



CONVENCIÓN SOBRE LAS ESPECIES MIGRATORIAS

Distribución: General

PNUMA/CMS/ScC18/Doc.10.9.1
8 Abril 2014

Español
Original: Inglés

18ª REUNIÓN DEL CONSEJO CIENTÍFICO
Bonn, Alemania, 1-3 de julio de 2014
Punto 10.9 del orden del día

REVISIÓN DE LOS EFECTOS ECOLÓGICOS DEL ENVENENAMIENTO EN LAS AVES MIGRATORIAS

SUMARIO EJECUTIVO

Por razones de economía, se ha impreso este documento en un tiraje limitado y no será distribuido en la reunión. Se ruega a los delegados traer sus copias a la reunión y a no solicitar copias adicionales.



Convención sobre la conservación de las especies migratorias de animales silvestres

Secretaría administrada por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente



Grupo de Trabajo del PNUMA/CMS sobre Minimización del envenenamiento

Revisión de los efectos ecológicos del envenenamiento en las aves migratorias

PNUMA/Convención sobre Especies Migratorias

Coordinadora: Symone Krimowa

Sumario Ejecutivo

1. Introducción y alcance

Los objetivos del proyecto, según lo definido por la Resolución 10.26 del PNUMA/CMS (adoptada por la Conferencia de las Partes de 2011), son llevar a cabo una evaluación detallada de:

1. el alcance y la gravedad del envenenamiento para las especies de aves migratorias a nivel mundial y cómo varía geográficamente y entre taxones;
2. lagunas importantes de conocimiento,¹ bien en los estados del área de distribución o en áreas específicas; y
3. cuando exista evidencia suficiente, recomendar respuestas adecuadas para resolver los problemas, incluyendo potencialmente:
 - i. áreas en las que puede ser necesaria una mejor legislación;
 - ii. características de los regímenes reguladores eficaces; y
 - iii. comprensión de los factores socioeconómicos del envenenamiento.

Este proyecto, que incluye la revisión técnica de antecedentes y las directrices con recomendaciones para su adopción en la Conferencia de las Partes en 2014, se centrará en las especies de aves migratorias. Las categorías prioritarias de envenenamiento tratadas en este estudio son las que más probabilidades tienen de afectar a las poblaciones de aves migratorias, conforme a la Resolución 10.26 del PNUMA/CMS.²

Dichas categorías fueron seleccionadas por el grupo de trabajo en el taller que tuvo lugar en Túnez en mayo de 2013 utilizando los criterios establecidos en la Matriz de toxinas (Tabla 1), y la identificación de los factores socioeconómicos del envenenamiento (Tabla 4). Se trata de, a saber, cebos envenenados, municiones/material de tiro de plomo, productos farmacéuticos veterinarios, insecticidas agrícolas y rodenticidas. Hay otros venenos potencialmente significativos que, si bien no se incluyen en esta revisión inicial, se podrían cubrir en el próximo trienio, sujeto a la aprobación del Consejo Científico sobre el alcance y que se encuentre financiación adecuada.

Esta revisión analiza el envenenamiento letal y subletal directo con potencial de conducir a una disminución de la población (por ejemplo, adelgazamiento de la cáscara de los huevos que reduce el éxito reproductivo) de las aves migratorias a través tanto del envenenamiento deliberado y el envenenamiento incidental/accidental. Los efectos letales y subletales directos pueden ocurrir a través de *envenenamiento primario* (ingestión directa de veneno) y *envenenamiento secundario* (cuando los depredadores están expuestos a concentraciones fisiológicamente perjudiciales de los venenos por el consumo de presas, insectos o gusanos contaminados).

El hecho de que los efectos letales y sub-letales del envenenamiento sean propensos a conducir a disminuciones poblacionales es una función de (1) la probabilidad de que las aves migratorias estén

¹ Las lagunas importantes de conocimiento incluyen la identificación de (1) el alcance de los impactos; y (2) el área en la que afectan los diferentes tipos de venenos en las aves migratorias.

² http://www.cms.int/sites/default/files/document/10_26_poisoning_s_0_0.pdf

expuestas al veneno; y (2) la toxicidad que tenga el veneno para las aves migratorias. En esta revisión se incluye una evaluación mundial sobre la magnitud y la gravedad (la probabilidad de efectos en la población) de cada una de las categorías prioritarias de envenenamiento en aves migratorias. A continuación se discute el resumen de los resultados.

2. Cebos envenenados

El control de depredadores utilizando cebos envenenados se produce a escala mundial, en particular en las zonas con gestión de caza y con ganadería. Las especies de aves depredadoras y carroñeras están en riesgo de envenenamiento por cebos envenenados dirigidos a ellas directamente, y también por los cebos que se dirigen a especies de mamíferos (las aves se convierten en captura incidental a través del envenenamiento secundario). Se desconocen en gran medida los efectos sobre las especies, excepto para las aves de presa, y se necesita más investigación para entender el proceso.

El riesgo de envenenamiento debido a la captura para el consumo humano y la medicina tradicional parece estar mucho más aislado. El uso de venenos para capturar especies de aves migratorias para el consumo y/o la medicina tradicional podría estar limitado a determinadas zonas de África y Asia.

Debido a la naturaleza indiscriminada de muchas de las sustancias utilizadas en los cebos envenenados, cualquier ave está en riesgo de envenenamiento si entra en contacto con cebos envenenados. Las sustancias más comunes son los rodenticidas e insecticidas, por lo general los que los agricultores conocen en la región como altamente tóxicos. El carbofurano parece utilizarse en cebos envenenados en muchas áreas alrededor del mundo.

Muchas poblaciones de las aves de presa están en declive como consecuencia de los cebos envenenados ilegales, en particular los buitres. Esto sugiere que es necesario desarrollar más trabajo para entender por qué los cebos envenenados se siguen utilizando y crear soluciones eficaces.

3. Municiones/proyectiles de plomo

El plomo es altamente tóxico para las aves, y causa, en altas concentraciones mortalidad y en concentraciones más bajas una serie de impactos subletales. Dondequiera que haya uso antropogénico de plomo que está disponible para las aves migratorias, se pueden producir envenenamientos potenciales. Por lo tanto, hay que señalar que, si bien los informes de vigilancia y de investigación sobre el envenenamiento por plomo en la mayoría de las fuentes son principalmente de América del Norte y Europa, es poco probable que refleje la distribución del problema.

El envenenamiento por plomo, ya sea primario o secundario, a través de la ingestión de perdigones y balas se ha registrado en al menos 20 países, hay más información en América del Norte y Europa. Sin embargo, se puede esperar que se produzca envenenamiento por plomo en las aves migratorias allí donde se utilice munición de plomo para la caza. De ello se deduce que donde se utilizan perdigones de plomo, que se acumulan dentro del medio ambiente, el grado de contaminación será directamente proporcional a la intensidad de uso.

Ciertos taxones, particularmente aves de caza y aves rapaces, incluyendo especies amenazadas, se ven mucho más afectados que otros grupos de aves y las pérdidas pueden ser muy altas. Los efectos en la población son difíciles de cuantificar, por una serie de razones, entre ellas, la falta de vigilancia y las lagunas

en el conocimiento de tasas de ingestión y supervivencia posterior. Los impactos sub letales son particularmente difíciles de cuantificar. En la mayoría de los países también hay lagunas en el conocimiento de la eficacia de las regulaciones restrictivas.

Los efectos del envenenamiento por plomo de los pesos de pesca en las aves migratorias están restringidos a determinadas especies sensibles y a determinadas áreas geográficas donde existen pesos desechados y perdidos. Se sabe que varias especies migratorias sufren de envenenamiento por plomo tras la ingestión de los pesos de plomo de la pesca descartados o perdidos. En principio, la mayoría de las aves que se alimentan en la actualidad o lo hacían en el pasado en aguas de pesca superficiales o en suelos y sedimentos cercanos a la costa están en riesgo de quedar expuestos e ingerir plomo. Las especies susceptibles de alimentarse en las zonas expuestas al plomo proveniente de los pesos de pesca y que tienen mecanismos fisiológicos que ayudan a la absorción de plomo tienen, por tanto, mayor riesgo de sufrir ingestión de plomo y envenenamiento. Por estas razones, se ha registrado ampliamente envenenamiento por plomo relacionado con pesos de pesca en aves acuáticas. Aunque es difícil evaluar los efectos a nivel de población del envenenamiento por plomo debido a los pesos de pesca, hay algunas pruebas de que tales efectos pueden ocurrir en especies particularmente sensibles al envenenamiento con plomo, como el cisne común y el colimbo grande. Además, la importante mortalidad de especies amenazadas causada por el envenenamiento por plomo es una causa de preocupación.

4. Pesticidas

La mayoría de las especies de aves que utilizan los paisajes agrícolas están en declive en Europa y América del Norte, como resultado de los efectos directos e indirectos de la intensificación del uso del suelo, la modificación del hábitat, los pesticidas, y otros factores.³ A menudo, estos declives están relacionados con la intensificación de las prácticas de gestión asociadas a la modernización de la agricultura.

Tres cuartas partes de todos los pesticidas usados, se usan en la agricultura.⁴ El uso de plaguicidas, a menudo asociado con la agricultura moderna, puede poner en peligro la viabilidad de los ecosistemas debido a la reducción de la biodiversidad (de flora y de fauna) y la contaminación de los recursos naturales, como las aguas subterráneas, que afectan a la salud humana y de las comunidades, así como al medio ambiente natural. Los efectos indirectos de los pesticidas sobre las aves, tales como la pérdida de hábitat/refugio e invertebrados, lo que conduce a menores oportunidades de alimentación y menor éxito reproductor, están bien documentados,⁵ pero no se consideran en detalle aquí, ya que los efectos indirectos van más allá del enfoque de esta revisión. Este estudio trata de comprender la magnitud y gravedad de los efectos directos de los pesticidas sobre las aves migratorias.

Los efectos en las aves que surgen involuntariamente del uso legal de los plaguicidas en la agricultura son inherentemente variables.⁶ Sin embargo, los insecticidas y rodenticidas son los principales plaguicidas

³ Mineau, P., & Whiteside, M. (2006). Lethal risk to birds from insecticide use in the United States—a spatial and temporal analysis. *Environmental toxicology and chemistry*, 25(5), 1214-1222 and Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., Snoo, G. D., ... & Tschardtke, T. (2012). Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. *Biological Conservation*, 152, 74-80.

⁴ Sánchez-Bayo, F. (2011). Impacts of agricultural pesticides on terrestrial ecosystems. *Ecological Impacts of Toxic Chemicals*. Bentham Science Publishers, Online, 63-87.

⁵ Devine, G. J., & Furlong, M. J. (2007). Insecticide use: contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human Values*, 24(3), 281-306.

⁶ Hart, A. D. M. (2008). The assessment of pesticide hazards to birds: the problem of variable effects. *Ibis*, 132(2), 192-204.

agrícolas que probablemente causan envenenamiento letal directo o sub letal de aves migratorias (véase la Introducción y Ámbito de aplicación).

4.1. Insecticidas

Los insecticidas representan menos del 20 por ciento del uso de plaguicidas en general (en Norteamérica), pero son más frecuentes en los países en desarrollo.⁷ Las especies de aves que habitan en tierras de cultivo o usan tierras de cultivo durante la migración están en riesgo de exposición a los insecticidas. Las aves acuáticas y algunas aves de caza que se alimentan de follaje agrícola están en riesgo potencial. A los paseriformes granívoros les atraen las semillas, que están tratadas con plaguicidas. Las aves que se alimentan de las plagas agrícolas, como los saltamontes y las lombrices de tierra, están en riesgo si se alimentan de insectos contaminados.⁸ Los carroñeros y depredadores se envenenan cuando consumen presas contaminadas.⁹

La probabilidad de exposición a los insecticidas está influenciada por una serie de factores, incluyendo las prácticas de cultivo, tipos de plagas, los tipos de cultivo, la forma de los pesticidas, y la ecología de las aves migratorias (preferencias de dieta y hábitat). Se puede reducir la exposición mediante el uso de formas particulares de pesticidas, por ejemplo, en forma líquida en lugar de en gránulos, y cambiando los períodos de aplicación para que no sea probable que las aves migratorias estén presentes (que puede ser eficaz dada la baja persistencia de muchos de los plaguicidas de segunda generación).

Si es probable que un ave migratoria esté expuesta, la toxicidad del pesticida es significativa. El amplio espectro de los organofosforados y carbamatos (los insecticidas más comunes) hace que cualquier ave esté en peligro de sufrir efectos letales o subletales si llegan a estar en la vecindad en el momento en que se aplica el producto, o poco después, o si entra en contacto con presas expuestas.

Muchos de los insecticidas altamente tóxicos para las aves, como el carbofurano, se han retirado del mercado en los países desarrollados como consecuencia de la disminución de las poblaciones de algunas especies de aves. Gran parte de los efectos, tanto letales como sub letales, registrados en la literatura, se relacionan con el uso de estos compuestos que ahora ya se encuentran altamente regulados. Lo cual podría indicar que la situación ha mejorado en las zonas donde estos compuestos altamente tóxicos ya no se utilizan o que otras sustancias aún no han sido estudiadas.

Las implicaciones de los efectos sub letales de la exposición a los insecticidas agrícolas de segunda generación aún no se comprenden y son difíciles de estudiar en el campo. Las aves migratorias pueden ser particularmente susceptibles a los efectos sub letales de los insecticidas, que pueden causar reducción del movimiento y afectar la orientación migratoria. Las investigaciones futuras deberían centrarse en la evaluación de estos efectos en las poblaciones.

4.2. Rodenticidas

Los rodenticidas son los más utilizados con fines agrícolas, tales como la protección de los cultivos y el almacenamiento de granos de plagas de roedores. Los rodenticidas anticoagulantes (RA) son los

⁷ Los herbicidas representan casi la mitad de los pesticidas utilizados en América del Norte, insecticidas 19%, fungicidas 13%, y el 22% restante incluye otros productos. Gianessi LP, Silvers CS. Trends in crop pesticide use: comparing 1992 and 1997: Office of Pest Management Policy, U.S. Department of Agriculture; 2000.

⁸ Szabo, J. K., Davy, P. J., Hooper, M. J., & Astheimer, L. B. (2009). Predicting avian distributions to evaluate spatiotemporal overlap with locust control operations in eastern Australia. *Ecological Applications*, 19(8), 2026-2037.

⁹ Mineau, P. (2009). Birds and pesticides: is the threat of a silent spring really behind us? *Pesticides News*, (86), 12-18.

rodenticidas más utilizados para controlar las plagas de roedores en todo el mundo.¹⁰ También son un componente integral de la agricultura moderna para el control de las poblaciones de roedores.¹¹

Las aves migratorias están expuestas a RA a través del consumo de cebos contaminados (primarios) o por el consumo de presas contaminadas (secundario). Se ha detectado una amplia exposición de las aves a los rodenticidas a través de programas de monitoreo de vida silvestre en Europa y América del Norte. Por ejemplo, se ha informado de altas tasas de detección de rodenticidas anticoagulantes en aves de presa recogidas a través de los programas de monitoreo de vida silvestre en Nueva York (49 por ciento de las 265 aves rapaces entre 1998-2001),¹² Francia (73 por ciento de las 30 aves rapaces, 2003),¹³ Gran Bretaña (37 por ciento de 351 búhos y cernícalos, 2003-2005),¹⁴ y el oeste de Canadá (70 por ciento de 164 búhos, 1988-2003).¹⁵ Sin embargo, las aves sometidas a programas de seguimiento (por ejemplo, las aves muertas encontradas por la población) es poco probable que representen con exactitud la prevalencia de la exposición en el medio silvestre, ya que la toma de muestras estará sesgada hacia individuos enfermos y muertos, por lo que es difícil estimar las tasas de exposición para las poblaciones de aves migratorias.

Las aves que se alimentan en los paisajes agrícolas tienen más probabilidades de exponerse a rodenticidas anticoagulantes, ya que el uso de estos productos se da principalmente en las zonas agrícolas. Sin embargo, la ecología de algunas especies las hace más propensas a estar expuestas que a otras dentro de estas áreas. Muchas especies de aves rapaces son especialmente propensas a exponerse a los rodenticidas debido a una dieta regular de roedores. Las especies de carroñeros pueden estar especialmente en riesgo porque se alimentan de cadáveres que podrían estar contaminados con rodenticidas. El milano real, por ejemplo, puede ser particularmente susceptible al envenenamiento secundario debido a la alta proporción de carroña en su dieta, incluidos los cadáveres de ratas.¹⁶

Si es probable que ocurra exposición a los rodenticidas anticoagulantes, el nivel de toxicidad de los RA tendrá gran influencia en el efecto correspondiente, ya sea letal o sub letal. Los efectos, en particular los efectos sub letales, de la exposición de una especie a los RA, tanto a nivel individual como de la población siguen siendo poco conocidos.¹⁷ La exposición sub letal a RA de segunda generación (que se utilizan más comúnmente y son más tóxicos para las aves que los RA de primera generación) puede dificultar la recuperación de las aves por colisiones o accidentes no mortales. También pueden afectar la capacidad de la caza a través de cambios de comportamiento, tales como letargo, lo que aumenta la probabilidad de

¹⁰ Sánchez-Barbudo, I. S., Camarero, P. R., & Mateo, R. (2012). Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Science of the Total Environment*, 420, 280-288.

¹¹ Tosh, D. G., Shore, R. F., Jess, S., Withers, A., Bearhop, S., Ian Montgomery, W., & McDonald, R. A. (2011). User behaviour, best practice and the risks of non-target exposure associated with anticoagulant rodenticide use. *Journal of environmental management*, 92(6), 1503-1508.

¹² Stone, W. B., Okoniewski, J. C., & Stedelin, J. R. (2003). Anticoagulant rodenticides and raptors: recent findings from New York, 1998–2001. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 70(1), 0034-0040.

¹³ Lambert, O., Pouliquen, H., Larhantec, M., Thorin, C., & L'Hostis, M. (2007). Exposure of raptors and waterbirds to anticoagulant rodenticides (difenacoum, bromadiolone, coumatetralyl, coumatfen, brodifacoum): epidemiological survey in Loire Atlantique (France). *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 79(1), 91-94.

¹⁴ Walker, L. A., Turk, A., Long, S. M., Wienburg, C. L., Best, J., & Shore, R. F. (2008). Second generation anticoagulant rodenticides in tawny owls (*Strix aluco*) from Great Britain. *Science of the Total Environment*, 392(1), 93-98.

¹⁵ Albert, C. A., Wilson, L. K., Mineau, P., Trudeau, S., & Elliott, J. E. (2010). Anticoagulant rodenticides in three owl species from western Canada, 1988–2003. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 58(2), 451-459.

¹⁶ Carter, I., & Burn, A. (2000). Problems with rodenticides: the threat to red kites and other wildlife. *British Wildlife*, 11(3), 192-197.

¹⁷ Burn, A. J., Carter, I., & Shore, R. F. (2002). The threats to birds of prey in the UK from second-generation rodenticides. *Aspects of Applied Biology*, 67, 203-212; Knopper, L. D., Mineau, P., Walker, L. A., & Shore, R. F. (2007). Bone density and breaking strength in UK raptors exposed to second generation anticoagulant rodenticides. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 78(3), 249-251.

morir de hambre. Sin embargo, existe evidencia limitada de que estos efectos estén ocurriendo en el campo.¹⁸

Hay una exposición generalizada de las aves rapaces a rodenticidas en los lugares donde se utilizan rodenticidas anticoagulantes de segunda generación en la agricultura, pero los efectos ecológicamente importantes (tanto letales como sub letales) de la exposición son en gran parte desconocidos. Además, se desconoce si hay algún efecto de la exposición a nivel de población. También existe escaso conocimiento de las tasas de exposición a RA de SG en las aves fuera de Europa, Norteamérica y Australasia.

Además de la investigación necesaria para determinar si hay efectos de población resultantes de la exposición generalizada en algunas especies, también se necesita más investigación para identificar la tasa de exposición a rodenticidas en especies distintas de aves rapaces, ya que cierta evidencia indica que los cebos a base de granos podrían resultar en una exposición de especies de aves granívoras

5. Fármacos veterinarios (AINE)

Los antiinflamatorios no esteroideos (AINE) se utilizan para tratar el ganado doméstico para el alivio de la inflamación y el dolor. El diclofenaco, un AINE que ha sido muy popular para los cuidados veterinarios de ganado en la India, Pakistán, Bangladesh y Nepal, es tóxico para varias especies de buitres. El resultado fue el envenenamiento de buitres carroñeros en toda la India, Pakistán, Bangladesh y Nepal, al contaminar cadáveres de ganado doméstico de los que tradicionalmente se alimentan los buitres. Antes de la prohibición de diclofenaco en estos países, era frecuente en los cadáveres de ganado y causó sustanciales disminuciones de las poblaciones de tres especies de buitres *Gyps* en Asia meridional. Continúan las investigaciones para determinar la eficacia de la prohibición.

El uso de diclofenaco en las regiones fuera de Asia del Sur puede representar un riesgo de envenenamiento para otros buitres. Por ejemplo, la promoción de diclofenaco en el continente africano podría suponer un riesgo para los buitres en esta región, entre ellos el buitre dorsiblanco africano (*Gyps africanus*) y el amenazado buitre del Cabo (*Gyps coprotheres*) debido a la sensibilidad de estas especies al diclofenaco. No obstante, los niveles de exposición pueden ser diferentes en África, a través de, por ejemplo, la eliminación de los cadáveres de ganado de las áreas abiertas y la variación en la dieta de los buitres.

Los próximos pasos son: (1) evaluar los efectos de otros AINE sobre los buitres; (2) identificar alternativas seguras para los buitres (hasta ahora sólo se ha demostrado para meloxicam que tiene baja toxicidad para los buitres *Gyps*); (3) determinar si el diclofenaco/AINE son tóxicos para otros buitres y rapaces; y (4) evaluar los efectos del diclofenaco/AINE sobre buitres en zonas fuera de Asia del Sur, especialmente en las zonas donde es probable estén disponibles cadáveres de ungulados domésticos como carroña.

¹⁸ Thomas, P. J., Mineau, P., Shore, R. F., Champoux, L., Martin, P. A., Wilson, L. K., ... & Elliott, J. E. (2011). Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environment international*, 37(5), 914-920.