

Efecto de los plaguicidas en pequeños mamíferos: Implicaciones de sustentabilidad

PhD Mohammad H. Badii¹, S. Hernández y S. Guerrero

Resumen. Se analizan los efectos de plaguicidas sobre los roedores y el medio ambiente. Se describen los efectos de envenamamiento de tipo agudo, crónico y secundario. Se describen los efectos directos e indirectos de los plaguicidas y herbicidas sobre la vida silvestre mencionando los impactos de estos compuestos químicos en la dinámica poblacional de los mamíferos pequeños. Se analizan el efecto de la mezcla de los contaminantes con los desechos con implicaciones para la vida silvestre.

Palabras clave: Efectos ambientales, mamíferos pequeños, pesticidas, vida silvestre

Abstract. The effects of pesticides on rodents and the environment are analyzed. The impact of different types of poisoning such as acute, chronic and secondary are noted. The direct and indirect effects of pesticides and herbicides on the wildlife with the impacts on the population dynamics of small mammals are described. The implications of the effect of the mixture of chemical pollutants and urban wastes for the wildlife are analyzed.

Key words: Environmental impacts, pesticides, small mammals, wildlife

Introducción

Se entiende por plaguicida a cualquier sustancia o mezcla de sustancias con la cual se pretende prevenir, destruir, repeler o atenuar alguna plaga. A su vez, se entiende por plaga a cualquier organismo que interfiera con la conveniencia o bienestar del hombre u otra especie de su interés (Vega, 1985).

Los plaguicidas son un conjunto de sustancias con características muy diversas, en el que se distinguen dos grandes grupos. En un grupo sus elementos están definidos por el tipo de uso del plaguicida, según el organismo sobre el que actúan, y

así tenemos: los insecticidas, los herbicidas, los acaricidas, los fungicidas, los raticidas, etc (Tabla 1). Otro grupo está determinado de acuerdo a la estructura química de las sustancias con actividad plaguicida, tales como los plaguicidas organoclorados, los organofosforados, los carbamatos, los ácidos carboxílicos, los piretroides, las amidas, las anilinas, los derivados alquil de urea, los compuestos heterocíclicos con nitrógeno, los fenoles, las imidas, los compuestos inorgánicos, etc. (Tabla 2). En Estados Unidos se encuentran registrados 10,000 plaguicidas diferentes, de éstos se producen anualmente más de 500,000 toneladas (Vega, 1985, Tabla 1).

Tabla 1. Uso mundial de los plaguicidas agrupados según su tipo de acción y distribución porcentual.

Grupo I Plaguicida	Plaguicida
Herbicidas (45%)	Organoclorados, dinitrofenoles, ácidos carboxílicos, ácidos oxialcanoicos, anilinas, triazinas, tiocarbamatos, organofosforados, otros.
Insecticida (32%)	Organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretroides, otros
Fungicida (18%)	Organoclorados, fenoles, ditiocarbamatos, otros.
Otros (5%)	Otros

La era industrial moderna incluye un realce en la agricultura, lo que trae consigo un incremento en el uso de plaguicidas (Sheffield et al. 2001) particularmente por medios químicos, un gran número de procesos naturales así como las especies que forman parte de ellos se han visto afectados.

Existen amplias evidencias que muestran los daños ocasionados a la fauna silvestre a partir de su exposición a sustancias tóxicas. Esto ha conducido al establecimiento de una área, dentro de la toxicología, enfocada al estudio de los efectos de los contaminantes ambientales en la vida silvestre. Este campo de la toxicología, denominado toxicología en la vida silvestre (Wildlife Toxicology), se encarga

¹ UANL. San Nicolás, NL. mhbadii@yahoo.com.mx

del estudio de los efectos de los contaminantes ambientales en la reproducción, salud y bienestar de la vida silvestre (Kendall, 1994).

Las especies silvestres que viven cerca de zonas agrícolas, pueden beneficiarse de los cultivos, pero también pueden estar inadvertidamente expuestas a los plaguicidas usados para reducir las

plagas de insectos, hierbas y enfermedades de los cultivos. Así mismo, la expansión urbana, no solo consume los hábitats, sino que también pone nuevamente en contacto a la fauna silvestres con pesticidas usados en jardines, parques, programas de control de plagas como mosquitos y ratones etc.

Tabla 2. Tipos de Plaguicidas (Smith & Smith, 2000).

Plaguicidas	Características	Ejemplos
Hidrocarbonos clorados	Solubles en lípidos; se acumulan en los tejidos grasos de los animales; son transferidos a través de la cadena alimenticia; tóxicos para una gran variedad de animales; persisten a largo plazo.	DDT, aldrín, lindano, clordano, mirex
Organofosfatos	Solubles en agua; se infiltran hasta alcanzar las aguas subterráneas; menos persistentes que los hidrocarbonos clorados; algunos afectan al sistema general -son absorbidos por las plantas, transferidos a las hojas y tallos, donde quedan al abasto de insectos que comen hojas o se alimentan de sabia.	Malatión, paratión
Carbamatos	Derivados de ácidos carbamáticos; matan a un espectro limitado de insectos, pero son altamente tóxicos para los vertebrados; persistencia relativamente baja.	Sevin, carbaril
Diflubenesurón	Interfiere en la formación del exoesqueleto en las larvas de insectos que mudan. Se ha utilizado en el control de la mariposa lagarta, aunque no es selectivo, con lo cual afecta a todas las orugas de lepidópteros que están en fase de desarrollo en el momento de la aspersión.	Dimelín
Vegetales	Afectan al sistema nervioso; menos persistente que los plaguicidas; entre los más seguros en cuanto a su utilización; algunos son utilizados en insecticidas caseros.	Piretrinas, aerosoles con base de nicotina, rotenona

Cada especie ocupa cierto nicho, el cual incluye alimento, cobertura, agua, espacio y sitios de reproducción. Por lo que el conocimiento de las relaciones biológicas y ecológicas de cualquier planta o animal y el papel que la especie juega en el ecosistema, es necesario para evaluar el impacto potencial de un pesticida específico sobre una especie en particular. El impacto de un plaguicida específico puede ser negativo, neutral o positivo a una especie o su hábitat, tanto como el residuo químico se mueva a través del suelo, agua, alimento o aire.

Sin embargo, no todos los plaguicidas tienen efectos determinantes, ni sus residuos necesariamente inducen consecuencias serias en la vida silvestre. El impacto potencial puede ser evaluado simultáneamente considerando la disponibilidad del plaguicida o sus productos de degradación, las propiedades toxicológicas, y las características ecológicas de la exposición. Debido a la complejidad de estos temas, muchas disciplinas científicas pueden jugar un papel tanto en los

estudios como en la interpretación de los resultados. Los resultados de estudios científicos ayudan a numerosas agencias de recursos naturales federales y estatales a evaluar y manejar los efectos de los pesticidas en la vida silvestre, incluyendo las especies en peligro.

El grado del impacto directo que un pesticida tiene en la vida silvestre es determinado por la sensibilidad de la especie a los químicos y al grado de exposición. ¿Pero como hacer seguros los pesticidas para la vida silvestre? No cabe duda que este tema es de gran complejidad para los biólogos y toxicólogos que intentan evaluar el efecto de los plaguicidas en la vida silvestre.

Tipos de envenenamiento de la vida silvestre por plaguicidas

Los plaguicidas son aplicados en muchas formas, a bosques, tierras de pastoreo, hábitats acuáticos, tierras de cultivos, jardines, entre otros. Su uso difundido hace que los residuos de estos

pesticidas entre en contacto de manera inevitable con la vida silvestre. El envenenamiento de la vida silvestre por plaguicidas puede ser el resultado de exposiciones agudas o crónicas. Adicionalmente, los plaguicidas pueden impactar la vida silvestre por exposición secundaria ó a través de efectos indirectos sobre el animal o su hábitat.

Envenenamiento agudo

Las exposiciones cortas de algunos plaguicidas pueden matar o enfermar la vida silvestre. Ejemplos de envenenamientos agudos incluyen las muertes de peces que son causadas por los residuos de plaguicidas que son acarreados a estanques, arroyos ó ríos, por medio de derrames superficiales o rociamientos a la deriva; y las muertes de aves causadas por alimentarse de vegetación, insectos, semillas o sebos tratados o contaminados con plaguicidas. Este tipo de envenenamiento generalmente puede ser establecido mediante el análisis de tejidos de los animales afectados o por la investigación de impactos sobre los procesos bioquímicos (ejemplo: niveles de colinesterasa en sangre o tejido cerebral). En general, el envenenamiento agudo de la vida silvestre toma lugar sobre un corto periodo de tiempo, impacta áreas geográficas muy localizadas y esta ligado a un plaguicida en particular.

Envenenamiento crónico

La exposición de la vida silvestre por largos periodos de tiempo, a ciertos niveles de plaguicidas, no resulta, inmediatamente, en efectos letales. El mejor ejemplo conocido de un efecto crónico en vida silvestre, es el del insecticida organoclorado DDT sobre la reproducción en ciertas aves de presa. El DDT y otros plaguicidas organoclorados como el dieldrín, endrín y clordane han sido implicados en la mortalidad de aves, resultado de exposiciones crónicas. La reducción de estos componentes en los 70s y principios de los 80s ha resultado en la disminución de los residuos organoclorados en la mayoría de las áreas, y una mejora en la reproducción de aves, como el águila calva. Sin embargo, los plaguicidas organoclorados que hoy en día son usados en otros países, pueden poner en riesgo a aves migratorias.

Envenenamiento secundario

Los plaguicidas pueden impactar la vida silvestre a través de envenenamiento secundario, por ejemplo, cuando un animal consume presas que contienen residuos de plaguicidas. Ejemplos de

envenenamientos secundarios son: las aves de presa que se enferman después de alimentarse de un animal muerto o moribundo por exposición aguda a unos plaguicidas; y la acumulación y movimiento de químicos persistentes en las cadenas alimenticias.

Efectos indirectos

Los plaguicidas pueden impactar la vida silvestre indirectamente cuando una parte de sus hábitats o alimentos son modificados. Por ejemplo: los herbicidas pueden reducir el alimento cobertura y sitios de anidación de poblaciones de insectos, aves y mamíferos; los insecticidas pueden disminuir las poblaciones de insectos de las cuales se alimentan aves y peces; se pueden disminuir las poblaciones de insectos polinizadores y por lo tanto disminuir la polinización de plantas. El estudio de efectos indirectos es un área emergente y una de las más difíciles de investigar.

Efectos de los plaguicidas en la vida silvestre

La vida silvestre es una parte importante de la salud del medio ambiente. Peces y otras especies silvestres, incluyendo las que están en peligro como el halcón peregrino y el águila calva, entre otras, han sido víctimas de envenenamientos por plaguicidas. Si unos plaguicidas altamente tóxicos entra en sistemas acuáticos, los costos ambientales pueden ser muy altos. En Canadá se han reportado muertes de peces relacionadas a plaguicidas. Algunos de estos reportes involucran a miles de peces, así como otras especies, incluyendo: ranas, tortugas, mejillones y aves acuáticas, entre otras. Por otro lado, los plaguicidas que no son altamente tóxicos pueden aun así ser dañinos a la vida silvestre, afectando sus requerimientos básicos, como puede ser: la reducción de la abundancia de sus presas para alimento y la cobertura del hábitat. Así como resultar en la reducción de la producción de huevos y nacimientos en peces, abandono de nidos y crías, baja resistencia a enfermedades, disminución en el peso corporal, cambios hormonales y cambios en comportamiento, por ejemplo, poco rechazo a depredadores. En general, las consecuencias de dosis subletales de plaguicidas, en muchas de especies silvestres, pueden ser: reducción en supervivencia de adultos y bajas abundancias poblacionales (WWF, sin año).

Efectos de los plaguicidas en mamíferos silvestres

En particular, los mamíferos silvestres acumulan residuos de plaguicidas organoclorados a partir de su alimento principalmente, de acuerdo con

el grado de exposición y con las diferencias fisiológicas en su habilidad para metabolizar y excretar esos compuestos. Al igual que en las aves, los residuos de DDE y dieldrín predominan en este grupo animal, presumiblemente como un reflejo tanto del uso y persistencia de esos compuestos o de sus precursores, DDT y aldrín. Otros químicos, incluyendo endrín, clordano, entre otros, ocurren ocasionalmente en los mamíferos silvestres.

En términos ecotoxicológicos, los pinípedos representan un grupo de animales de particular interés. La naturaleza de solubilidad en grasa de muchos contaminantes persistentes producidos por la civilización humana, junto con el nivel trófico que ocupan la mayoría de los pinípedos, ubica a estos mamíferos predominantemente marinos entre los grupos de animales más contaminados. Se han registrado plaguicidas persistentes en la grasa y en otros tejidos de pinípedos que habitan aguas adyacentes a regiones industrializadas y agrícolas. Los plaguicidas que han sido más frecuentemente encontrados en estos mamíferos son los organoclorados, incluyendo algunos del grupo HCH, ciclodines (clordano, dieldrín, endrín, heptaclor, heptaclor epoxido, entre otros) y algunos del grupo de los DDT. Se ha reconocido que los plaguicidas pertenecientes a éste último grupo tienen propiedades estrogénicas, anti-androgénicas y anti-prostaglandinas (Ross y Tríos 2001).

Los difenilos policlorados (DPC) son absorbidos por los mamíferos a través del sistema gastrointestinal, los pulmones y la piel. Se acumulan, particularmente, en tejido adiposo y se advierte alguna transferencia por la placenta. La excreción en mamíferos se realiza fundamentalmente por las heces, en las cuales los DPC aparecen como metabolitos fenólicos (OMS/OPS 1979). Entre los efectos tóxicos de los DPC, en este grupo, son la hepatomegalia, que puede llegar a causar lesión hepática.

En mamíferos pequeños las consecuencias pueden ser varias. Clark et al. (1995), en un estudio para determinar residuos de organoclorados en muestras de guano, principalmente del murciélago mexicano de cola libre (*Tadarida brasiliensis*) en el norte de México, citan que el DDE fue el residuo más abundante encontrado en el guano dentro de cada una de las cuevas estudiadas. Sin embargo, en todos los casos se observaron bajas concentraciones, siendo la más alta de 0.99 ppm. Señalan que se desconoce el impacto de la presencia de insecticidas organoclorados y carbamatos en murciélagos.

Las musarañas parecen ser muy propensas a la acumulación de residuos de pesticidas. En un estudio realizado por Dimond y Sherburne (1969), se colectaron varios tipos de pequeños mamíferos en un

bosque de Maine, a varios intervalos de tiempo, cubriendo un periodo de nueve años, después de aplicaciones simples de DDT a una dosis de 1.2 kg/ha para el control de una plaga. En el año del tratamiento, musarañas colectadas en ese sitio (*Blarina brevicauda*, *Microsorex hoyi* y *Sorex sp.*), contenían un promedio de 15.58 ppm (0.27-40.91) de DDT y sus metabolitos en cadáveres de éstas especies. En cambio ratones y tuzas (*Peromyscus sp.* y *Clethrionomys gapperi*), contenían un promedio de 1.06 ppm (0.43-2.69). Las diferencias fueron evidentes también en áreas no tratadas, ya que en tanto ratones y tuzas contenían 0.03 ppm, las musarañas contenían 0.30 ppm. Esas relaciones permanecieron a lo largo de varios años después del tratamiento; residuos en musarañas promediaron de 10 a 36 veces más respecto a los registrados en ratones y tuzas. Los ratones y tuzas recolectados entre 8 y 9 años después del tratamiento contenían 0.03 ppm, tan solo el 4% de la cantidad registrada el año del tratamiento. En cambio las musarañas recolectadas entre 8 y 9 años después contenían 1.18 ppm, 8% de la cantidad registrada en el año del tratamiento.

Respecto a efectos en el sistema inmune, organoclorados como el lindano y el hexaclorobenceno incrementan la susceptibilidad de ratones a infecciones de malaria; y el DDT incrementa el porcentaje de mortalidad de ratones expuestos al virus de encefalomiocarditis (Fairbrother, 1994). Insecticidas organofosforados también han mostrado efectos inmunosupresivos en estudios de laboratorio. Demethoato, dichorvos, methyl parathion y malathion decrecen la cantidad de anticuerpos en ratones, ratas y conejos. El methyl parathion ha mostrado también un incremento en la susceptibilidad de ratones a infección por *Staphylococcus typhimurium* y decrece la proliferación de linfocitos. El Carbaryl y carbofuranos insecticidas de carbamatos, son también inmunoreactivos y disminuyen la producción de anticuerpos, decreciendo las respuestas de las células T, en ratas y ratones, disminuyendo la resistencia a *Giardia muris* y *Escherichia coli* o *Staphylococcus* (Fairbrother, 1994).

Relativamente pocos estudios han examinado los efectos de los contaminantes ambientales en el sistema inmune de especies de vida silvestre. El ratón venado (*Peromyscus maniculatus*) ha sido expuesto, en estudios de laboratorio, a reguladores del crecimiento de plantas tales como Glyphosyne y Arochlor, 1254 (una mezcla de PCBs), resultando en una disminución en las cantidades de glóbulos blancos, hemolisinas y reducción del número de células del bazo capaces de producir anticuerpos, lo cual también ocasionó viremia,

seguida por una infección de virus de la encefalitis venezolana (Fairbrother, 1994).

En general, los roedores han sido usados como centinelas en estudios toxicológicos en vida silvestre (Sheffield et al., 1998. citado en: Sheffield et al., 2001), especialmente en áreas de residuos peligrosos, áreas radioactivas o áreas de cultivo (Sheffield et al., 2001).

Al comienzo de la era moderna de los pesticidas, varios estudios han documentado que las poblaciones de roedores silvestres no fueron afectadas después de las aplicaciones de DDT en bosques y áreas de cultivo (Stickel, 1946, 1951, Jacson, 1952. Citados en: Sheffield et al., 2001), mientras que, poblaciones de varias especies de aves tuvieron efectos dramáticos. Coincidentemente, los rodenticidas fueron rápidamente desarrollados y probados en campo. Pero en el naciente campo de la “ecología de la contaminación”, se ha enfatizado en la protección de aves, mientras que el efecto de los contaminantes en mamíferos pequeños permanece más bajo el dominio del control de plagas y animales dañinos (Kverno, 1954, Kverno et al., 1965). Sin

embargo, la respuesta de comunidades de mamíferos pequeños a ambientes contaminados ha sido estudiada solo raramente (Clark et al., 1996, Sheffield, 1996, Lochmiller et al., 2000, Sheffield y Lochmiller, 2000. Citados en: Sheffield et al., 2001)

Estudio de caso del efecto de plaguicida en la dinámica poblacional de un roedor silvestre

Albers et al. (1990), probaron el efecto del insecticida Carbofuran granular en la dinámica poblacional del ratón de patas blancas (*Peromyscus leucopus*). Trabajaron en dos áreas, una manejada por la Estación para la investigación de plantas de la Universidad de Maryland y la otra cerca de una granja en Pennsylvania. En el área de Maryland se eligieron 2 sitios que previamente fueron usados para producción de soya. En Pennsylvania se eligieron 4, dos en los cuales durante el invierno estuvieron cubiertos por centeno. El Carbofuran fue usado en 3 de los 6 sitios (Tabla 3). El carbofuran como Furadan 15G granular, fue aplicado por debajo de la superficie durante la plantación.

Tabla 3. Sitios de Maryland y Pennsylvania usados en este estudio (Modificado de Albers et al., 1990).

Sitio	Tamaño (ha)	Carbofuran (kg/ha)	Residuos de planta
Md.			
NT-1	3.2	-	Soya
NT-2	4.0	11.22	Soya
Pa.			
Corn-1	4.0	7.9	Maíz
Corn-2	4.0	-	Maíz
Rye-R	5.7	7.9	Centeno y maíz
Rye-L	4.0	-	Centeno y maíz
Rye-N	4.7	-	Centeno y maíz

Los muestres de roedores se realizaron antes de la plantación (marzo-abril), después de la plantación (mayo) y al final de la temporada de crecimiento (julio agosto) en 1986. En Maryland se trabajaron 8 noches consecutivas y en Pennsylvania 7 noches consecutivas. Los individuos capturados fueron marcados, pesados, se determinó el sexo y la actividad reproductiva. La distancia media de desplazamiento entre capturas sucesivas se consideró como el movimiento de un individuo. Se tomaron muestras de sangre de los individuos capturados antes y después de la plantación para determinar la exposición al carbofuran aplicado al tiempo de la plantación.

Los sitios fueron comparados en pares, (corn-1 y corn-2, rye-R y rye-L o rye-N, NT-1 y NT2), antes de la plantación (antes de la exposición), después de la plantación (efectos inmediatos a la exposición) y al final de la temporada (efectos residuales).

Encontraron que no hubo diferencias significativas en el tamaño poblacional del ratón de patas blancas, entre los sitios rye-R y rye-L antes de la plantación ($z = 0.00$, $P = 0.99$). Después de la plantación, el tamaño poblacional fue significativamente más bajo en rye-R que en rye-N ($z = 2.20$, $P = 0.03$). Y al final de la temporada los sitios NT-1 y NT2 ($z = 0.44$, $P = 0.66$) y corn-1 y corn-2 ($z = 0.13$, $P = 0.90$) tuvieron un tamaño poblacional similar, mientras que en rye-R fue más alto que en rye-N ($z = 4.56$, $P < 0.01$) (Tabla 4). Las pruebas entre los pares y periodos de tiempo faltantes, no se reportan debido a que el tamaño muestreado fue muy pequeño para ser calculado mediante el programa CAPTURE. Sin embargo en todos los casos, el número de individuos capturados fue similar entre los sitios a comparar.

En Pennsylvania la masa del cuerpo del ratón de patas blancas antes de la plantación no fue significativamente ($P > 0.05$) relacionado al sexo,

cobertura del sitio o a la futura utilización de carbofuran (ANOVA 3-factores). Los movimientos después de la plantación no fueron relacionados significativamente con el sexo, cobertura del sitio y a la utilización del carbofuran (ANOVA 3-factores). Al final de la temporada, no hubo diferencias significativas en la masa del cuerpo y movimientos relacionados a la utilización del carbofuran en Pennsylvania y Maryland. Concluyeron que la presencia del carbofuran no tuvo efectos aparentes en los movimientos y masa del cuerpo del ratón de patas blancas en Maryland o Pennsylvania. Las

estimaciones poblacionales para el sitio rye-R (con carbofuran) fueron significativamente menores que para el sitio rye-N (sin carbofuran) después de la plantación, pero significativamente más que en rye-N al final de la temporada (Tabla 4). Es posible que el riesgo presente del carbofuran pudiera haber disminuido durante las 5-6 semanas entre los periodos de trampeo, aunque los efectos subletales en los individuos y en una población reducida podrían permanecer.

Tabla 4. Numero de individuos capturados (n), tamaño poblacional (N) en los sitios de Maryland y Pennsylvania (Modificado de Albers et al., 1990).

		Antes de plantación			Después de la plantación			Al final de la temporada		
sitio	carbofuran	n	N	SE(N)	n	N	SE(N)	n	N	SE(N)
Md.										
NT-1		2			1			11	11	0.6
NT-2	x	3			1			22	76	147.8
Pa.										
Corn-1	x	5	6		3	3		35	52	16.7
Corn-2		3	3		3	3		33	49	15.9
Rye-R	x	11	13	1.7	13	13*	0.6	21	30*	4.1
Rye-L		12	13	1.6						
Rye-N					15	32*	8.6	11	11*	0.6

* Comparaciones significativamente diferentes (P = 0.05).

Sin embargo, el marcado cambio en el tamaño poblacional registrado al final de la temporada en rye-R, puede ser atribuido a una rápida recuperación del sitio ó a otros factores ambientales, debido a que los resultados de la química de la sangre indicaron que 1) el ratón de patas blancas no ingirió o absorbió suficiente carbofuran para inhibir RBC AchE (células rojas de la sangre acetilcolinesteraza), 2) los individuos en el campo con o sin carbofuran no se registraron anémicos o deshidratados (hematocrito (HCT) esperado o similar) y 3) los individuos de los dos sitios tuvieron similar función del hígado (alanina aminotransferasa ALT), por lo que consideran improbable que el carbofuran cause una reducción en la población in rye-R después de la plantación.

Estudio de caso de los herbicidas sobre poblaciones de roedores silvestres

Sullivan, et al. (1998), realizaron un estudio a largo tiempo (5 años después de la aplicación de herbicida) para examinar la respuesta de las poblaciones de dos roedores a al aplicación de herbicida, en bosque de abeto dominado por vegetación de primer crecimiento (5-10 años después del desmonte) en British Columbia, Canadá. Probaron la hipótesis: 1) de que las alteraciones del

hábitat inducidas por el herbicida, reducen las poblaciones de mamíferos pequeños en bosque de abeto subboreal; y 2) determinaron la influencia de la aplicación de herbicidas en la reproducción, sobrevivencia y crecimiento en las poblaciones del ratón venado (*Peromyscus maniculatus*) y el ratón rojo de campo (*Clethrionomys gapperi*).

Ubicaron 8 sitios de muestreo, colocando 4 en un área húmeda y 4 en un área húmeda-fría. En cada área se seleccionaron 2 sitios para la aplicación de herbicida, 2 sitios ya tratados y 4 sitios de características fisiográficas y de vegetación similares, que sirvieron como control a cada sitios de tratamiento por herbicida, los cuales fueron colocados lo más cerca posible a cada sitios de tratamiento. Cada par de sitios tratados y no tratados, fueron considerados como 4 bloques en un diseño de bloques completamente al azar: 2 para el área húmeda y 2 para el área húmeda -fría. Este diseño incorpora repeticiones, espacial (4 repeticiones) y temporal (4 años), para un total de 16 repeticiones. Cada sitio tratado fue rociado por helicóptero con herbicida glyfosato (2.14 kg/ha de ingrediente activo), durante 17-28 de agosto de 1987. Debido a la pobre aplicación de 1987, uno de los sitios de tratamiento tuvo que ser tratado nuevamente en 1988.

Los roedores fueron muestreados de agosto a octubre de 1987, de mayo a octubre de 1988 y 1989, de julio a octubre de 1991 y de junio a octubre de 1992. En cuadrículas de una hectárea, colocando 7 x 7 trampas de captura viva. Cada roedor capturado fue marcado y pesado, se reconoció el sexo y su condición reproductiva. Se clasificaron como adultos y juveniles según el peso. Fueron liberados en el sitio de captura inmediatamente después del proceso. La abundancia poblacional en los sitios control y los pre-tratados, fueron similares en el ratón venado ($t_3 = 0.38$, $P = 0.75$) y el ratón rojo de campo ($t_3 = 0.20$, $P = 0.86$). Estas comparaciones fueron usadas como un indicador de la similitud de las poblaciones de los sitios de control y pre-tratados antes de la aplicación del herbicida.

Para el ratón rojo de campo encontraron que, el número de individuos fue consistentemente más alto ($F_{1,15} = 6.39$, $P = 0.03$) en los sitios control que en los tratados durante 1988-92 (Tabla 5). No hubo diferencias consistentes entre las poblaciones de los sitios de control y los tratados en la proporción de machos y hembras adultos. Sin embargo, hubo un

promedio más alto en el éxito de preñez en las áreas control que en las tratadas ($F_{1,15} = 6.66$, $P = 0.02$). La estimación de la tasa de sobrevivencia para verano e invierno fue más alta ($F_{1,24} = 10.04$, $P = 0.01$) en las áreas tratadas que en las control. Al parecer los tratamientos herbicidas tampoco ocasionaron efectos detectables en la masa del cuerpo en machos ($F_{1,11} = 0.04$, $P > 0.75$) y hembras ($F_{1,12} = 0.36$, $P = 0.58$). Por el contrario, para el ratón venado, se encontró que fue similar ($F_{1,15} = 2.03$, $P = 0.20$) el número de individuos entre los sitios tratados y los control de 1988-92 (Tabla 5). No hubo diferencias consistentes entre las poblaciones de los sitios de control y los tratados en la proporción de machos y hembras adultos. Tampoco hubo diferencia ($F_{1,15} = 2.18$, $P = 0.18$) en el éxito de preñez entre los sitios tratado y los control. La estimación de la tasa de sobrevivencia no presentó diferencia ($F_{1,24} = 0.18$, $P = 0.70$) para verano e invierno. La masa del cuerpo de machos ($F_{1,8} = 1.25$, $P = 0.32$) y también fue similar entre los sitios tratados y los control.

Tabla 5. Tamaño poblacional del ratón rojo de campo (*Clethrionomys gapperi*) y ratón venado (*Peromyscus maniculatus*) según el modelo de Jolly-Seber e intervalos de confianza 95%, durante cada año en los sitios control y los sitios con tratamiento. El año pre-tratamiento fue en 1987, después del tratamiento de 1988-1991. C = sitio control, T= sitio con tratamiento, n = número de periodos de trampeo.

Repetición		1987 (n = 5)		1988 (n = 8)		1989 (n = 8)		1991 (n = 6)	
Especie	Sitio	m	95%	m	95%	m	95%	m	95%
Repetición 1									
Ratón rojo de campo	C	8	15.4	0.3	1.1	7.5	12.9	5.1	11.1
	T	6.8	13.5	0.0		2.9	5.8	9.5	15.2
	C	3.2	4.4	0.6	1.3	2.0	3.6	1.2	2.1
Ratón venado	T	1.4	4.2	0.1	0.6	0.9	1.4	0.8	0.9
Repetición 2									
Ratón rojo de campo	C	0.2	11.2	0.3	1.1	0.6	2.0	0.8	2.8
	T	0.4	1.4	0.1	0.6	1.4	5.9	0.0	
	C	13.8	21.9	3.8	4.1	4.6	7.4	5.8	16.1
Ratón venado	T	2.8	7.4	0.5	1.8	1.4	4.0	4.2	9.3
Repetición 3									
Ratón rojo de campo	C	11.3	13.6	0.9	1.1	10.3	15.0	9.8	12.7
	T	7.4	15.3	0.1	0.6	9.0	13.5	5.6	9.8
	C	4.6	3.4	0.9	1.1	2.6	2.8	2.8	4.7
Ratón venado	T	9.3	12.2	3.0	4.0	1.4	3.1	7.2	6.2
Repetición 4									
Ratón rojo de campo	C	21.8	27.9	1.1	2.3	8.6	7.4	10.9	13.3
	T	28.9	7.3	0.0		4.9	7.4	6.6	15.5
	C	7.6	13.1	0.1	0.6	0.0		9.3	12.8
Ratón venado	T	24.8	14.0	8.4	10.6	19.7	12.6	38.2	18.8

Concluyeron que aunque el tratamiento herbicida redujo los arbustos y el volumen de hierbas, la comunidad de mamíferos pequeños no fue afectada por el tratamiento de herbicida, debido a que la vegetación debajo del estrato herbáceo no fue sustancialmente afectada. Pero que cuando la vegetación es reducida por el tratamiento herbicida, aunque temporalmente, algunas poblaciones de mamíferos pequeños pueden ser temporalmente afectadas, hasta que los requerimientos de alimento y cobertura son re-establecidos. Este patrón parece evidente en este estudio, particularmente para el ratón rojo de campo.

La baja abundancia y pobre reproducción del ratón rojo de campo en los sitios tratados en este estudio, puede ser explicado por la alteración en la disponibilidad de alimento junto con la reducción en la cobertura y humedad, debido a que el ratón rojo de campo requiere de condiciones templadas con abundante cobertura del sotobosque. Sin embargo, sobrevive significativamente mejor en áreas tratadas que en las áreas de control, posiblemente debido a la baja densidad poblacional en los sitios alterados. Además, la similitud en la masa del cuerpo entre las áreas tratadas y las control, sugieren que la calidad del hábitat puede no haberse visto comprometida con el tratamiento del herbicida, al menos en términos de masa del cuerpo como un índice de condición dentro de esta población.

Estudio de caso en una comunidad de mamíferos pequeños

En varios estudios se ha comprobado la influencia de la densidad de arbustos y hierbas, cobertura y volumen del foliaje y diversidad de la vegetación, en la composición de comunidades de mamíferos pequeños (Miller & Ges, 1977, Yahner, 1986. Citados en: Santillo et al., 1989. Rosenzweig & Winakur, 1969, Dueser & Schugart, 1978). Santillo et al., (1989), realizaron un estudio en el condado de Piscataquis, Maine, Estado Unidos, en 1985-86. Estudiaron la relación entre el uso de herbicidas, los cambios en la vegetación y la comunidad de mamíferos pequeños. Probaron la hipótesis de que los herbicidas podrían afectar a los mamíferos pequeños mediante la alteración de la estructura y cobertura vegetal y la reducción de plantas e insectos como fuentes de alimento.

Se seleccionaron 6 sitios con 4- 5 años de haber sido desmontados y aplicado tratamiento herbicida para reprimir la regeneración de coníferas. Dos sitios fueron tratados con herbicida 2 años atrás (1983), 2 sitios fueron tratados con herbicida después de un año de muestreo, para proveer datos antes (1985) y después (1986) de la aplicación de

herbicida y 2 sitios fueron usados como sitios control, a los cuales no se les aplicó herbicida. Con esto se obtuvieron datos de: 2 sitios control (A, B, sin aplicación de herbicida), 2 sitios con efectos después de un año de aplicación de herbicida (A85, B85), 1 sitio con efectos después de dos años de aplicación de herbicida (C83) y 1 sitio con efectos después de tres años de aplicación de herbicida (D83). Todos los tratamientos de herbicida fueron con glyphosato y fue aplicado mediante helicóptero a una taza de 4.7 L de ingrediente activo/42.1 L de agua/ha.

Para probar la hipótesis planteada, realizaron un análisis de la estructura vegetal mediante parcelar circulares, tomaron la temperatura al nivel del suelo para examinar el efecto de la remoción del foliaje en el microclima y se capturaron invertebrados mediante redes y trampas de caída. Los pequeños mamíferos fueron muestreados en cada uno de los sitios en gradillas de 18 x 8 trampas. Todos los sitios fueron muestreados simultáneamente por 5 noches consecutivas en julio y 3 en octubre de 1985-86. Las especies de pequeños mamíferos capturadas fueron catalogadas como insectívoras, omnívoras o herbívoras.

Encontraron que la cobertura total de arbustos, hierbas y pastos fue más baja en todos los sitios tratados comparados con los sitios control (Tabla 6). Así mismo la riqueza de arbustos y hierbas se redujo en un 50 y 30 % respectivamente en todos los sitios tratados comparados con los sitios control (Tabla 6). El promedio de la temperatura al medio día al nivel del suelo en días soleados fue de 11/C más alto en A85 comparado con el sitio control (A). El número de invertebrados capturados en redes fue 79% menor en A85 y 26% en C83 que en los sitios control. Mientras que los capturados en trampas de caída fueron 29% menos en los mismos sitios comparados con los sitios control (Tabla 7).

Capturaron en total 1,065 individuos de pequeños mamíferos. El 72.1% de las capturas fueron de insectívoros, la especie más común fue la musaraña (*Sorex cinereus*, Fig. 11) con el 57.7% de las capturas, también se capturó a la musaraña pigmeo (*S. Hoyi*) (8.5%) y la musaraña de cola corta (*Blarina brevicauda*, Fig. 12) (4%). Los omnívoros y los herbívoros alcanzaron el 18.6 y 9.3% de las capturas y las especies más comunes fueron: el ratón venado (*Peromyscus maniculatus*) y el ratón rojo de campo (*Clethrionomys gapperi*), respectivamente. Las especies catalogadas como insectívoras fueron menos abundantes en el sitio D83 comparado con los sitios control. La musaraña fue menos abundante en los sitios tratados C83 y D83 que en los sitios control. La musaraña pigmeo fue menos abundante en los sitios tratados

A85, B85 y C83 que en los sitios control. La musaraña de cola corta fue poco común en todos los sitios en 1985, pero en 1986 se capturo más en los sitios control que los sitios tratados A85, B85 y D83. Los omnívoros no mostraron tendencia entre los tratamientos, de 1985 a 1986 las capturas declinaron en un 30-38% en todos los sitios incluyendo los de control. Aunque se capturaron pocos herbívoros, en los sitios tratados A85, B85 y C83 comparado con los sitios control, las capturas fueron similares entre los sitios control y el sitio D83.

Encontraron que la aplicación de herbicidas 4-5 años atrás altero la cobertura, fuentes de alimento y microclima de mamíferos pequeños. Los sitios tratados con herbicida en este estudio tuvieron menos cobertura y complejidad en la estructura de la vegetación que en los sitios no tratados. Por lo que, la alteración en la vegetación inducida por la aplicación de herbicida resultaron en cambios en la abundancia de mamíferos pequeños, sin embargo, la composición de especies fue similar a otros sitios en Manie (Burgason, 1977, Monthey, 1978. Citado en: Santillo et al., 1989).

Tabla 6. Parámetros de vegetación en los sitios de estudios. (0 a 3 años después del tratamiento, 1985-86.

		Sitios											
		Control				Tratamiento, 1985(a)				Tratamiento, 1983(a)			
		A		B		A85		B85		C83		D83	
Parámetros del hábitat	Año	x	S D	X	SD	x	SD	X	SD	X	SD	x	SD
Troncos duros (no./25m2)	1985	36.9	13	7.9	6	23.9	12	21.3	12	10.5	12	12.6	14
	1986	31.0	10	8.3	6	10.9	8	0.1	0.3	13.0	11	17.0	11
Troncos suaves (no./25m2)	1985	35.0	24	13.7	13	14.0	14	21.8	14	32.2	21	19.5	18
	1986	38.5	27	12.3	11	10.4	9	22.4	19	31.9	17	18.1	19
Tallos de frambuesa (no./0.5m2)	1985	3.4	2.0	5.6	2.9	7.5	4.0	5.1	3.2	3.1	2.7	2.9	2.7
	1986	1.9	1.0	7.4	3.1	1.2	2.5	0.4	1.3	3.9	3.7	4.0	2.5
Cobertura (altura m)	1985	1.7	0.6	0.8	0.4	1.5	0.5	1.1	0.5	0.5	0.4	0.8	0.3
	1986	1.9	0.4	0.9	0.2	0.4	0.2	0.2	0.1	0.6	0.1	0.9	0.3
Riqueza de malezas (no./200m2)	1985	13.8	1.8	9.6	3.7	8.0	3.1	11.6	3.9	7.3	1.6	7.7	3.2
	1986	12.1	3.3	9.7	3.1	5.6	2.3	8.0	2.2	5.9	2.6	7.2	3.9
Riqueza de arbustos (no./200m2)	1985	12.5	1.1	10.4	1.9	9.7	1.4	10.1	1.9	9.2	1.6	9.1	0.9
	1986	11.4	0.9	11.3	1.0	5.3	1.3	4.3	1.2	8.5	1.8	8.7	2.1
Suelo desnudo (5)	1985	6.0		11.0		80		5.0		35.0		30.0	
	1986	8.0		15.0		77.0		75.0		30.0		36.0	

(a) Tratamiento de 1985 = las mediciones de 1985 representan las mediciones antes del tratamiento (iguales a las de 1 control); las mediciones de 1986 representan 1 año después del tratamiento. Tratamiento de 1983 = las mediciones de 1985 representan 2 años después del tratamiento; las mediciones de 1986 representan 3 años después del tratamiento.

Concluyeron que las tres especies más comunes de musarañas y el ratón rojo de campo fueron menos abundantes en los sitios tratados con herbicida. Esto lo atribuyen a las necesidades

ecológicas de estas especies. Las musarañas requieren de hábitats húmedos con abundante disponibilidad de insectos para alimento. El ratón rojo de campo también requiere condiciones

intermedias y prefiere sitios con cobertura espesa al nivel del suelo. Al ser afectados los sitios tratados y disminuido alimento (invertebrados y plantas) junto con la cobertura desfavorable y condiciones de

humedad, algunas partes de estos sitios tratados fueron inhabitables para las musarañas y el ratón rojo de campo.

Tabla 7. Abundancia de invertebrados capturados en redes y trampas de caída en los sitios de estudio, de 0-3 años después del tratamiento con herbicida.

Orden	Sitios								
	A (Control)			A85 (1 año después del tratamiento)			D83 (3 años después del tratamiento)		
	Redes	Caída	Total	Redes	Caída	Total	Redes	Caída	Total
Homoptera	158	36	194	13	6	19	123	35	158
Heteroptera	82	4	86	1	2	3	9	0	9
Coleoptera	34	109	143	2	88	90	35	69	104
Diptera	29	4	33	16	7	25	57	2	59
Lepidoptera	5	10	15	0	9	9	4	8	12
Orthoptera	0	38	38	0	23	26	0	31	21
Hymenoptera	61	154	215	27	133	160	39	108	147
Araneidae	7	168	175	17	99	116	5	125	130
Total	377	523	900	76	370	446	272	373	644

Contrario a esto, el número de ratones venado no cambio en los sitios tratados y los sitios control, probablemente debido también a sus necesidades ecológicas, pero contrarias a las de las otras especies el ratón venado es más generalista en sus requerimientos de hábitat y en la variedad de fuentes de alimento (plantas e insectos). Esto es corroborado por otros estudios previos en los cuales han indicado que el número de ratones venado, permanece igual (Sullivan & Sullivan, 1982, Anthony & Morrison, 1985. Citados en: Santillo et al., 1989), ó se incrementa (Kirkland, 1978, Borrecco et al., 1979. Citados en: Santillo et al., 1989) después de la aplicación de herbicida.

Efectos de los Fungicidas y rodenticidas

El fungicida vinclozolin ha sido objeto de algunos estudios con roedores silvestres debido a que se descubrió que tiene efectos endocrinos devastadores. Un estudio reciente realizado por Caslin & Wolf (1999. Citado en: Sheffield et al., 2001), examinó los efectos del vinclozolin (Curalan) en el ratón de campo de cola gris, que fueron mantenidos encerrados en parcelas tratadas con Curalan (12.9 L ha⁻¹). En la primera prueba, el peso de la vesícula seminal y la concentración de testosterona fue menor en machos expuestos al vinclozolin *in utero*. Sin embargo, en una segunda prueba, llevada a cabo después de que el pasto fue segado en la estación seca, no se concentraron los mismos resultados. Es posible que la lluvia incrementara el potencial del químico al transportarlo a la superficie del suelo. El vinclozolin

no tuvo ningún efecto biológico significativo en algún parámetro demográfico, en todas las pruebas.

Aunque ha habido muchos estudios examinando la toxicidad y eficacia de los rodenticidas en laboratorio, ha habido pocos estudios de campo. Y estos pocos estudios se han llevado a cabo generalmente enfocados en el efecto potencial y resistencia en otras especies (envenenamiento secundario) (Sheffield et al., 2001).

Efectos de los sitios de desechos peligrosos y mezcla de contaminantes

Los roedores han sido ampliamente usados como biomonitores de contaminación ambiental en sitios de desechos peligrosos en Estados Unidos. Los sitios de desechos peligrosos generalmente contienen una compleja mezcla de contaminantes, incluyendo químicos orgánicos, metales, pesticidas y algunos de tipo radioactivo. Rowely et al. (1983. Citado en: Sheffield et al., 2001), fue el primero en usar roedores silvestres como biomonitores de contaminación ambiental en sitios de desechos peligrosos. Encontró que el ratón de la pradera colectado en el canal Love de las Cataratas del Niágara en Nueva York (contaminado con dioxinas, lindano, clorobencenos, bencilclonados y triclorofenol) tuvieron una reducida esperanza de vida, densidad poblacional y masa del cuerpo, comparado con roedores capturados en áreas de referencia (0.4-2.0 km del canal Love) y de un área intermedia. En el canal Love, en particular, las hembras maduras, presentaron un incremento en la mortalidad. Mientras que los machos tuvieron pesos

bajos en los testículos y vesicular seminal, lo que sugirió un retraso en la maduración sexual. Además, hígado, adrenal, bazo y timo en ambos sexos tuvieron pesos más bajos comparados a los sitios de referencia. Los autores sugieren que, aunque los mecanismos pueden no ser claros, hay poca duda que los ratones de la pradera del canal Love, y posiblemente, aunque en menor grado, los del área intermedia, presentaron efectos significativos a la exposición de contaminantes orgánicos adquiridos del medio ambiente.

Similar a estos resultados fueron los que encontraron Elangbam et al. (1989b. Citado en: Sheffield et al., 2001), en la rata algodonera de unos sitios de desechos peligrosos en el condado de McClain, Oklahoma, comparados con sitios de referencia cercanos. Encontró que la densidad poblacional fue más grande en los sitios de referencia (68 ind/ha) que en los contaminados (21 ind/ha), así mismo el porcentaje de juveniles fue mayor en los sitios de referencia (20%) que en los sitios contaminados (10.5%). Baja densidad poblacional y una disminución en el número de juveniles de los sitios contaminados, podría reflejar una disminución en la tasa de concepción o sobrevivencia fetal, o un incremento en la mortalidad de juveniles o adultos. Sin embargo, los pesos promedio de riñones, bazo, timo y adrenal en relación al peso del cuerpo, no difirieron significativamente entre los sitios contaminados y los de referencia, y la examinación histopatológica de los órganos y tejidos no sugirió lesiones inducidas por los contaminantes.

En contraste a estos resultados, Flickinger & Nichols (1990. Citado en: Sheffield et al., 2001), no encontraron evidencia de que la abundancia, la estructura de edad o la masa del cuerpo de la rata algodonera hispida de seis sitios de desechos peligrosos en Texas, fuera diferente de los sitios de referencia. De hecho las mayores abundancias de rata algodonera hispida fueron en dos de los seis sitios contaminados. La densidad en uno de los sitios del condado de Galveston (MOTCO) contaminado con estireno, aceites residuales, metales pesados, petróleo, hidrocarburos clorados y cloruro de vinilo, fue de 127 ind/ha y en el sitio del condado de Harris (French Limited) contaminado con PCBs, benceno, naftalina, benzo(a)pyrene y pesticida OC, fue de 102 ind/ha, excede ampliamente a la densidad promedio de los sitios de referencia en Texas que fue de 15 ind/ha. Concluyeron que los parámetros poblacionales de la rata algodonera, pueden no ser indicadores sensibles a la contaminación de sitios de desechos peligrosos. Debido a que la rata algodonera hispida prefiere hábitats alterados sobre los hábitats con menor disturbio. Similarmente, de varios bio-

marcadores morfológicos, bioquímicos e histopatológicos para la exposición de contaminantes y efectos medidos en machos de rata algodonera de tres sitios contaminados cerca de Houston, Texas, solo el citocromo P450 difirió de las ratas de los sitios control y fue en realidad más bajo en los sitios contaminados que en los control (Rattner et al., 1993. Citado en: Sheffield et al., 2001). En vista de la ausencia de respuestas pronunciadas de los biomarcadores y mínimas cargas de contaminantes de la rata algodonera, se concluyó que hay poca evidencia a la exposición y peligro de estos sitios, los cuales están ubicados en el lugar 5 de la Lista Nacional Prioritaria de sitios de desechos peligrosos (Superfund) al tiempo del estudio.

Conclusiones

El uso irracional de los plaguicidas trae como consecuencia efectos nocivos sobre no solamente la salud de los mamíferos pequeños, sino también, sobre la dinámica poblacional de los mismos. Los efectos de envenamiento de diferentes tipos ocasionan cambios adversos en la estructura de estas comunidades y por consecuencia, impacta drásticamente las rutas energéticas en las cadenas alimenticias, y esto a su vez influye la complejidad y la estabilidad de las comunidades con implicaciones negativas para la sustentabilidad.

Referencias

- Albers, P.H., G. Linder & J.D. Nichols. 1990. Effects of tillage practices and carbofuran exposure on small mammals. *J. Wildl. Manage.* 54(1): 135-142.
- Clark, D.R. Jr., V.A. Moreno & M.A. Mora. 1995. Organochlorine residues in bat guano from nine Mexican caves, 1991. *Ecotoxicology* 4: 258-265
- Dimond, J. B. & J. A. Sherburne. 1969. Persistence of DDT in wild populations of small mammals. *Nature*, 221(5179): 486-487.
- Dueser, R.D. & H.H. Shugart, Jr. 1978. Micro-habitats in a forest floor small mammal fauna. *Ecology* 59: 89-98.
- Fairbrother, A. 1994. Immunotoxicology of captive and wild birds. In: R. J. Kendall and T. E. Lacher, Jr. (Eds). *Wildlife toxicology and population modelling*, A Special Publication of SETAC, CRC Press, Inc., Florida, 251-261.
- Kendall, R.J. 1994. Using information derived from wildlife toxicology to model ecological effects of the agricultural pesticides and other environmental contaminants on wildlife populations.

In: R. J. Kendall and T. E. Lacher, Jr. (Eds). Wildlife toxicology and population modelling, A Special Publication of SETAC, CRC Press, Inc., Florida, 1-11.

McEwen, L.C. & R.L. Brown. 1966. Acute toxicity of dieldrin and malathion to wild sharp-tailed grouse. *J. Wildl. Manage.* 30: 604-611.

Rosenzweig, M.L. & J. Winakur. 1969. Population ecology of desert rodent communities: habitats and environmental complexity. *Ecology* 50: 558-572.

Ross, P.S. & G.M. Trois. 2001. Pinnipedia. In: R. F. Shore and B. A. Rattner (Eds). *Ecotoxicology of wild mammals*. John Wiley & Sons, LTD, England. 370-426.

Santillo, D.J., D.M. Leslie, Jr. & P.W. Brown. 1989. Responses of small mammals and habitat to glyphosate application on clercuts. *J. Wildl. Manage.* 53(1): 164-172.

Sheffield, S.R., K. Sawicka- Kapusta, J.B. Cohen & B.A. Rattner. 2001. Rodentia and Lagomorpha. In: R. F. Shore and B. A. Rattner (Eds). *Ecotoxicology of wild mammals*. John Wiley & Sons, LTD, England 215-314.

Smith, R.L. & T.M. Smith. 2000. *Ecología*. Cuarta edición, Adison Wesley, México. 642 pp.

Sullivan, T.P., C. Nowotny, R.A. Lautenschlager & R.G. Wagner. 1998. Silvicultural use of herbicide in sub-boreal spruce forest: implications for small mammal population dynamics. *J. Wildl. Manage.* 62(4): 1196-1206.

Vega, S. 1985. *Toxicología I: Evaluación epidemiológica de riesgos causados por agentes químicos ambientales*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. OPS, OMS 69 pp. 15. World Wildlife Fund Canada (WWF).

