeras

Hacer que las personas se preocupen por los buitres mediante la educación de la comunidad en áreas de alto riesgo

En toda la región del sur de Asia, los buitres se pueden beneficiar de las creencias religiosas. Los conceptos de la compasión universal en el budismo, la lealtad al Karma en el hinduismo y la sagrada sepultura celeste en el zoroastrismo han dado valor religioso a los buitres como seres sensibles. Sus funciones específicas, tales como la eliminación de cadáveres humanos en el entierro celeste o los ritos funerarios y la limpieza de cadáveres sagrados de ganado son funciones esenciales comunitarias y de los ecosistemas (Baral y Gautam 2007). Sin embargo, los buitres también pueden ser vistos como un mal augurio por la comunidad, como en algunas zonas de Nepal, lo que puede impedir el éxito de las iniciativas de buitres.

Un programa de educación debería incluir el valor que tienen los buitres para la comunidad, y además poner de relieve las razones actuales de su disminución y cómo la gente puede tomar medidas en el tema, como por ejemplo garantizando que el ganado no se trata con diclofenaco, contratando veterinarios con licencia siempre que sea posible y deshacerse de la manera adecuada del ganado que haya sido tratado recientemente con medicamentos veterinarios.

Educar a los profesionales (veterinarios del ganado, farmacias veterinarias y humanas) sobre el uso de alternativas a los AINES nocivos para el tratamiento del ganado y otros ungulados domésticos

El país ha construido una amplia red de más de 50.000 dispensarios veterinarios y centros que, en conjunto, emplean a más de 100.000 médicos veterinarios y personal para-veterinario. Sin embargo, la función principal de estas instituciones es proporcionar servicios veterinarios y de cría, y la calidad del servicio sigue siendo pobre.

Todas las partes interesadas deben trabajar con el Consejo Veterinario de la India, responsable de la regulación de la práctica veterinaria, y los organismos equivalentes en los otros países de alto riesgo en el sur de Asia, para cubrir el riesgo que el diclofenaco supone para las especies de aves de rapiña, y cuáles son las alternativas disponibles en sus prácticas educativas (incluyendo la formación continua de los profesionales existentes) y también para desarrollar políticas dirigidas al uso veterinario ilegal de diclofenaco (por ejemplo, con consecuencias de pérdida de privilegios veterinarios y/o revocación de la licencia veterinaria). Por ejemplo, más de 15 compañías farmacéuticas se han interesado por dar a conocer la oportunidad de producir formulaciones libres de patentes de meloxicam (SAVE 2012).

Establecer contacto con los fabricantes para promover la retirada voluntaria de los AINE tóxicos para las aves en las zonas de alto riesgo y fomentar las pruebas voluntarias de seguridad para los AINE nuevos/existentes

para las especies de aves carroñeras

La responsabilidad social corporativa (RSC) en la industria de la fabricación de productos farmacéuticos debe considerar los efectos de sus productos sobre el medio ambiente, incluyendo la prevención de daños a la vida silvestre (durante la fase de desarrollo) y ser receptiva a las preocupaciones acerca de los productos existentes en el mercado (Cheah, et al. 2007). Las políticas de RSC deberían ampliarse para cubrir los riesgos de los productos farmacéuticos en las aves carroñeras. Un ejemplo de lo que se ha llevado a cabo ya incluye contactar con 40 empresas farmacéuticas más, que han sido contactadas por SAVE sobre los riesgos para los buitres relacionados con los viales de dosis múltiples, que se ha recibido con éxito en Nepal y la India, en menor medida (SAVE 2012). Se necesitan más esfuerzos para cambiar los programas de RSC a fin de prevenir los riesgos de los productos veterinarios para las especies de aves de rapiña, incluyendo la eliminación de los productos tóxicos para las aves de rapiña en las zonas de alto riesgo y el uso de pruebas de seguridad para los AINE nuevos/existentes con el fin de evaluar los riesgos para las especies de aves de rapiña.

Trabajar con los fabricantes para aumentar la concienciación a través de la gestión del producto

La Gestión o Tutela del Producto es el “acto de minimizar los impactos de salud, seguridad, ambientales y sociales, y maximizar los beneficios económicos de un producto y su embalaje a lo largo de todas las etapas del ciclo de vida. El fabricante del producto tiene la mayor capacidad de minimizar los impactos adversos, pero otras partes interesadas, como los proveedores, minoristas y consumidores, también desempeñan un papel. La gestión o Tutela puede ser voluntaria o requerida por la ley “(Product Stewardship Institute 2013). La administración o gestión de productos dentro de las empresas farmacéuticas veterinarias puede desempeñar un papel importante para minimizar el impacto ambiental de los AINE.

Uno de los muchos enfoques posibles para el fomento de los programas de gestión con las empresas farmacéuticas veterinarias sería ofrecer extensiones de patentes a las empresas que desarrollen programas integrales de gestión a medida para farmacéuticos veterinarios particulares, en especial alternativas ecológicamente seguras al diclofenaco y otros AINE de riesgo para las aves. Un precedente es la Regla Pediátrica de la Administración de Alimentos y Medicamentos de los EE.UU., que ofrece seis meses de extensiones a las patentes si hacen investigación que defina las dosis seguras para los niños (Daughton 2003).

Las fábricas también pueden adoptar códigos de conducta voluntarios y estos códigos pueden ser utilizados para desarrollar una nueva identidad pública basándose en, por ejemplo, la responsabilidad y la sostenibilidad (Hale and Held 2011). Este camino a seguir puede ser particularmente atractivo para la industria farmacéutica en la India y otros países, que han sido el centro de atención del público debido a su papel en la contaminación ambiental (Ramawamy, et al. 2011; Fatta-Kassinou, Despo and Nikolaou 2011; Huffington Post 2009). Los códigos voluntarios de conducta para la industria farmacéutica veterinaria con el objetivo de asegurar que los AINE (y otros medicamentos) se someten a pruebas de seguridad para la vida silvestre si se considera que la vida silvestre va a estar expuesta a dichos medicamentos, podrían combinarse con otros incentivos, tales como extensiones de patentes (mencionado anteriormente).

Las asociaciones comerciales también son una fuente de estímulo para la gestión de los productos. Estas asociaciones pueden cambiar el comportamiento mediante el establecimiento de objetivos ambientales en los códigos de prácticas para los miembros de las compañías. La mayoría de los códigos de asociaciones comerciales tienen objetivos comunes, tales como la mejora continua en el desempeño ambiental, la prevención de la contaminación, la administración de productos, y la participación de la comunidad, e instan a las empresas a informar públicamente sobre el desempeño ambiental (Nash 2002). Las directrices de gestión de productos requieren que los miembros garanticen que sus productos se distribuyen y utilizan sin dañar el medio ambiente. La información pública del desempeño ambiental aumenta la transparencia y es uno de los varios pasos necesarios para reducir el daño a los ecosistemas causado por los productos farmacéuticos (Larsson and Fick 2009). El informe de los resultados de las pruebas de seguridad de los AINE (y otros productos farmacéuticos veterinarios) puede proporcionar la participación pública necesaria para que las empresas cambien las prácticas de pruebas en beneficio de la vida silvestre y los ecosistemas.

3. Recomendaciones legislativas

- 3.1. Prohibir el uso de diclofenaco veterinario para el tratamiento de ganado y sustituirlo con alternativas seguras de fácil acceso, como meloxicam ;

El diclofenaco, un fármaco no esteroide que antes eran populares anti-inflamatorios (AINE) en la India,

Pakistán, Bangladesh y Nepal, que se utiliza para tratar el ganado doméstico para la inflamación y aliviar el dolor, es tóxico para una serie de especies de aves carroñeras. Antes de la prohibición del diclofenaco en estos países, el medicamento era frecuente en los cadáveres de ganado y causó catastróficas disminuciones de la población de tres especies de buitres *Gyps*.

Ahora también se ha demostrado que el medicamento es tóxico para las águilas *Aquila*, de las cuales hay 14 especies distribuidas a través de Asia, África, Australia, Europa y América del Norte, más allá de la distribución más restringida de los buitres *Gyps*. Existe, pues, una necesidad urgente de una prohibición mundial del diclofenaco veterinaria, incluyendo la retirada de las autorizaciones para el diclofenaco veterinario en Europa. Se deben utilizar en su lugar las alternativas no tóxicas y fácilmente disponibles, tales como meloxicam.

3.2. Introducir pruebas de seguridad obligatorias para los AINE (NSAID) que suponen un riesgo para las aves de rapiña, incluyendo pruebas para varias especies utilizando métodos *in vitro* y extrapolación, con la carga de la prueba en el demandante. VICH/OECD debe evaluar y proporcionar orientación sobre los riesgos de los medicamentos veterinarios para las aves de rapiña

Los AINE, incluyendo el diclofenaco, son ampliamente utilizados en todo el mundo como medicamentos veterinarios para el tratamiento de ungulados domésticos (Swan, et al. 2006). La determinación de la toxicidad del diclofenaco y otros AINE para los buitres y otras aves carroñeras (como rapaces y cigüeñas carroñeras) es una prioridad urgente para determinar la amenaza que estos fármacos pueden plantear para las aves.

Las pruebas de seguridad de todos los AINE veterinarios que se podrían utilizar para tratar animales que puedan convertirse en alimentos para especies de aves de rapiña tienen que introducirse como obligatorias. Se deben incluir pruebas de seguridad de las sustancias que se encuentran actualmente en el mercado, así como nuevas sustancias. Las pruebas de seguridad obligatorias de riesgos para estas especies reducirán la probabilidad de exposición a sustancias que son altamente tóxicas para las aves. Debe otorgarse particular atención al sur de Asia, donde se han registrado descensos dramáticos asociados con el uso de productos farmacéuticos veterinarios. Sin embargo, las pruebas de seguridad obligatorias deben introducirse en todas las áreas donde se concentran las aves rapaces, especialmente buitres, y donde dependen de las fuentes de alimentos de ungulados domésticos (como en el sur de Asia). Muchas especies de buitres *Gyps* todo el mundo dependen de ungulados domésticos como fuentes de alimento ya que los ungulados silvestres tradicionales han desaparecido (Pain, et al. 2008).

La aprobación regulatoria proporcionada por los gobiernos de Asia meridional en relación al diclofenaco fue el resultado de un error de evaluación, que surgió del hecho de que las evaluaciones se basaron en pruebas de especies individuales (Enick & Moore, 2007). En este caso, las pruebas de especies individuales no son adecuadas, dados los efectos de ciertos AINE sobre buitres, y otras especies. Se deben revisar las pruebas de seguridad de AINE nuevos y existentes para tratamiento veterinario de ganado, con el fin de incluir pruebas de múltiples especies por parte del solicitante.

La carga de la prueba se puede cambiar para que sea responsabilidad del solicitante o fabricante para demostrar que un AINE es seguro para los buitres y otras rapaces carroñeras a través de pruebas de seguridad independientes. Sólo los AINE, como el meloxicam (Mahmood et al, 2010), que han demostrado ser seguros deben ser aprobados con fines veterinarios en áreas de (1) alta concentración de buitres y otros rapaces carroñeros; y (2) donde el ganado doméstico es la fuente principal de comida de los buitres y otras rapaces carroñeras. Este enfoque ha sido utilizado en la Unión Europea con los antibióticos promotores del crecimiento en el ganado, usando un enfoque de precaución en la aprobación química veterinaria (en comparación con los EE.UU., que utiliza una carga de prueba conservadora) (Sanderson, et al. 2004).

Es probable que este enfoque tenga apoyo a nivel internacional por parte de VICH (Cooperación Internacional para la Armonización de los Requisitos Técnicos para el Registro de Productos Medicinales Veterinarios). VICH es un programa trilateral entre la Unión Europea, Japón y los EE.UU.; y países como Australia, Canadá y Nueva Zelanda actúan como observadores (Sarmah et al, 2006). La evaluación de impacto ambiental para medicamentos veterinarios orientación producido por la VICH recomienda el siguiente enfoque de protección a nivel de especies:

Los impactos de mayor preocupación potencial son generalmente los que están en los niveles de la

comunidad y la función del ecosistema, con el objetivo de proteger a la mayoría de las especies. Sin embargo, puede haber una necesidad de distinguir entre los efectos locales y de paisaje. Puede haber algunos casos en que el impacto de un medicamento veterinario en un solo lugar puede ser de gran preocupación, por ejemplo, para las especies en peligro de extinción o para una especie con funciones clave en el ecosistema.

Estos temas deben ser tratados por la gestión del riesgo en esa ubicación específica, que puede incluso incluir la restricción o prohibición del uso del producto de interés en esa área local específica. Además, las cuestiones relacionadas con el impacto acumulativo de algunos medicamentos veterinarios pueden ser apropiadas a nivel de paisaje. Estos tipos de problemas no se pueden armonizar pero deben ser considerados como parte de la evaluación del impacto ambiental y si se recomienda, dirigidas por cada región/área local (VICH, 2004).

Los riesgos potenciales de los residuos de productos medicinales veterinarios en las carcasas de ganado para las especies de aves de rapiña también deben ser evaluados por la VICH (Fase II: Pruebas de ecotoxicidad) y/o por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.

Las evaluaciones de riesgos ecológicos extrapolan las respuestas tóxicas de las especies de prueba de laboratorio para todas las especies que representan a este grupo, por ejemplo, los buitres, en el medio ambiente (Celandier, et al. 2011). La extrapolación exacta es clave y el desarrollo de nuevos ensayos in vitro y los métodos de extrapolación juegan un papel importante para garantizar la exactitud de la predicción de cómo las especies responden a la exposición a los productos farmacéuticos veterinarios. Esto es particularmente relevante para los buitres *Gyps*, y otras especies en peligro de extinción, para las que las pruebas directamente con las aves no son posibles debido a su estado de conservación amenazado (Swan, et al. 2006). El uso y desarrollo de estos métodos es fundamental para el éxito de la evaluación de riesgos de productos farmacéuticos veterinarios para aves de rapiña.

3.3. Desarrollar métodos para reducir la probabilidad de uso ilegal de los medicamentos humanos (puede ser también no legislativo)

El diclofenaco ha sido prohibido para uso veterinario en Nepal, la India y Pakistán desde 2006, y en Bangladesh desde 2010. Sin embargo, hay uso ilegal, mediante diclofenaco prescrito para humanos y aplicado en ungulados domésticos (Taggart, et al. 2009; Cuthbert, et al. 2011; Harris 2013). Un estudio realizado entre 2007 y 2010 encontró muchos frascos de 30 ml de diclofenaco destinado al uso humano que se vendía para uso veterinario en la India (Mathew & Unnikrishnan, 2012).

Por lo tanto, se recomiendan AINE a continuación una serie de formas de reducir la probabilidad del uso ilegal de los e incluyen limitaciones a la comercialización de las variedades humanas de productos farmacéuticos veterinarios ilegales, la introducción de requisitos específicos de la etiqueta, el cambio de los requisitos de dispensación en la farmacia y prescripción, y el aumento de la oferta y disponibilidad de productos farmacéuticos veterinarios seguros.

- *Reducir el tamaño del vial de diclofenaco a una sola dosis (3 ml) en la India, Nepal, Bangladesh y Pakistán*

Las dosis recomendadas de diclofenaco para el ganado en la India y Pakistán eran 1,0 mg por kg y 2,5 mg por kg, respectivamente (Green, et al. 2006). Las cantidades de dosis son significativamente mayores para los ungulados domésticos que para los humanos. En la actualidad, se producen viales tan grandes como de hasta 30 ml para el tratamiento humano. Estas directrices recomiendan restringir el tamaño del vial de diclofenaco humano a 3 ml en los cuatro países de alto riesgo donde el diclofenaco veterinario es ilegal: La India, Nepal, Bangladesh y Pakistán. Al reducir los viales a 3 ml, la administración al ganado se vuelve menos práctica, ya que se necesitarían muchos viales para un solo tratamiento (que se requiere diariamente para algunos tratamientos, por el contrario meloxicam sólo se necesita aproximadamente cada tres días para tratamientos similares) (SAVE 2012). Esto reducirá los costes de los propietarios de ungulados domésticos porque el número de visitas veterinarias y embalajes pueden reducirse.

¿Limitar el tamaño del vial aumentará el coste para el diclofenaco humano (Lee, et al. 2010)? Si es así, los legisladores pueden estar menos dispuestos a adoptar dicha recomendación, ya que las cuestiones de salud humana en las regiones menos desarrolladas tienden a recibir prioridad. Sin embargo, una dosis de tamaño humano de diclofenaco es de 3 ml, y es así por razones de seguridad, tales como limitar la posibilidad de

sobredosis por malentendidos en las instrucciones de dosificación (Wolf et al 2007; Drain et al, 2003), puede ser conveniente limitar el tamaño del vial de dosis única para las ventas de farmacia pública, por ejemplo, las ventas sin receta. Sin embargo, incluso los viales de dosis múltiples en los hospitales pueden ser objeto de desecho de la medicación y contaminación y pueden no ser rentables (Sheth, et al, 1983; Setia, et al., 2002).

- *Incluir en las etiquetas de diclofenaco humano: “no para uso veterinario”*

Cambiando las etiquetas de diclofenaco humano e incluir “no para uso veterinario” puede ser una manera eficaz de prevenir el uso ilegal de diclofenaco humano con fines veterinarios. Esta adición podría dar a conocer el tema tanto en farmacias humanas como veterinarias, y entre los veterinarios.

- *Introducir la presentación obligatoria de informes de las farmacias a un organismo normativo de terceros y exigir a las farmacias que registren detalles de venta y adquisición*

En la India, se requieren recetas para la compra de diclofenaco (Anexo H de medicamentos bajo la Ley de Medicamentos y Cosméticos). Las consecuencias de la venta de diclofenaco sin receta es que el farmacéutico pierda su licencia para ejercer. Sin embargo, en la práctica, es raro que un farmacéutico pierda su licencia.

Se necesita un paso más para evitar el riesgo de que los veterinarios (con y sin licencia) compren diclofenaco: la introducción de la notificación obligatoria a un organismo regulador tercero, por ejemplo, en la India, la Autoridad de Control de Medicamentos del Estado. Además del registro normal de todas las ventas de prescripción, la notificación de compradores frecuentes y ventas de grandes cantidades desde la farmacia al órgano regulador puede reducir la probabilidad de ventas ilegales. También libera a la farmacia de tener que rechazar ventas. Sin embargo, depende de que la farmacia informe de las ventas de grandes cantidades (de las que presumiblemente harán mayores ganancias) y de que la agencia reguladora se ponga en contacto con el comprador e investigue las razones de la compra.

- *Exigir identificación para comprar diclofenaco humano*

En Canadá, las condiciones de receta cambian en los medicamentos veterinarios para los que se conoce que tienen usos humanos (Mitchell 1988). Esto podría ser utilizado para la situación inversa con medicamentos humanos que se sabe que tienen usos veterinarios ilegales. En este caso, requerir una identificación, por ejemplo, licencia de conducir, para la compra de grandes viales (30ml) de diclofenaco humano puede ayudar a reducir la compra ilegal con fines veterinarios.

- *Aumentar la oferta y la disponibilidad de productos veterinarios “seguros” y proporcionar subsidios para aquellos que no pueden pagar la atención veterinaria*

A los centros veterinarios gubernamentales se les da una cuota anual de medicamentos veterinarios, que puede no ser suficiente para cubrir la demanda (Ahuja et al, 2003). También hay una falta de servicios veterinarios gubernamentales en muchas regiones de la India. Ambos factores pueden aumentar la posibilidad del uso ilegal de diclofenaco, por ejemplo, por falta de (1) alternativas de compra disponibles; y (2) veterinarios con licencia (que conduce a la posible utilización de veterinarios sin licencia). Las cuotas anuales de los medicamentos veterinarios deben adaptarse a regiones concretas y basarse en el número de cabezas de ganado en la zona. Los centros veterinarios gubernamentales deben ser redistribuidos en las regiones más pobres y se deben otorgar subsidios específicos a aquellos que no pueden pagar atención veterinaria con licencia.

Figura 2: Principales vacíos de conocimiento y áreas de investigación

- La toxicidad de muchos AINE y otros productos farmacéuticos veterinarios para los buitres y otras aves carroñeras.
- El riesgo de los AINE en otras regiones geográficas, como África y Europa.
- Los modos fisiológicos y celulares de actuación de estos fármacos en un cuerpo aviar y cómo esto podría ser influenciado genéticamente (es decir, para los diferentes taxones de aves).
- La dinámica del mercado relevante, como la gama de productos farmacéuticos veterinarios/AINE utilizado, sus costes y cuota de mercado, y la distribución geográfica de los productos

Bibliografía

- Ahuja, V., J. Morrenhof, and A. Sen. "The delivery of veterinary services to poorer communities: the case of rural Orissa, India." *Revue scientifique et technique-Office international des épizooties* 22, no. 3 (2003): 931-948.
- Baral, Nabin, and Ramji Gautam. "Socio-economic perspectives on the conservation of Critically Endangered vultures in South Asia: an empirical study from Nepal." *Bird Conservation International* 17, no. 2 (2007): 131-139.
- Boxall, Alistair, and Carol Long. "Veterinary medicines and the environment." *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, no. 4 (2005): 759-760.
- Celander, Malin C., et al. "Species extrapolation for the 21st century." *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, no. 1 (2011): 52-63.
- Chaudhary, A., D. B. Chaudhary, H. S. Baral, R. Cuthbert, I. Chaudhary, and Y. B. Nepali. "Influence of safe feeding site on vultures and their nest numbers at Vulture Safe Zone, Nawalparasi." *Proceedings of the First National Youth Conference on Environment*. Kathmandu, 2010. 1-6.
- Cheah, Eng Tuck, Wen Li Chan, and Corinne Lin Lin Chieng. "The corporate social responsibility of pharmaceutical product recalls: An empirical examination of US and UK markets." *Journal of Business Ethics* 76, no. 4 (2007): 427-449.
- Cuthbert, Richard J., Ruchi Dave, Soumya Sunder Chakraborty, Sashi Kumar, Satya Prakash, Sachin P. Ranade, and Vibhu Prakash. "Assessing the ongoing threat from veterinary non-steroidal anti-inflammatory drugs to Critically Endangered Gyps vultures in India." *Oryx* 45, no. 3 (2011): 420-426.
- Daughton, Christian G. "Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rationale for and avenues toward a green pharmacy." *Environmental Health Perspectives* 111, no. 5 (2003): 757.
- Drain, Paul K., Carib M. Nelson, and John S. Lloyd. "Single-dose versus multi-dose vaccine vials for immunization programmes in developing countries." *Bulletin of the World Health Organization* 81, no. 10 (2003): 726-731.
- Enick, Oana V., and Margo M. Moore. "Assessing the assessments: Pharmaceuticals in the environment." *Environmental impact assessment review* 27, no. 8 (2007): 707-729.
- Fatta-Kassinos, Sureyya Meric Despo, and Anastasia Nikolaou. "Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: current state of knowledge and future research." *Analytical and bioanalytical chemistry* 399, no. 1 (2011): 251-275.
- Green, R. E., et al. "Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent." *Journal of Applied Ecology* 41, no. 5 (2004): 793-800.
- Green, Rhys E., et al. "Collapse of Asian vulture populations: risk of mortality from residues of the veterinary drug diclofenac in carcasses of treated cattle." *Journal of Applied Ecology* 43, no. 5 (2006): 949-956.
- Hale, Thomas, and David Held. *The Handbook of Transnational Governance: Institutions and Innovations*. Polity, 2011.
- Harris, Richard J. "The conservation of Accipitridae vultures of Nepal: a review." *Journal of Threatened Taxa* 5, no. 2 (2013): 3603-3619.
- Huffington Post. *World's Highest Drug Pollution Levels Found In Indian Stream*. 26 01 2009.
- Joakim Larsson, D. G., and Jerker Fick. "Transparency throughout the production chain—a way to reduce pollution from the manufacturing of pharmaceuticals?" *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 53, no. 3 (2009): 161-163.

- Koschorreck, Jan, Claudia Koch, and Ines Rönnefahrt. "Environmental risk assessment of veterinary medicinal products in the EU—a regulatory perspective." *Toxicology letters* 131, no. 1 (2002): 117-124.
- Lee, Bruce Y., et al. "Single versus multi-dose vaccine vials: an economic computational model." *Vaccine* 28, no. 32 (2010): 5292-5300.
- Lilienblum, W., et al. "Alternative methods to safety studies in experimental animals: role in the risk assessment of chemicals under the new European Chemicals Legislation (REACH)." *Archives of toxicology* 82, no. 4 (2008): 211-236.
- Mahmood, K. T., M. Ashraf, and M. U. Ahmad. "Eco-Friendly Meloxicam Replaces Eco-Demaging Diclofenac Sodium in Veterinary Practice in South Asia-A Review." *J. Pharm. Sci. Res* 2 (2010): 672-685.
- Mathew, Geetha, and M. K. Unnikrishnan. "The Emerging Environmental Burden from Pharmaceuticals." *Economic & Political Weekly*, 2012: 31.
- Mitchell, GA Bert. "The veterinary practitioner's right to prescribe." *The Canadian Veterinary Journal* 29, no. 9 (1988): 689.
- Murthy, Balakrishna. "Relevance of in vitro toxicology studies in risk assessment." *ALTEX* 24, no. 3 (2007): 174.
- Nash, Jennifer. "The emergence of trade associations as agents of environmental performance improvement." *MIT*, 2002.
- Oaks, J. Lindsay, et al. "Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan." *Nature* 427, no. 6975 (2004): 630-633.
- Pain, Deborah J., et al. "The race to prevent the extinction of South Asian vultures." *Bird Conservation International* 18 (2008): 530-548.
- Prakash, V., et al. "Recent changes in populations of resident Gyps vultures in India." *J. Bombay Nat. Hist. Soc.* 104, no. 2 (2007): 127-133.
- Product Stewardship Institute. 04 07 2013. <http://www.productstewardship.us/>.
- Ramaswamy, Babu Rajendran, Govindaraj Shanmugam, Geetha Velu, Bhuvaneshwari Rengarajan, and D. G. Larsson. "GC-MS analysis and ecotoxicological risk assessment of triclosan, carbamazepine and parabens in Indian rivers." *Journal of hazardous materials* 186, no. 2 (2011): 1586-1593.
- Rorije, Emiel, Tom Aldenberg, and Willie Peijnenburg. "Read-across estimates of aquatic toxicity for selected fragrances." *Alternatives to laboratory animals: ATLA* 41, no. 1 (2013): 77-90.
- Sanderson, Hans, David J. Johnson, Tamara Reitsma, Richard A. Brain, Christian J. Wilson, and Keith R. Solomon. "Ranking and prioritization of environmental risks of pharmaceuticals in surface waters." *Regulatory toxicology and pharmacology* 39, no. 2 (2004): 158-183.
- Sarmah, Ajit K., Michael T. Meyer, and Alistair Boxall. "A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment." *Chemosphere* 65, no. 5 (2006): 725-759.
- SAVE. "Report from the Second Meeting of Saving Asia's Vultures from Extinction." Kathmandu, 2012.
- SAVE. *Vulture Conservation Areas and Vulture Safe Zones*. 2011.
- Setia, Sabeena, Hugh Mainzer, Michael L. Washington, Gary Coil, Robert Snyder, and Bruce G. Weniger. "Frequency and causes of vaccine wastage." *Vaccine* 20, no. 7 (2002): 1148-1156.
- Sharma, A.K., et al. "Diclofenac is toxic to a non-Gyps vulture and an *Aguila* eagle: increasing the diversity of raptors under threat of NSAID misuse." *Submitted*, 2013.
- Sheth, N. K., G. T. Post, T. R. Wisniewski, and B. V. Uttech. "Multidose vials versus single-dose vials: a study in sterility and cost-effectiveness." *Journal of Clinical Microbiology* 17, no. 2 (1983): 377-379.

Shultz, S, et al. "Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent." *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271, no. Suppl 6 (2004): S458-S460.

Swan, Gerry E., et al. "Toxicity of diclofenac to Gyps vulture." *Biology Letters* 2, no. 2 (2006): 279-282.

Taggart, Mark A., et al. "Analysis of nine NSAIDs in ungulate tissues available to critically endangered vultures in India." *Environmental science & technology* 43, no. 12 (2009): 4561-4566.

VICH. "Environmental Impact Assessment for Veterinary Medicinal Products: Phase II Guidance." International Cooperation on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products, 2004.

Wolf, Michael S., et al. "To err is human: patient misinterpretations of prescription drug label instructions." *Patient education and counseling* 67, no. 3 (2007): 293-300.

Worth, A. P., et al. "The role of the European Chemicals Bureau in promoting the regulatory use of (Q)SAR methods." *SAR and QSAR in Environmental Research* 18, no. 1-2 (2007): 111-125.

Recomendaciones para prevenir riesgos de la munición y pesos de pesca de plomo

1. Introducción

El plomo es un veneno no específico que afecta a todas las partes del sistema del cuerpo y todos los taxones de vertebrados incluyendo aves migratorias (Franson and Pain 2011). Causa tanto intoxicación aguda como crónica, lo que resulta en mortalidad o diversos efectos sub-letales incluyendo inmunosupresión, pérdida de coordinación y/o parálisis parcial que puede contribuir posteriormente a la muerte prematura por otras causas, como la enfermedad, el hambre, la depredación y el vuelo accidentado (Kelly and Kelly 2005; Scheuhammer 1987; Scheuhammer and Norris 1996; Tavecchia *et al.* 2001). Aunque el plomo es un elemento natural, tiene una serie de usos antropogénicos, algunos de los cuales crean fuentes que pueden exponer a las aves migratorias a sus efectos tóxicos.

1.1. Municiones de plomo (incluyendo de tiro, perdigones y balas)

De todas las fuentes antropogénicas de plomo, las municiones son responsables de la mayor mortalidad y morbilidad de aves debido a la intoxicación por plomo. Los riesgos para las aves de consumo causados por la munición de plomo del medio ambiente se conocen desde el siglo XIX (Beintema 2001; Franson and Pain 2011; Pokras and Kneeland 2009). La gran mayoría de disparos efectuado desde escopetas cae irremediamente en el medio ambiente. Esta munición de plomo a menudo la ingieren directamente desde el medio ambiente las aves, tales como aves de caza y Galliformes, ya sea por confundirlos con objetos de edibles o con grano utilizado en la molleja muscular para ayudar a la digestión. El envenenamiento secundario se produce en los depredadores y carroñeros que consumen los tejidos de los animales abatidos, ya sea con perdigones o balas de plomo (Pain *et al.* 2009). Los carroñeros, se exponen sobre todo cuando se alimentan de cadáveres de caza que no se han recuperado o con montones de intestinos abandonados en el campo por los cazadores (Cade 2007; Helander *et al.* 2009). Los depredadores están expuestos a la munición de plomo incrustada en los tejidos de los mamíferos y las aves sanas que han sido heridos anteriormente por los cazadores, y se aprecia que las tasas en algunas poblaciones intensamente cazadas pueden ser altas (por ejemplo, Falk *et al.* 2006; Elmeros *et al.* 2012).

La cantidad de munición de plomo, de los cuales la mayoría son perdigones de plomo, que entra en los ambientes acuáticos y terrestres cada año no se conoce con precisión, pero puede ser considerable tanto en términos de tonelaje y número de perdigones que están disponibles para la ingestión. En los humedales europeos se ha estimado una dispersión anual de 2.400-3.000 toneladas, mientras que para algunos países se considera la cantidad total como de varios miles de toneladas (6.000 en España y en Italia 4.600-10.000) (Guitart y Mateo 2006, Andreotti y Borghesi 2012).

El envenenamiento por plomo de esta fuente ha sido registrado en al menos 20 países, la mayoría de los informes provienen de América del Norte y Europa (Friend and Franson 1999; Mateo 2009). Sin embargo, se puede esperar que el envenenamiento por plomo en las aves migratorias se produzca allí donde se utiliza munición de plomo para disparar (bien por caza, por tiro al blanco o para fines militares) y la mortalidad puede ser alta. Por ejemplo, en Europa, se ha estimado que pueden morir cada invierno aproximadamente un millón de aves de caza (de 17 especies diferentes) o 8.7% de la población total, por envenenamiento por plomo causado por la ingestión de balas de plomo (Mateo 2009). La toxicosis plantea un riesgo particular para las poblaciones amenazadas de aves en las zonas donde hay altos niveles de actividad de caza (por ejemplo, en algunos hábitats de la malvasía cabeciblanca *Oxyura leucocephala*) o para aquellas especies cuya vida se caracteriza por rasgos como baja productividad natural y larga vida, lo que crea vulnerabilidad por mortalidad de adultos adicional (por ejemplo, grandes rapaces como cóndores de California *Gymnogyps californianus* y pigargos de Steller *Haliaeetus pelagicus*).

La motivación de los fabricantes para producir municiones libres de plomo ha sido en respuesta a las restricciones en el uso de munición de plomo para la caza de vida silvestre (Kanstrup 2006), los riesgos para la salud humana y los costes de la limpieza de campos de tiro utilizados para fines militares (Comisión Europea, 2004). Ya están disponibles alternativas eficaces y no tóxicas para la mayoría de la munición de plomo aunque está todavía en desarrollo la tecnología para balas alternativas de ciertos calibres de arma (Thomas 2013).

1.2. Pesos o plomadas de pesca de plomo

Se sabe que diversas especies de aves acuáticas migratorias sufren de envenenamiento por plomo tras la ingestión de plomadas de pesca de plomo desechados o perdidos recientemente o en el pasado. Las especies con una molleja muscular, que suelen alimentarse en áreas expuestas a pesos de pesca de plomo están en mayor riesgo (AEWA 2012a). La Comisión Europea (2004) señala, en particular, la exposición de las aves acuáticas migratorias a pesos tipo “split shot” y pequeñas plomadas utilizadas en aguas de pesca interior, y comenta que las acciones de un Estado miembro pueden, naturalmente, influir en los demás Estados miembros. Aunque es difícil evaluar los efectos a nivel de la población de dicha intoxicación, hay una cierta evidencia de efectos en especies que son particularmente propensas a la ingestión de plomadas de pesca, como el cisne vulgar *Cygnus olor* (Naturaleza Conservancy Council 1981; Birkhead 1982, 1983; Sears 1988) y el colimbo grande *Gavia immer* (Pokras y Chafel 1992). La cantidad de pesos de plomo de pesca que entra en el medio ambiente acuático cada año, y queda disponible para la ingestión por aves, no se conoce con precisión. Se cree, en general que las nuevas adquisiciones de pesos representan los reemplazos de los pesos perdidos y se han hecho estimaciones de las compras anuales de pesos que equivalen a unas 4.000 toneladas en los EE.UU. (AEWA 2012a; Scheuhammer et al 2003.) Y entre 2.000 y 6.000 toneladas en Europa (Comisión Europea, 2004).

Los depredadores y carroñeros que se alimentan de aves acuáticas envenenadas por los pesos de pesca también pueden estar en riesgo de envenenamiento secundario (Goddard *et al.* 2008; Pain, et al.s 2009).

1.3. Contaminación industrial de los procesos de extracción y fundición de plomo

Los procesos de minería y fundición de plomo pueden liberar contaminación industrial que contiene altas concentraciones de plomo (Blus et al 1995; Bull et al 1983; Osborn, et al., 1983). Cuando se alimenta en tales ambientes acuáticos contaminados, las aves que ingieren sedimentos y vegetación están expuestas a los niveles más altos de plomo y están en mayor riesgo. Como consecuencia, las aves silvestres y aves zancudas son especialmente vulnerables. Se sabe que esta fuente causa muertes ocasionales y eventos de mortalidad masiva (Beyer *et al.* 1997; Beyer *et al.* 2004; Beyer *et al.* 2000; Blus *et al.* 1995; Blus *et al.* 1999; Sileo *et al.* 2001; Spears, et al. 2007).

1.4. Pintura con plomo

Los problemas de salud humanos han reducido o eliminado la producción y el uso de pintura con plomo en muchas partes del mundo. Sin embargo, la pintura con plomo en los edificios antiguos y otras estructuras todavía puede proporcionar una fuente de plomo en algunas circunstancias y ha sido reportado como una causa importante de intoxicación en jóvenes albatros de Laysan *Phoebastria immutabilis* en el atolón de Midway (Sileo and Fefer 1987; Work and Smith 1996; Work, et al. 1998).

2. Recomendaciones: municiones de plomo

Las conclusiones y recomendaciones de la conferencia IWRB en 1991, el informe de 2001 de Wetlands International y la conferencia del Fondo Peregrino de 2008 sobre las soluciones al envenenamiento por plomo causados por municiones, mencionan entre otras cosas, la eliminación del uso de munición de plomo, que sigue siendo válida y pertinente aunque sirve para destacar la lentitud de los progresos realizados al respecto (Pain 1992; Beintema 2001; Watson et al 2009). Esta sustitución de munición tóxica por no tóxica se considera la única solución a largo plazo para reducir significativamente la mortalidad de aves silvestres por intoxicación por plomo relacionado con las municiones (Cromie et al. 2012).

2.1. Recomendaciones no legislativas

Se ha demostrado que los enfoques voluntarios para restringir el uso de munición de plomo funcionan en algunas circunstancias limitadas, como en ranchos privados (Hill 2009) pero no se ha demostrado que funcionen a nivel nacional (por ejemplo. Cromie et al. 2010). Para la transición nacional a la munición no tóxica, Friend, et al. (2009) destacan la necesidad de abordar una serie de cuestiones sociales para ayudar en este proceso. Las percepciones de los tiradores en el tema de la intoxicación por plomo y las restricciones a la utilización de plomo son diferentes, en particular entre países y culturas, y también incluyen cuestiones filosóficas relativas a los derechos de tener armas y el aumento de la supervisión del gobierno (Hill 2009), la creencia de que no es poco probable que la munición de plomo sea en realidad veneno para la vida silvestre (Countryside Alliance 2013);

que el envenenamiento por plomo es un problema insuficiente para justificar las restricciones (de hecho la enfermedad se ha denominado “invisible” (Pain 1991)); y diversas percepciones sobre la eficacia, disponibilidad y precio de las alternativas no tóxicas (Countryside Alliance 2013); Cromie et al 2010; Kanstrup 2006). Con respecto a los costes, la Comisión Europea (2004) estima que los costes adicionales para los cazadores de la sustitución de municiones de plomo, repartidas en un período de cinco años, se corresponderían con un incremento anual de aproximadamente 13€ por cazador (suponiendo que esta sustitución es una mezcla de acero, bismuto, tungsteno y estaño, dependiendo de las condiciones locales). Sin embargo, según la dinámica del mercado, la munición alternativa probablemente sea más barata cuando se utilice con mayor frecuencia, y, por lo tanto, esté más solicitada.

Como grupo, los cazadores son probablemente mayores consumidores de carne de caza que el público en general, pero varios informes indican que los riesgos para la salud humana, reconocidos hace relativamente poco tiempo, del consumo de caza abatida con plomo, han tenido poco efecto sobre el deseo de los cazadores de utilizar alternativas no tóxicas (Countryside Alliance 2013; Hill 2009). Aunque hay resistencia a la utilización de alternativas no tóxicas en algunas partes de la comunidad cazadora, en realidad la sustitución de la munición de plomo supone ganancias para los cazadores, ya que más aves estarían disponibles para la caza. Después de una prohibición nacional de munición de plomo para la caza de aves acuáticas en los EE.UU. en 1991, hubo una disminución relativamente rápida de la tasa de ingestión de plomo de municiones (Anderson, et al. 2000). En consecuencia, se estimó que 1,4 millones de los 90 millones de patos en 1997 se salvaron de una intoxicación fatal por plomo (Anderson, et al. 2000).

Se ha declarado que la imagería visual para la concienciación es una herramienta eficaz de educación en los EE.UU. sobre el problema de la intoxicación por plomo en las aves silvestres y sobre la eficacia de las alternativas no tóxicas, (Friend, et al. 2009). Con respecto a las relaciones públicas y la imagen de la caza, se ha informado que el uso de municiones no tóxicas reduce el potencial de reacción pública negativa en relación al envenenamiento por plomo de la vida silvestre y la contaminación del medio ambiente causada por fuentes de munición (Kanstrup 2006).

Las iniciativas como el Taller sobre municiones no tóxicas del Acuerdo de Aves Acuáticas de África y Eurasia (AEWA) celebrado en Rumania en 2001 (AEWA 2001) muestran que los cazadores pueden ser persuadidos de que los perdigones no tóxicos no tienen desventajas. Es útil que los organismos internacionales que representan las preocupaciones y las organizaciones de caza, tales como la Federación de Asociaciones de Caza y Conservación de la Unión Europea (FACE) y el Consejo Internacional de la Caza y Conservación de Vida Silvestre (CIC), promuevan también la eliminación gradual del plomo en municiones. Se ha demostrado al menos en algunos países que el liderazgo desde dentro de la comunidad de cazadores resulta útil en la transición a los cambios legislativos a las alternativas no tóxicas (Kanstrup 2006) (véase la figura 1 para el ejemplo danés).

Figura 1: El ejemplo danés de la transición a munición no tóxica

El liderazgo desde dentro de la comunidad danesa de cazadores ayudó a este grupo a apreciar tanto el problema de la intoxicación por plomo como los beneficios de las alternativas no tóxicas antes de la introducción de una legislación restrictiva (Kanstrup 2006).

Dinamarca comenzó la regulación de perdigones de plomo en 1985 y en 1996 se convirtió en ilegal el uso de perdigones de plomo. Durante este período, los tiradores tenían temores sobre el coste y la eficacia de la munición no tóxica. Algunos defensores clave dentro de su comunidad fueron cruciales para convencer a los cazadores de los beneficios de las alternativas no tóxicas y la introducción exitosa de los perdigones de acero para el tiro al plato disipó las preocupaciones demostrando que eran adecuados, seguro, relativamente baratos y por lo tanto alternativas aceptables. La investigación realizada por la Asociación de Cazadores de Dinamarca también demostró la eficacia de la munición de acero para matar aves. Cuando los forestales consideraron los perdigones de acero incrustados en los árboles inaceptables, esto condujo a la presión para desarrollar alternativas más suaves, de las cuales principalmente el bismuto ha demostrado ser muy popular, a pesar del coste, relativamente alto.

Muchos cazadores daneses estaban preocupados de que la eliminación gradual de los perdigones de plomo llevaría al final de la caza, pero esto no ha ocurrido y el número de cazadores y cuota anual no ha cambiado significativamente. Por otra parte, no se ha confirmado la preocupación inicial acerca de la salud y seguridad del uso de perdigones de acero en las armas. Los estudios científicos realizados por los cazadores mismos, demostraron la eficacia de la munición alternativa y han tranquilizado a la comunidad de cazadores. Por otra parte, la imagen general de la caza dentro de la comunidad danesa en general se ha mantenido.

De lo anterior, se deduce que una serie de iniciativas de la sensibilización y promoción del uso de alternativas no tóxicas para distintas partes interesadas contribuiría a la eliminación gradual y la sustitución completa de la munición de plomo.

2.1.1. Concienciar sobre el envenenamiento con plomo; promocionar el liderazgo por parte de usuarios de munición, incluyendo gestores de la vida silvestre, sobre alternativas no tóxicas y mejores prácticas

Sensibilizar y crear recursos de apoyo (imágenes visual) para fomentar la sustitución inmediata de las municiones de plomo por alternativas no tóxicas, incluyendo un recurso/sitio web de colaboración dirigido por AAM, tiradores/cazadores/pescadores, administradores de tierras y de la fauna y organizaciones de conservación con información sobre:

- las mejores prácticas para la caza y la pesca a fin de reducir los riesgos de envenenamiento por plomo para la vida silvestre (por ejemplo, disparar para evitar paralizar y la no recuperación de la fauna silvestre);
- los impactos negativos del envenenamiento por plomo en las aves y también cómo se ve afectada la opinión pública;
- los errores de percepción dentro de la comunidad de tiradores sobre las alternativas no tóxicas;
- los beneficios de las alternativas no tóxicas que conducen a una menor mortalidad en las poblaciones de especies debido al envenenamiento por plomo, por lo tanto, a un número potencial de animales superior;
- los riesgos potenciales para la salud humana al consumir carne de caza contaminada con munición de plomo, para los niños, mujeres embarazadas y aquellos adultos que son propensos a consumir grandes cantidades de carne de caza.

Se debe dar prioridad a las iniciativas de sensibilización en sitios clave para las aves acuáticas migratorias, como Sitios Ramsar, para la sustitución del plomo por alternativas no tóxicas en relación a todas las actividades de tiro que se estén llevando a cabo en estas áreas. También deben desarrollarse iniciativas similares en los cuellos de botella donde las rapaces se concentran y descansan durante la migración (por ejemplo, los alrededores de Gibraltar, Sicilia, etc.) y en las áreas de reproducción/invernada, donde se dan especies vulnerables en grandes números.

Se debe alentar a los gestores de recursos naturales y a las organizaciones y asociaciones de tiro y pesca, incluyendo operadores de turismo, militares, tiradores deportivos, cazadores y pescadores a: proporcionar liderazgo en el tema; aumentar la concienciación sobre el problema; promover las alternativas no tóxicas; y apoyar la sustitución inmediata de la munición de plomo en tres años.

Las organizaciones de conservación y las agencias del gobierno y otros profesionales de la gestión de recursos naturales que utilizan municiones para manejo de plagas y vida silvestre, y para el control de especies invasoras deberían, con efecto inmediato, utilizar munición sin plomo liderando así el camino para que otros organismos y organizaciones hagan lo mismo.

2.2. Recomendaciones legislativas

Los efectos del plomo en la salud humana han sido los principales motores para la reducción de la contaminación ambiental por plomo y ha llevado a la creación de políticas nacionales para eliminar el plomo de fuentes tales como la gasolina y la pintura (Organización Mundial de la Salud 2013).

Con respecto a las municiones de plomo, la manera más efectiva de reducir los riesgos para las aves migratorias es crear procesos legislativos para restringir la venta, posesión y/o uso de munición de plomo para asegurar que no se deja sin recuperada en el medio ambiente. Thomas (2009), comentó, sobre las restricciones legales a los perdigones de plomo en los EE.UU., que “dieciséis años de uso de perdigones no tóxicos en la caza de aves acuáticas es la herramienta de conservación más rentable hasta la fecha en la conservación de las poblaciones de aves acuáticas. Se pueden esperar ahorros similares de la utilización de munición libre de plomo, por ejemplo para la caza de palomas migratorias y aves de tierras altas”.

Al menos 29 países han reconocido la amenaza de la munición de plomo mediante la aplicación de algún tipo de regulación sobre su uso. Hay, sin embargo, una gran variación dentro de esos reglamentos y un país puede establecer políticas que van desde una serie de restricciones voluntarias a prohibiciones parciales o completas (por ejemplo, la prohibición total de la venta e importación de munición de plomo). La restricción más común ha sido la prohibición de uso de munición de plomo en humedales (Avery y Watson 2009), muchas veces en respuesta a la Resolución de AEWA 1.14 y las resoluciones posteriores (AEWA 1999, 2002, 2008). Sin embargo, este enfoque no protege las aves acuáticas y especies terrestres cuando se alimentan en tierras agrícolas y otros hábitats terrestres en los que pueden estar expuestos a perdigones de plomo liberados legalmente (Newth et al. 2012).

Las restricciones parciales, es decir, las relativas al uso de plomo solamente en determinados tipos de hábitat, o para determinadas especies, se han descrito a menudo como complejas en cuanto a la vigilancia y para hacerlas cumplir (AEWA 2012b). Se ha citado la percepción de saber que la aplicación es limitada como una de las varias razones para la falta de cumplimiento de las restricciones parciales en Inglaterra (Cromie et al. 2010).

Si bien hay una serie de alternativas no tóxicas disponibles en el mercado para la munición de plomo, la mayoría de las balas todavía están fabricadas con plomo a pesar de los avances en la tecnología (Thomas 2013). Se ha reconocido que la creación de mercados “garantizados” para municiones no tóxicas mediante la introducción de prohibiciones legales sobre munición de plomo anima a los fabricantes a desarrollar aún más sus productos y asegura la demanda del mercado para sus productos (Kanstrup 2010; Thomas 2009).

La eliminación legislativa completa de toda la munición de plomo se ha llevado a cabo en países como Dinamarca y en algunas regiones sub-nacionales. Los ejemplos incluyen los enfoques que se han adoptado en los EE.UU. y Japón para reducir los riesgos para los cóndores californianos y pigargo de Steller respectivamente (Cade 2007; Saito 2009).

2.2.1. Eliminar progresivamente el uso de munición de plomo en todos los hábitats (humedales y terrestres) y sustituir con alternativas no tóxicas en los próximos tres años, las Partes deben informar a la Conferencia de las Partes (COP12) en 2017, trabajar con interesados en la implementación;

Dado el desarrollo de alternativas no tóxicas a las municiones de plomo, se recomienda legislación para eliminar gradualmente la munición de plomo por alternativas no tóxicas en el plazo de tres años en todos los hábitats, incluidos los hábitats terrestres y de humedales. Todas las Partes deberían informar a la COP12 de la CMS en 2017. Para reducir los problemas con el monitoreo, cumplimiento y ejecución, tales procesos no deben ser parcialmente restrictivos. Dada la amplia disponibilidad de productos, precios comparables, y la efectividad de las balas de alta calidad, libres de plomo, para la mayoría de los calibres de arma (Thomas 2013), también es posible recomendar la sustitución de balas de plomo por alternativas no tóxicas.

2.2.2. Crear procesos legislativos para facilitar la remediación de entornos contaminados por munición de plomo

Cuando proceda, se debería alentar a los reguladores nacionales a establecer requisitos para las actividades de remediación que deben adoptarse para reducir la contaminación por plomo de municiones, tanto en los humedales como en los ambientes terrestres.

Figura 2: Principales vacíos de conocimiento y áreas de investigación

- Información recopilada sobre actividades de tiro, uso de municiones y la cartografía de esta información con el hábitat de las aves migratorias en situación de riesgo (necesaria para determinar las áreas probablemente afectadas y la escala de los impactos).
- Información recopilada sobre los procesos legislativos actuales, más el cumplimiento y la eficacia de

los reglamentos.

- Cuantificación de los impactos a nivel de población (necesita una mejor vigilancia y conocimiento actualizado de tasas de ingestión y la prevalencia de la munición de plomo incrustada, además de una mayor investigación sobre los efectos sub-letales)

3. Recomendaciones: Pesos de pesca de plomo

Las barreras y soluciones para el reemplazo de los pesos de pesca de plomo por alternativas no tóxicas tienen muchos paralelismos con el tema de la munición de plomo. Hay una amplia gama de alternativas no tóxicas a los pesos de pesca para una amplia gama de usos (AEWA 2012a). Sin embargo, el plomo ha seguido siendo popular y las alternativas pueden ser más caras debido a los costes de materias primas y fabricación (las pesas de plomo son fáciles de moldear e incluso se fabrican en casa (Comisión Europea, 2004)). Tal como han informado los cazadores que compran municiones, el coste sigue siendo un criterio decisivo en la compra de pesos de pesca por los pescadores. Sin embargo, los costes adicionales, probablemente representan sólo una pequeña proporción del gasto anual total de la pesca (una estimación en 2004 para los pescadores europeos estimó esta cifra en un 1,5€ - 10,4€ adicional por pescador por año (Comisión Europea, 2004).

3.1. Recomendaciones no legislativas

Las aves envenenadas por plomo en general pasan desapercibidas (Pain 1991) y al igual que con la caza, ha habido resistencia a la prohibición de pesos de plomo citando insuficiente evidencia sobre el problema. Esto ha contribuido sin duda a la ineficacia de las prohibiciones voluntarias sobre los pesos de pesca de plomo hasta la fecha.

Se han probado en América del Norte y Europa iniciativas a pequeña escala, tales como programas de intercambio o actividades educativas. En los EE.UU., aunque algunas organizaciones de pesca no estaban convencidas de la magnitud del problema, se acepta que la eliminación del plomo es un objetivo social deseable y han abogado por la eliminación gradual de los pesos de pesca más pequeños (AEWA 2012a).

Por lo tanto, las iniciativas de sensibilización, además de promover el uso de alternativas no tóxicas para distintas partes interesadas podrían ayudar en la fase de sustitución completa de pesos de pesca de plomo.

3.1.1. Crear conciencia sobre el envenenamiento por plomo de los pesos de pesca y soluciones al problema

Un componente esencial de la solución al problema causado por las plomadas o pesos de pesca de plomo implica iniciativas de sensibilización para los pescadores sobre la cuestión y su papel en el problema causado por los pesos de pesca de plomo; además de la promoción del uso de alternativas no tóxicas.

3.1.2. Alentar el liderazgo de organizaciones de pesca con caña y fabricantes de pesos no tóxicos

Se debe alentar a las organizaciones y asociaciones de pesca deportiva a proveer liderazgo en el tema, conseguir que este grupo de actores clave: aumente la concienciación sobre el problema; promueva las alternativas no tóxicas; y apoye la sustitución de los pesos de pesca de plomo.

Se debe alentar tanto a los fabricantes como comerciantes de plomadas de pesca no tóxicas a promover activamente estos productos.

3.1.3. Promover los códigos de conducta de los pescadores

Se deben promover los códigos de conducta de los pescadores, que reduciría los riesgos para las aves silvestres, por ejemplo, el asesoramiento en áreas clave para evitar la pesca con pesos de plomo (ya sean áreas de un alto número de especies en riesgo o áreas en las que es más probable que ocurran pérdidas de pesos).

3.2. Recomendaciones legislativas

Al momento de la redacción, Dinamarca es el único país que tiene una prohibición de todos los pesos de pesca de plomo (tanto la importación como la venta están prohibidas). En otros lugares, las restricciones hasta la fecha por lo general han sido parciales, centrándose en tamaños discretos de pesos o en áreas geográficas discretas tales como reservorios utilizados por colimbo grandes (AEWA 2012a). La eliminación gradual de los pesos más pequeños en Inglaterra en 1987 condujo a una disminución significativa del envenenamiento por plomo en cisnes comunes y ha sido citado como una de las razones para el aumento del tamaño de la población en algunas zonas (Newth et al 2012; Rowell y Spray 2004).

Al igual que con las municiones, los fabricantes de pesos de pesca citan la necesidad de una prohibición de las pesas de plomo para asegurarles mercados garantizados para las alternativas no tóxicas.

- 3.2.1. Eliminar gradualmente el uso de pesos de pesca de plomo en áreas donde las aves migratorias están bajo mayor riesgo, es decir, en hábitats de agua dulce (excluyendo pesos de pesca utilizados en áreas costeras donde hay vacíos de conocimiento significativos y se necesita mayor investigación) y sustituir con alternativas no tóxicas en los próximos tres años, las Partes deben informar a la Conferencia de las Partes (COP12) en 2017 y trabajar con interesados en la implementación

Deben introducirse regulaciones restrictivas, legalmente vinculantes, para sustituir plomadas de pesca de plomo por alternativas no tóxicas en los hábitats donde se ha demostrado que las aves migratorias están particularmente en riesgo, específicamente hábitats no ribereños. Tales regulaciones deben ser exigibles y por lo tanto se recomiendan restricciones parciales para ayudar a asegurar el cumplimiento.

Figura 3: Principales vacíos de conocimiento y áreas de investigación

- Información recopilada sobre las prácticas de pesca, además de la utilización de pesos de pesca de plomo, a nivel mundial en relación con la distribución de especies de aves migratorias en riesgo (necesaria para determinar las áreas probablemente afectadas y la escala de los impactos).
- Información recopilada sobre los procesos legislativos actuales relacionados con pesos de pesca (necesarios para ayudar a evaluar el riesgo y evaluar el cumplimiento y la eficacia de estas medidas).
- Comprensión de las causas del uso de pesas de pesca de plomo y las opiniones de los pescadores sobre las alternativas no tóxicas.
- Buena comprensión de los posibles impactos a nivel de población (necesita una mejor vigilancia de tanto especies en riesgo conocido como otras especies potencialmente afectadas, además de una mayor investigación sobre los efectos sub-letales).

4. Recomendaciones: otras fuentes de envenenamiento por plomo

4.1 Contaminación industrial por procesos de minería y fundición de plomo

Cuando proceda, alentar a los reguladores nacionales para garantizar que no se libera plomo en el medio ambiente en general, donde las aves migratorias pueden estar expuestas directamente al plomo o compuestos de plomo, o indirectamente a través de plomo bioacumulado en invertebrados y pequeños vertebrados.

4.2 Pintura con plomo

La extensión de las estructuras con pintura con plomo en todo el mundo no se conoce, ni el grado de exposición de las aves migratorias a la ingestión de tales pinturas (generalmente en forma de copos o virutas), por lo tanto las recomendaciones para reducir esta exposición tienen que centrarse en situaciones donde el riesgo se haya identificado específicamente.

En situaciones de riesgo, se deben alentar actividades de saneamiento para ayudar a minimizar los riesgos mediante la eliminación de la fuente de tóxicos y/o limitar el acceso a estructuras pintadas con plomo.

4.3 Otras fuentes de plomo desechado

Aunque hay una serie de otras fuentes de plomo a las que las aves migratorias pueden estar expuestas en algunas circunstancias, no hay buena comprensión de la naturaleza de estos contactos, en su mayor parte. Consecuentemente las recomendaciones formuladas aquí son breves.

- Aumentar la concienciación sobre los riesgos que presentan los productos de plomo desechados a las aves migratorias.
- Fomentar la aplicación de los procesos de regulación cuando las aves migratorias estén expuestas a riesgos causados por plomo que se ha desechado de manera legal e ilegal.

Bibliografía

- AEWA. 1999. Resolution 1.14 Phasing out of lead shot in wetlands. First meeting of the parties to the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), 6–9 November 1999, Cape Town, South Africa.
- AEWA. 2001. Proceedings of the non-toxic shot workshop. Bucarest, Romania: AEWA.
- AEWA. 2002. Resolution 2.2 Phasing out of lead shot for hunting in wetlands. Second meeting of the parties to the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), 25–27 September 2002, Bonn, Germany.
- AEWA. 2008. Resolution 4.1 Phasing out of lead shot for hunting in wetlands. Fourth meeting of the parties to the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), 15–19 September 2008, Antananarivo, Madagascar.
- AEWA. 2012a. Literature review: effects of the use of lead fishing weights on waterbirds and wetlands. AEWA/MOP Inf. 5.2. Available from http://www.unep-aewa.org/meetings/en/mop/mop5_docs/info_pdf/mop5_inf_5_2_lead_fishing_weights_lit_review.pdf
- AEWA. 2012b. *National reports to the 5th session of the Meeting of the Parties to AEWA (MOP5)* [cited 12 September 2013]. Available from http://www.unep-aewa.org/meetings/en/mop/mop5_docs/mop5_nreporting.htm.
- Anderson, W.L., S.P. Havera, and B.W. Zercher. 2000. Ingestion of lead and non-toxic shotgun pellets by ducks in the Mississippi flyway. *The Journal of Wildlife Management* 64 (3): 848-857.
- Andreotti, A., and F. Borghesi. 2012. Il piombo nelle munizioni da caccia: problematiche e possibili soluzioni. Rapporti ISPRA, 158/2012.
- Avery, D., and R.T. Watson. 2009. Regulations of lead-based ammunition around the world. In *Ingestions of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Beintema, N.H. 2001. Lead poisoning in waterbirds: International Update Report 2000. Wageningen: Wetlands International.
- Beyer, W.N., L.J. Blus, C.J. Henny, and D. Audet. 1997. The role of sediment ingestion in exposing wood ducks to lead. *Ecotoxicology* 6 (3): 181-186.
- Beyer, W.N., J. Dalgarn, S. Dudding, J.B. French, R. Mateo, J. Miesner, L. Sileo, and J. Spann. 2004. Zinc and lead poisoning in wild birds in the Tri-State Mining District (Oklahoma, Kansas, and Missouri). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 48 (1): 108-117.
- Beyer, W.N., D. Day, M.J. Melancon, and L. Sileo. 2000. Toxicity of Anacostia River, Washington, DC, USA, sediment fed to mute swans (*Cygnus olor*). *Environmental toxicology and chemistry* 19 (3): 731-735.
- Birkhead, M. 1982. Causes of mortality in the mute swan *Cygnus olor* on the River Thames. *Journal of Zoology* 198 (September): 15-25.
- Birkhead, M. 1983. Lead levels in the blood of mute swans *Cygnus olor* on the River Thames. *Journal of Zoology* 199 (January): 59-73.
- Blus, L.J., C.J. Henny, D.J. Hoffman, and R.A. Grove. 1995. Accumulation in and effects of lead and cadmium on waterfowl and passerines in northern Idaho. *Environmental Pollution* 89 (3): 311-318.
- Blus, L.J., C.J. Henny, D.J. Hoffman, L. Sileo, and D.J. Audet. 1999. Persistence of high lead concentrations and associated effects in tundra swans captured near a mining and smelting complex in northern Idaho. *Ecotoxicology* 8 (2): 125-132.

- Bull, K., W. Every, P. Freestone, J. Hall, D. Osborn, A. Cooke, and T. Stowe. 1983. Alkyl lead pollution and bird mortalities on the Mersey Estuary, UK, 1979–1981. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 31 (4): 239-259.
- Cade, T.J. 2007. Exposure of California condors to lead from spent ammunition. *The Journal of Wildlife Management* 71 (7): 2125-2133.
- Cromie, R.L., R. Lee, R.J. Delahay, J.L. Newth, M.F. O'Brien, H.A. Fairlamb, J.P. Reeves, and D.A. Stroud. 2012. Ramsar wetland disease manual: guidelines for assessment, monitoring and management of animal disease in wetlands. In *Ramsar Technical Report No. 7*. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Cromie, R.L., A. Loram, L. Hurst, M. O'Brien, J. Newth, M.J. Brown, and J.P. Harradine. 2010. Compliance with the Environmental Protection (Restrictions on Use of Lead Shot)(England) Regulations 1999. Report to Defra. Bristol, UK. Available from http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=WC0730_9719_FRP.pdf
- Elmeros, M., T.E. Holm, L. Haugaard and A.B. Madsen. 2012. Prevalence of embedded shotgun pellets in protected and in legally hunted medium-sized carnivores in Denmark. *European Journal of Wildlife Research* 58: 715-719.
- European Commission. 2004. *Advantages and drawbacks of restricting the marketing and use of lead in ammunition, fishing sinkers and candle wicks*. Available from http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/files/studies/ehn_lead_final_report_en.pdf.
- Falk, K., F. Merkel, K. Kampp, and S.E. Jamieson. 2006. Embedded lead shot and infliction rates in common eiders *Somateria mollissima* and king eiders *S. spectabilis* wintering in southwest Greenland. *Wildlife Biology* 12(3): 313-321.
- Franson, C.J., and D.J. Pain. 2011. Lead in birds. In *Environmental contaminants in biota: interpreting tissue concentrations*, edited by W. N. Beyer and J. P. Meador: Taylor & Francis Group. Boca Raton, USA.
- Friend, M., and C.J. Franson. 1999. Field manual of wildlife diseases. General field procedures and diseases of birds. US Geological Survey, Madison, Wisconsin Resources Division.
- Friend, M., J.C. Franson, and W.L. Anderson. 2009. Biological and societal dimensions of lead poisoning in birds in the USA. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Goddard, C.I., N.J. Leonard, D.L. Stang, P.J. Wingate, B.A. Rattner, J.C. Franson, and S.R. Sheffield. 2008. Management concerns about known and potential impacts of lead use in shooting and in fishing activities. *Fisheries* 33 (5): 228-236.
- Guitart, R. and R. Mateo. 2006. El empleo de plomo en deportes como causa de intoxicación y de contaminación. *Apuntes de Ciencia y Tecnología* 21: 2-8.
- Helander, B., J. Axelsson, H. Borg, K. Holm and A. Bignert. 2009. Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Science of the Total Environment* 407: 5555-5563.
- Hill, H.J. 2009. Taking the lead on lead: Tejon Ranch's experience switching to non-lead ammunition. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Kanstrup, N. 2006. Non-toxic shot-Danish experiences. In *Waterbirds around the world*, edited by G. C. Boere, C. A. Galbraith and D. A. Stroud. Edinburgh: The Stationery Office.
- Kanstrup, N. 2010. Sustainable Hunting Ammunition. In *CIC Workshop Report*. Aarhus, Denmark: International Council for Game and Wildlife Conservation, Budapest, Hungary.
- Kelly, A., and S. Kelly. 2005. Are mute swans with elevated blood lead levels more likely to collide with

- overhead power lines? *Waterbirds* 28 (3): 331-334.
- Mateo, R. 2009. Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- McLelland, J.M., C. Reid, K. McInnes, W.D. Roe, and B.D. Gartrell. 2010. Evidence of lead exposure in a free-ranging population of kea (*Nestor notabilis*). *Journal of Wildlife Diseases* 46 (2): 532-540.
- Nature Conservancy Council. 1981. *Lead Poisoning in Swans. Report of the Nature Conservancy Council's Working Group*. NCC, London. 44 pp.
- Newth, J.L., R.L. Cromie, M.J. Brown, R.J. Delahay, A.A. Meharg, C. Deacon, G.J. Norton, M.F. O'Brien, and D.J. Pain. 2012. Poisoning from lead gunshot: still a threat to wild waterbirds in Britain. *European Journal of Wildlife Research* 59 (2): 195-204.
- Osborn, D., W. Every, and K. Bull. 1983. The toxicity of trialkyl lead compounds to birds. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 31 (4): 261-275.
- Pain, D.J. 1991. Why are lead-poisoned waterfowl rarely seen? The disappearance of waterfowl carcasses in the Camargue, France. *Wildfowl* 42: 118-122.
- Pain, D.J., ed. 1992. *Lead poisoning in waterfowl, Proceedings of an IWRB Workshop, Brussels, Belgium. 13-15 June 1991*: IWRB Special Publication 16, Slimbridge, UK.
- Pain, D.J., I.J. Fisher, and V.G. Thomas. 2009. A global update of lead poisoning in terrestrial birds from ammunition sources. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Pokras, M.A., and R. Chafel. 1992. Lead toxicosis from ingested fishing sinkers in adult common loons (*Gavia immer*) in New England. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 23 (1): 92-97.
- Pokras, M.A., and M.R. Kneeland. 2009. Understanding lead uptake and effects across species lines: a conservation medicine based approach. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Rowell, H., and C. Spray. 2004. *Mute swan Cygnus olor:(Britain and Ireland populations) in Britain and Northern Ireland 1960/61-2000/01*: Wildfowl & Wetlands Trust: Joint Nature Conservation Committee.
- Saito, K. 2009. Lead poisoning of Steller's sea-eagle (*Haliaeetus pelagicus*) and whitetailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) caused by the ingestion of lead bullets and slugs. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environmental Pollution* 46 (4): 263-295.
- Scheuhammer, A.M., S.L. Money, D.A. Kirk, and G. Donaldson. 2003. *Lead fishing sinkers and jigs in Canada: Review of their use patterns and toxic impacts on wildlife*. Vol. 108: Canadian Wildlife Service Ottawa, Canada.
- Scheuhammer, A.M., and S.L. Norris. 1996. The ecotoxicology of lead shot and lead fishing weights. *Ecotoxicology* 5 (5): 279-295.
- Sears, J. 1988. Regional and seasonal variations in lead poisoning in the mute swan *Cygnus olor* in relation to the distribution of lead and lead weights in the Thames area, England. *Biological Conservation* 46:115-134. Available from: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/000632078890095X>
- Sileo, L., L.H. Creekmore, D.J. Audet, M.R. Snyder, C.U. Meteyer, J.C. Franson, L.N. Locke, M.R. Smith, and D.L. Finley. 2001. Lead poisoning of waterfowl by contaminated sediment in the Coeur d'Alene

- River. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41 (3): 364-368.
- Sileo, L., and S.I. Fefer. 1987. Paint chip poisoning of Laysan albatross at Midway Atoll. *Journal of Wildlife Diseases* 23 (3): 432-437.
- Spears, B.L., J.A. Hansen, and D.J. Audet. 2007. Blood lead concentrations in waterfowl utilizing Lake Coeur d'Alene, Idaho. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52 (1): 121-128.
- Tavecchia, G., R. Pradel, J.-D. Lebreton, A.R. Johnson, and J.-Y. Mondain Monval. 2001. The effect of lead exposure on survival of adult mallards in the Camargue, southern France. *Journal of Applied Ecology* 38 (6): 1197-1207.
- Thomas, V.G. 2009. The policy and legislative dimensions of non-toxic shot and bullet use in North America. In *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*, edited by R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Thomas, V.G. 2013. Lead-free hunting rifle ammunition: product availability, price, effectiveness, and role in global wildlife conservation. *Ambio* 42 (6): 737-45.
- Watson, R.T., M. Fuller, M. Pokras, and W.G. Hunt. 2009. Ingestion of spent lead ammunition: implications for wildlife and humans edited by R. T. M. Watson, M. Fuller, M. Pokras and W. G. Hunt: The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA.
- Work, T.M., and M.R. Smith. 1996. Lead exposure in Laysan albatross adults and chicks in Hawaii: prevalence, risk factors, and biochemical effects. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31 (1): 115-119.
- Work, T.M., M.R. Smith, and R. Duncan. 1998. Necrotizing enteritis as a cause of mortality in Laysan albatross, *Diomedea immutabilis*, chicks on Midway Atoll, Hawaii. *Avian diseases* 42 (1): 1-5.
- World Health Organization. *Lead poisoning and health* (Fact sheet N°379). Accessed September 2013. Available from <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/en/>.