

Tópicos sobre ciencias biológicas

FABIO GERMÁN CUPUL MAGAÑA
Coordinador

Tópicos sobre ciencias biológicas

Universidad de Guadalajara

Itzcóatl Tonatiuh Bravo Padilla
Rector general

Miguel Ángel Navarro Navarro
Vicerrector ejecutivo

José Alfredo Peña Ramos
Secretario general

CENTRO UNIVERSITARIO DE LA COSTA

Marco Antonio Cortés Guardado
Rector

Remberto Castro Castañeda
Secretario académico

Judith Araceli Saldate Márquez
Secretaria administrativa

Tópicos sobre ciencias biológicas

Fabio Germán Cupul Magaña
(Coordinador)



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
Centro Universitario de la Costa

Fotografía de portada: Perico Loro corona azul anidando
Fotógrafa: Marisela Martínez Ruiz

Primera edición 2016

D.R. © 2016, Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de la Costa
Av. Universidad #203, delegación Ixtapa,
48280, Puerto Vallarta, Jalisco, México.

ISBN: 978-607-742-585-4

Impreso y hecho en México
Printed and made in Mexico

Contenido

Introducción	9
Capítulo I. Reproducción, reclutamiento y conectividad en corales: procesos esenciales para el mantenimiento de las comunidades coralinas	11
<i>Jeimy Denisse Santiago-Valentín y Alma Paola Rodríguez-Troncoso</i>	
Capítulo II. Requerimientos ecológicos en las aves: un enfoque en psitácidos	33
<i>Sylvia Margarita de la Parra-Martínez, Miguel Ángel De Labra-Hernández y Katherine Renton</i>	
Capítulo III. Evaluación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos en la región costera de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México	61
<i>Sandra Quijas, Alma Paola Rodríguez-Troncoso, Amílcar Leví Cupul-Magaña, Jeimy Denisse Santiago-Valentín, Diana Elizabeth Morales de Anda, Karla Paola Rodríguez-Olivares, Juan Diego Galaviz-Parada y José Arturo Olvera-Benítez</i>	
Capítulo IV. Dibujo científico: una herramienta para entender la biología	85
<i>Ubaldo Sebastián Flores-Guerrero</i>	
Capítulo V. Práctica: claves dicotómicas	103
<i>José Luis Navarrete-Heredia</i>	
Capítulo VI. Práctica de diseño experimental en bloques completos: determinación del sustrato óptimo para el crecimiento de frijol ejotero (<i>Phaseolus vulgaris</i>) bajo diversos tipos de riego en interiores domésticos	107
<i>Sofía Berenice Rodríguez-Ramírez y Liza Danielle Kelly-Gutiérrez</i>	

Capítulo VII. Práctica de diseño experimental en bloques incompletos: inhibición del crecimiento de <i>Escherichia coli</i> utilizando extractos etanólicos vegetales	121
<i>Javier Oswaldo García-Díaz, Berenice Pacheco-Gómez Nelson Emmanuel Sahagún-Uribe, Juan Heriberto Torres-Jasso y Liza Danielle Kelly-Gutiérrez</i>	
Capítulo VIII. Pesticidas: efecto y detección en animales silvestres	135
<i>Rosío Teresita Amparán-Salido y María del Carmen Navarro-Rodríguez</i>	
Capítulo IX. Metales pesados en ecosistemas costeros y cocodrilos	183
<i>César Cedillo-Leal, Eugenia Cienfuegos-Rivas y Armando H. Escobedo-Galván</i>	
Acerca de los autores	225

Introducción

Biología es una palabra cuyo significado es el estudio o tratado de la vida. Así, la biología es una de las ciencias naturales que tiene a la vida como objeto de estudio científico, concretamente los aspectos relacionados con su origen, evolución y propiedades. Se trata de un área del conocimiento que, por su extensión y profundidad, reclama la tarea de especialistas en cada uno de los segmentos que la integran, ante la imposibilidad de que una sola persona pueda abarcar la vastedad de su objeto de estudio (Ramírez-Pulido, 2009).

Por lo anterior, *Tópicos sobre ciencias biológicas* es un ejercicio editorial que aglutina trabajos de investigación científica en campo, revisiones, así como prácticas de laboratorio para implementar en la formación de estudiantes de la carrera de biología. Los textos fueron desarrollados por académicos y estudiantes de licenciatura y posgrado de la Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma de Tamaulipas y Universidad de Guadalajara.

En los distintos capítulos se abordan temas relacionados con la reproducción y conectividad de los corales, los llamados pétreos, principalmente del Pacífico mexicano; los requerimientos de alimento de los psitácidos; la evaluación de los servicios ecosistémicos de la región de Bahía de Banderas, en el centro-occidente de México; prácticas introductorias al dibujo científico, claves taxonómicas y de diseño experimental en bloques completos e incompletos; así como revisiones sobre el efecto y detección de pesticidas en animales y metales pesados en ecosistemas costeros y cocodrilos.

Se espera que esta obra aporte (en parte) su granito de arena para que, como lo menciona el doctor Julio Muñoz Rubio, se abone a la formación profesional del biólogo al dotarlo de habilidades que le permitan la comprensión profunda sobre el mundo vivo, desarrolle un pensamiento crítico y adquiera un nivel cultural elevado para convertirse en un sujeto comprometido socialmente.

Se agradece el apoyo de la Coordinación de la Carrera de Biología, el Departamento de Ciencias Biológicas y la División de Cien-

cias Biológicas y de la Salud del Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara para el desarrollo de este proyecto editorial.

El coordinador

Bibliografía citada

Ramírez-Pulido, J. (2009). “Introducción”, en R. Ramírez-Pulido (ed.), *Cosmos, enciclopedia de las ciencias y la tecnología en México: Ciencias biológicas*, tomo II. México: Conacyt/Universidad Autónoma Metropolitana/Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal, pp. 25-35.

Capítulo I

Reproducción, reclutamiento y conectividad en corales: procesos esenciales para el mantenimiento de las comunidades coralinas

Jeimy Denisse Santiago-Valentín
Alma Paola Rodríguez-Troncoso

Los corales son invertebrados marinos con la capacidad de formar esqueletos duros de carbonato de calcio (CaCO_3) y, en conjunto con una alta biodiversidad de invertebrados y vertebrados asociados a ellos, forman uno de los ecosistemas más diversos y complejos del planeta: los arrecifes coralinos (Bythell, 1986; Jordán, 1993). La alta productividad de los corales es debida a la relación endosimbiótica que mantienen con la población de microalgas dinoflageladas del género *Symbiodinium* spp., las cuales, además de darles el color, los proveen de los nutrientes orgánicos necesarios para su metabolismo diario, así como un excedente para actividades como la reproducción, crecimiento y almacenaje de grasas (Furla *et al.*, 2005).

Las comunidades coralinas son ecosistemas de gran importancia porque generan servicios ecológicos, culturales y económicos que contribuyen al bienestar humano (Crosby *et al.*, 2002; Arin y Kramer, 2002; Sánchez *et al.*, 2005; Oles, 2007). En las últimas décadas, al igual que otros ecosistemas, los arrecifes coralinos se han deteriorado por el efecto sinérgico de factores estresantes —tanto naturales como climáticos y antropogénicos—, los cuales actúan de manera si-

nérgica sobre los organismos (Brown, 1997; Hoegh-Guldberg, 1999; Knowlton, 2001; Buddemeier *et al.*, 2004), lo que ocasiona efectos visuales evidentes como blanqueamiento y mortandad de corales que cambian su composición y, a su vez, afectan a los vertebrados e invertebrados asociados, al perder su recurso de alimentación y refugio (Halpern *et al.*, 2008).

El mantenimiento de cualquier población depende en gran medida de tres procesos básicos: la capacidad de reproducción de los organismos, el reclutamiento y la conectividad con otras poblaciones —a diferentes escalas locales y regionales—. Los tres procesos en su conjunto contribuyen al mantenimiento o incluso al incremento del número poblacional, promueven la variabilidad genética y con ello una mayor probabilidad de incrementar la plasticidad genotípica. Lo anterior tiene como resultado, dentro de una misma población, organismos con diferentes capacidades de respuesta y de aclimatación a corto o largo plazo a condiciones subóptimas. Finalmente, en su conjunto el proceso reproductivo permite colonizar otros sitios con condiciones bióticas y abióticas diferentes a las que se encuentran en las colonias progenitoras (Harrison y Wallace, 1990; Harrison, 2011).

¿Cómo se reproducen los corales? Reproducción sexual, asexual y reclutamiento

Los corales se caracterizan por desarrollarse de manera colonial, donde cada colonia está conformada por pólipos —unidad individual funcional—, los cuales se encuentran comunicados por procesos metabólicos —intercambio de nutrientes y productos de la respiración—, así como fisiológicos como el crecimiento y la reproducción (Hughes *et al.*, 1992). En su conjunto la colonia es considerada como una unidad fisiológica y ecológica, en la que todos sus componentes presentan las mismas propiedades biológicas (Hughes *et al.*, 1992; Jordan, 1993). Además, la naturaleza modular de los corales les concede la capacidad para reproducirse, tanto asexual como sexualmente (Fadlallah, 1983; Wallace, 1985; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997).

La reproducción asexual incluye procesos que permiten generar otras colonias sin intercambio genético, es decir, organismos “clo-

nes”. La reproducción sexual es más compleja, porque requiere de un aporte energético importante para iniciar el proceso de formación de gametos (deben de madurar en cuestión de semanas). Posteriormente, las células germinales serán expulsadas al medio para ser fecundadas (fusión de gametos femenino u ovocito + masculino o espermatozoide) para formar, dependiendo del tipo de fecundación, un embrión o plánula. Ambos con la capacidad de desarrollarse en la columna de agua y, dependiendo de la especie, pasar hasta 90 días transportados por las corrientes hasta que las señales químicas del bentos estimulen su metamorfosis y asentamiento como pólipo primario (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990).

Los procesos reproductivos asexual y sexual no son mutuamente excluyentes, los puede llevar a cabo cualquier especie. Ambos son importantes para mantener sus poblaciones a corto y largo plazo (Harrison, 2011). La contribución de las estrategias de reproducción sexual y asexual puede variar a lo largo de su distribución geográfica. En algunas especies la contribución puede ser igual, mientras que en otras una estrategia puede dominar en un área y tiempo específico, dependiendo de las condiciones ambientales —principalmente temperatura superficial del mar— (Whitaker, 2006; Starger *et al.*, 2010). Tales variaciones tienen importantes implicaciones ecológicas y evolutivas sobre la población y la especie (Vermeij *et al.*, 2003, 2004), con lo que afectan el periodo reproductivo y la sincronización en la reproducción e inducción al desove tanto en los corales como en diferentes invertebrados marinos (Olive, 1995). Además estas variaciones pueden llegar a tener un efecto sobre el tiempo de permanencia de las larvas en la columna de agua (Reitzel *et al.*, 2004).

Reproducción asexual

Es pertinente recordar que una colonia de coral está compuesta por miles o millones de pólipos (unidad funcional individual) interconectados. Con el paso del tiempo la colonia crecerá por reproducción asexual a partir del proceso de gemación, donde cada pólipo se divide en dos y mantiene una conexión con el pólipo original. Como resultado de este proceso, se da el crecimiento de la colonia; sin embargo, en algunos casos los pólipos pueden ser expulsados de la

colonia de origen para asentarse y producir una nueva colonia asexual clon de la progenitora (Richmond, 1997).

En la disociación y dispersión de los pólipos una colonia de coral expulsa uno o varios individuos que son transportados por las corrientes (Sammarco, 1982). Así, este tipo de reproducción es considerada como un medio importante para la dispersión a distancia corta, por lo que contribuye a la rápida ocupación del espacio durante condiciones estables o consideradas estresantes (Highsmith, 1982; Wallace, 1985). En algunas especies que tienen la capacidad de formar colonias de tipo “libre”, el pólipo expulsado puede asentarse en un grano de arena, pedazo de concha —o un sustrato no fijo— e iniciar el proceso de clonación para formar una colonia. Sin embargo, al girar por efecto del oleaje o por bioturbación (movimiento generado por otro organismo, e. g. peces) se forman colonias “redondeadas” que se fijarán al sustrato cuando se atoren con otras rocas o su esqueleto alcance un peso que evite su movimiento (véase Tortolero-Langarica *et al.*, 2016).

Otro tipo de reproducción asexual es la fragmentación, común en corales de tipo ramificado como los *Pocilloporidos* (Highsmith, 1982). Este proceso involucra el desprendimiento de un fragmento de coral de una colonia sana subyacente como resultado de acción mecánica del oleaje, tormentas u otro impacto físico, así como por la acción biológica o de bioerosión por peces, esponjas (e. g. *Clinoa* spp.) y otros invertebrados asociados a la colonia. El fragmento desprendido sano puede viajar distancias cortas, dentro de la misma localidad, para fijarse al sustrato (reclutamiento asexual) e iniciar su proceso de crecimiento como una nueva colonia (Richmond, 1987). Sin embargo, no todos los fragmentos desprendidos son exitosos, ya que pueden ser cubiertos por sedimento y no adherirse al sustrato o ser transportados a zonas arenosas donde no haya presencia de sustrato duro para fijarse (Knowlton *et al.*, 1981).

Los corales también pueden producir larvas asexuales, que se desarrollan a partir de huevos (ovocitos) no fertilizados a través de un proceso conocido como partenogénesis. Aquí los huevos no son fecundados por el espermatozoide, sino que se induce un desarrollo directo por disparadores hormonales (Stoddart, 1985). Este mecanismo asexual para la producción de embriones es poco común y se ha ob-

servado en especies del género *Pocillopora* (Stoddart, 1985; Ayre y Miller, 2004; Sherman *et al.*, 2006).

Una ventaja de la reproducción asexual es que permite incrementar la cobertura de coral vivo en el arrecife a partir de colonias que son exitosas y están aclimatadas a las condiciones locales. Es un proceso con bajo costo energético. Sin embargo, las colonias generadas tienen una dispersión limitada, y aunque son genéticamente idénticas, la salud genética puede afectarse negativamente ya que puede disminuir la plasticidad genotípica, y en consecuencia la variabilidad de organismos que soporten los cambios de los componentes físicos o biológicos del entorno (Richmond, 1987).

Reproducción sexual

Los corales hermatípicos o duros (formadores de esqueletos de carbonato de calcio) cumplen con tres pasos antes de formar una colonia: la precompetencia, competencia y reclutamiento. La fase de precompetencia se inicia con una colonia adulta sésil que libera estadios planctónicos de vida temprana (gametos o larvas plánulas); la fase de competencia inicia con larvas plánulas completamente desarrolladas que son transportadas por la hidrodinámica del océano; y en el reclutamiento la larva se asienta en el sustrato y completa la metamorfosis para convertirse en pólipo primario que se duplicará mediante gemación asexual hasta formar una colonia adulta y madura (el estadio de madurez se puede determinar a través del tamaño de la colonia) capaz de reproducirse de manera sexual (fig. 1) (Harrison y Wallace, 1990; Harrison, 2011).

Los corales no poseen órganos definidos; sin embargo, los sitios donde los gametos se desarrollan se conocen como gónadas (Harrison y Wallace, 1990). Se encuentran en la base del epitelio endodermal, cerca de los filamentos septales. Migran hacia la mesoglea en la parte media del septo, ocupando gran parte del espacio de la cavidad. Los gametos presentan un desarrollo anual o mensual, dependiendo de la especie y de las condiciones ambientales en las que se encuentren (Harrison *et al.*, 1984; Tanner, 1996).

En los corales escleractinos existen diferencias en los patrones de reproducción sexual al contar con especies hermafroditas, gonocóricas o mixtas. Si una especie tiene sexos separados, es decir, que

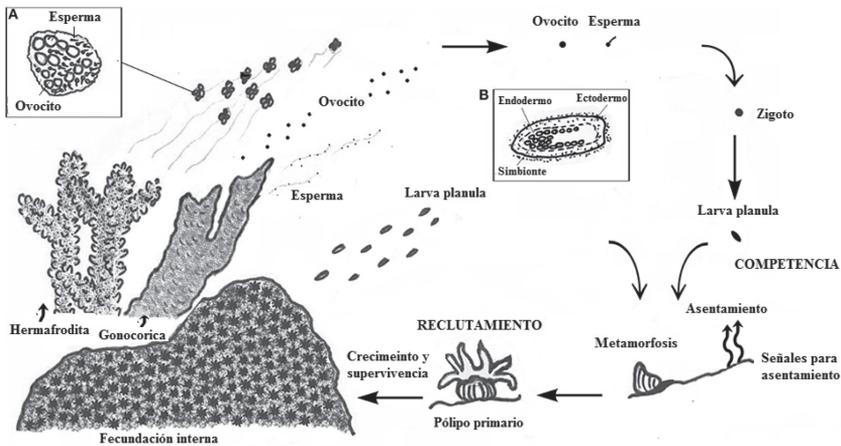


Figura 1. Ciclo de vida generalizado de los corales pétreos. A) Paquete de gametos (ovocitos y espermas), desove de una colonia hermafrodita. B) Anatomía básica de una larva plánula. Modificado de Thompson *et al.*, 2015.

cada colonia tiene la capacidad de producir solamente gametos femeninos o masculinos, se dice que es gonocórica. Pero cuando un individuo es capaz de producir ovocitos y espermas, ya sea en diferentes pólipos dentro de una misma colonia o en un mismo pólipo, se trata de hermafroditismo (Richmond, 1997). Los patrones sexuales no siempre son obvios y su determinación no está exenta de problemas, incluso dentro de la misma especie (Fadlallah, 1983). Esta situación se explica como parte de un proceso de aclimatación local de cada especie a nivel individual (Harrison, 2011). De manera general, los corales tardan más tiempo e invierten más energía en desarrollar gametos femeninos que masculinos. Además, algunas colonias individuales de ciertas especies que son claramente gonocóricas en un sitio en particular, pueden ser hermafroditas en una localidad diferente —patrón de reproducción sexual mixto— (Harrison 2011).

Existen diferentes tipos de hermafroditismo: simultáneo, donde una colonia de coral es capaz de desarrollar óvulos y espermas maduros en el mismo espacio de tiempo dentro del mismo individuo (Policansky, 1982; Richmond, 1997); secuencial, cuando un individuo desarrolla gametos masculinos primero, luego genera gametos masculinos —denominado protrándrico— o es inicialmente hem-

bra y con el tiempo cambia a macho —denominado protogínico— (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997); y co-sexualidad secuencial, donde los gametos femeninos y masculinos se desarrollan durante una misma estación reproductiva en la misma colonia (Fadlallah, 1983).

El hermafroditismo es particularmente favorable en poblaciones pequeñas, ya que garantiza la presencia de espermatozoides y ovocitos. Provee una mayor eficacia en la reproducción sexual al permitir la autofecundación en organismos con sincronía en el desarrollo de sus gametos. También la evita al madurar los gametos de cada sexo en diferentes periodos cuando hay suficientes colonias maduras en la población (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990).

Los corales tienen dos modos diferentes de desarrollo: desove o liberación de gametos (óvulos y espermias) con mezcla en la columna de agua y fertilizados de manera externa; y planuladores, donde las colonias masculinas liberan sus gametos y las femeninas no lo hacen. Este último proceso de fecundación interna dentro de la colonia permite el cuidado de los embriones y larvas plánulas dentro de los pólipos, las cuales son liberadas en un estadio avanzado de desarrollo (Harrison, 2011).

Los corales con reproducción por planulación pueden desovar espermia y fertilizar los óvulos dentro de los pólipos de otras colonias de la misma especie. En colonias hermafroditas se permite la autofertilización dentro de los pólipos (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1997). Si bien éste es un modo de reproducción que asegura la fertilización externa exitosa, la larva producto es de tipo planctotrófica; es decir, que además de alimentarse de su simbionte cuenta con la capacidad de hacerlo del plancton durante su tiempo en la columna de agua. Esta estrategia le permite dispersarse a kilómetros de las colonias progenitoras. En el caso de una plánula, debe rápidamente encontrar un sitio de asentamiento posterior a su salida de la colonia materna (Harrison, 2011).

De las 400 especies de coral en las que se ha caracterizado el modo y el patrón reproductivo, 64.5% son hermafroditas desovadoras, 19.5% gonocóricas desovadoras, 6.25% hermafroditas criadoras y 3.75% gonocóricas planuladoras (Harrison, 2011). La alta abundancia de especies hermafroditas sugiere la hipótesis de que el hermafroditismo es una condición ancestral en los corales escleractinios

(Szmant, 1986). Sin embargo, a partir de estudios de morfología de espermatozoides se concluyó que las especies gonocóricas corresponden al estado más primitivo (Harrison, 1990). La reproducción sexual tiene dos ventajas principales. Por un lado, favorece la dispersión a gran escala de la especie; mientras que por otro, se garantiza la variabilidad mediante la recombinación del material genético (Fadlallah, 1983) al incrementar la salud de la población.

Hasta el momento, se ha determinado que la temperatura, el fotoperiodo, los patrones del viento o corrientes, así como los ciclos lunares e irradianza pueden actuar de manera sinérgica como señales para sincronizar los ciclos reproductivos (Harrison, 2011). Pero, además, el organismo debe de tener la energía suficiente para invertirla en la generación y maduración de los gametos. Esta energía la obtiene de su relación endosimbiótica, donde la microalga *Symbiodinium* le puede proveer del 79-135% (es decir, le provee más nutrientes de los que requiere diariamente) de energía disponible para que sea utilizada en los procesos reproductivos (Sheppard *et al.*, 2010). Sin embargo, se sabe que durante eventos anómalos de temperatura (asociados principalmente a eventos ENSO —El Niño *Southern Oscillation*—, por sus siglas en inglés), el coral rompe su relación simbiótica expulsando a la microalga, lo que además de generar los eventos conocidos como blanqueamiento, provoca que el coral pierda a su proveedor energético (Furla *et al.*, 2005; Roth, 2014) y se inhiban procesos no indispensables como la reproducción.

Reclutamiento

El reclutamiento es el proceso que adiciona nuevos organismos o reclutas al sistema como producto de la reproducción asexual y sexual. El reclutamiento asexual se presenta cuando un fragmento o pólipo de coral es capaz de adherirse al sustrato y formar otra colonia (Richmond, 1996); mientras que el reclutamiento sexual es el proceso en el que la larva logra asentarse en un sitio para completar su metamorfosis y convertirse en pólipo primario que, posterior a su fijación, tendrá que reproducirse por primera vez por gemación asexual (Harrison y Wallace, 1990; Richmond, 1996).

Existen dos tipos de reclutamiento sexual. Si la larva se recluta en la población natal, entonces se habla de autorreclutamiento;

pero si se recluta en una población diferente, entonces se trata de reclutamiento subsidiario (Harrison y Wallace, 1990). El autorreclutamiento es lo que permite el mantenimiento y crecimiento de una población porque involucra procesos de retención, mientras que el reclutamiento subsidiario promueve la dispersión a gran escala y la conectividad poblacional mediante transporte larvario (Black *et al.*, 1991; Cowen *et al.*, 2002).

La variación anual en el patrón de reclutamiento está determinada por la influencia de diferentes variables ambientales. Entre las más importantes están temperatura, salinidad y pH (Keough y Downes, 1982). El efecto de cada una estará determinado por su escala de influencia. A nivel local, variaciones como las surgencias, tormentas y turbidez tienen un efecto diferente en una misma zona que se refleja a nivel individual e influirá en sus procesos fisiológicos como la reproducción, crecimiento, alimentación, entre otros (Sheppard *et al.*, 2010). De los antes mencionados, la temperatura es uno de los factores determinantes para el proceso reproductivo, debido a que controlan procesos básicos como las rutas metabólicas y celulares que influyen tanto en la reproducción como en el reclutamiento (Furla *et al.*, 2005), e incluso en la tasa de desarrollo y el crecimiento.

Conectividad: definición e importancia para el mantenimiento de las poblaciones

El término conectividad de organismos se refiere a su flujo o transporte desde su lugar de origen hasta una localización secundaria donde sean capaces de crecer y reproducirse. En los arrecifes de coral el término refiere al proceso de dispersión de las larvas y su reclutamiento en una población receptora. Por lo tanto, la conectividad influye en la localización de las poblaciones, así como en su estructura genética y dinámica (Paris-Limouzy, 2011).

Los corales formadores de arrecifes se distribuyen en metapoblaciones; es decir, en conjuntos de poblaciones geográficamente separadas, pero vinculadas por cierto nivel de conectividad que les permite conservar su identidad sin aislarse totalmente de las demás (Hanski, 1998; Sale *et al.*, 2006). La conectividad es usada como hipótesis de patrones de riqueza y diversidad (Veron, 1995; Veron,

2009). También es la principal premisa sobre la colonización de nuevos sitios y, más aún, la explicación de los patrones actuales de distribución coralina (Dana, 1975; Glynn y Wellington, 1983).

De acuerdo con la magnitud y los efectos que conllevan, se distinguen dos tipos de conectividad poblacional: evolutiva o genética y demográfica o ecológica. Un solo recluta subsidiario es suficiente para generar conectividad genética entre poblaciones, lo que implica consecuencias evolutivas. Para evaluar este tipo de conectividad se utilizan generalmente marcadores genéticos que permiten identificar grados de diferencias entre poblaciones. De estos estudios es posible obtener datos de diferenciación o similitud genética entre poblaciones para hacer inferencias respecto a la escala de dispersión, niveles de intercambio de genes e incluso para explicar endemismos (Saavedra-Sotelo *et al.*, 2011, 2013).

Por otro lado, para que exista conectividad demográfica se ha sugerido que la fracción de reclutamiento subsidiario en una población debe ser igual o mayor a 10%, ya que esta cantidad es suficiente para influenciar significativamente al crecimiento demográfico de una población. Este tipo de conectividad es evaluado por modelización numérica, que sirve para simular el proceso de dispersión de partículas pasivas; sin embargo, para explicar la llegada o salida de una larva de un sitio no sólo es necesario saber el camino que va a tomar, sino también su biología y fisiología larval, así como los diferentes procesos que podrían cambiar la dinámica de las física oceánica (Hastings, 1993; Waples y Gaggiotti, 2006).

Patrones reproductivos, conectividad y reclutamiento en el Pacífico oriental tropical (POT)

Las comunidades coralinas de la región POT se caracterizan por la presencia de arrecifes coralinos pequeños distribuidos en parches, así como agregaciones densas o espaciadas de colonias de coral (Glynn, 2001; Glynn y Ault, 2000) con baja diversidad de especies (Glynn y Ault, 2000). La mayoría de los parches de arrecifes están formados por especies de los géneros *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona*, que pueden distribuirse en un gradiente de profundidad entre 1 a 20 m (Cortés, 2003) y son influenciados por la intensidad lumínica. Las comunida-

des coralinas del POT se extienden desde el norte de México hasta el sur de Ecuador, donde los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano y panameño son considerados como los más importantes por su extensión y por su diversidad (Glynn y Ault, 2000).

El POT tiene características consideradas como limitantes para el desarrollo de los arrecifes de coral (Cortés, 1997; Glynn y Ault, 2000). Entre ellas se encuentra una amplia variabilidad en temperatura, salinidad y nutrientes, así como de ondas internas, las cuales generan condiciones ambientales para un desarrollo marginal de estas comunidades (Dana, 1975; Cortés, 1997). También la zona es afectada por los eventos ENSO, que producen un aumento anormal o disminuciones en la temperatura (Wang y Fiedler, 2006) y que, como consecuencia, provocan una respuesta de blanqueamiento en los corales. Bajo estas condiciones, inicialmente puede ocurrir una disminución o inhibición de la actividad reproductiva (Szmant, 1986) y mortandad que repercutirá en la reducción considerable de la cobertura de estos organismos (Glynn *et al.*, 2000; Carriquiry *et al.*, 2001; Spalding *et al.*, 2001; Cupul-Magaña y Calderón-Aguilera, 2008).

Dentro de los esfuerzos encaminados a entender el mantenimiento de las poblaciones de corales pétreos a lo largo del POT [por cuestiones prácticas puede dividirse en Pacífico norte mexicano (MNP); Pacífico central mexicano (MCP); Pacífico sur mexicano (MSP) y Pacífico este ecuatorial (EEP), fig. 2] se han realizado trabajos para conocer su biología reproductiva, reclutamiento y conectividad. Los estudios que han caracterizado la actividad de los corales en el POT, se han enfocado en describir el modo y patrón reproductivo, así como en identificar el periodo reproductivo de tres especies consideradas como las más abundantes en la región: *Pavona gigantea*, *Pocillopora damicornis* y *Porites panamensis* (Glynn y Ault, 2000).

Pocillopora damicornis es de las pocas especies que tienen la capacidad de producir larvas por reproducción asexual o sexual (Stoddart, 1983; Ward, 1992; Ayre y Miller, 2004; Sherman *et al.*, 2006). Presenta un patrón reproductivo de tipo hermafrodita (Harrison, 2011) con diferencias a nivel local. Estas diferencias se pueden observar principalmente en el modo de maduración de gametos. En el PSM, a diferencia del resto de las zonas, la especie tiene un desarrollo asincrónico; es decir, se pueden encontrar diferentes estadios de maduración de los gametos dentro de la misma colonia. Cabe

resaltar que a pesar de ser la especie más estudiada en la mayoría de las localidades investigadas, no se ha podido observar su desove. Pero, por otra parte, la presencia de gametos maduros de ambos sexos en el PNM, PSM y PEE permite inferir que la especie desova a partir del mes de octubre (cuadro 1). Hasta la fecha, lo último no se ha corroborado ni por la evidencia de desove o la presencia de larvas (Glynn *et al.*, 1991; Chávez-Romo y Reyes-Bonilla, 2007; Carpizo-Ituarte *et al.*, 2011; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2011; Castrillón-Cifuentes *et al.*, 2015).

En la región del POT, *Pavona gigantea* es considerada como una especie de crecimiento submasivo y reproductivamente se comporta como hermafrodita con cosexualidad secuencial porque, a pesar de que las colonias mayormente pueden ser descritas como gonócricas, se han observado colonias hermafroditas con un desfase en la maduración entre ovocitos y espermiarios (Glynn *et al.*, 1996; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2011; Santiago-Valentín *et al.*, 2015). El patrón descrito es común en otras especies de la familia *Agariciidae* en el POT, como *P. varians*, *P. chiriquensis* y *Gardineroseris planulata* (Glynn *et al.*, 1996).

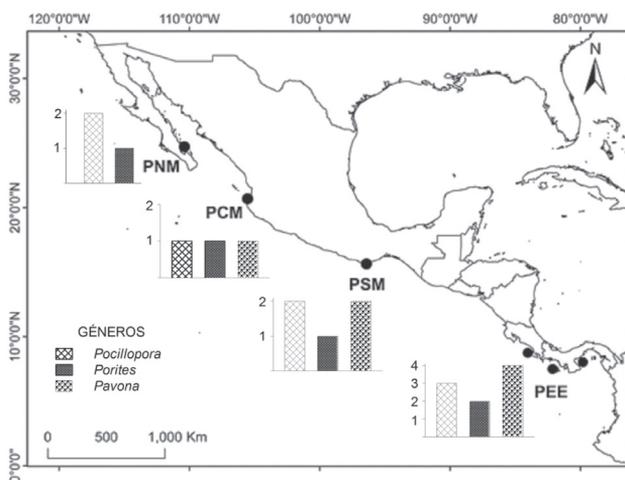


Figura 2. Mapa con las áreas delimitadas en el Pacífico oriental tropical y el número de estudios por área para cada género. Pacífico norte mexicano (PNM), Pacífico centro mexicano (PCM), Pacífico sur mexicano (PSM) y Pacífico este ecuatorial (PEE). El eje de las gráficas representa el número de publicaciones hasta la fecha.

Cuadro 1

Caracterización de patrones y periodos reproductivos de *Pocillopora damicornis*, *Pavona gigantea* y *Porites panamensis*, consideradas como las principales especies de corales hermatípicos distribuidas en la región el Pacífico oriental tropical

Estadio de desarrollo				Periodo reproductivo (meses)												Referencias	
Especies/ región	MG	PS	Espermiarios	Ovocitos	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N		D
<i>Pocillopora damicornis</i>																	
PNM	S	H	I-IV	I-IV													5
PCM	S	H	I-IV	I-III													6, 10
PSM	A	H	III y IV	II-IV													7, 8
PEE	S	H	I-IV	I-IV													1
<i>Pavona gigantea</i>																	
PCM	S	G	III	II y III													6
PSM	A	G/H	III y IV	I-IV													7, 9
PEE	S	G/H	I-IV	I-IV													3
<i>Porites panamensis</i>																	
PNM	A	G	I-IV	I-IV (*p)													4
PCM	A	G	I-IV	II y IV (*p)													6
PSM	A	G	III y IV	II-IV (*p)													7
PEE	A	G	I-IV	I-IV (*p)													2

Los datos se presentan por subregión: Pacífico norte mexicano (PNM), Pacífico centro mexicano (PCM), Pacífico sur mexicano (PSM) y Pacífico este ecuatorial (PEE). MG: maduración de gametos, (S): sincrónico, (A): asincrónico. PS: patrón sexual, (H): hermafrodita, (G): gonocórico, (*P): evidencia de plánula. El estadio de desarrollo se caracteriza del I al IV, donde el estadio I son inmaduros y el estadio IV son gametos maduros listos para ser desovados.

Fuente: 1. Glynn *et al.*, 1991; 2. Glynn *et al.*, 1994; 3. Glynn *et al.*, 1996; 4. Mora-Pérez, 2005; 5. Chávez-Romo y Reyes-Bonilla, 2007; 6. Carpizo-Ituarte *et al.*, 2011; 7. Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2011; 8. Zavala-Casas, 2013; 9. Santiago-Valentín *et al.*, 2015; 10. Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2011.

Pavona gigantea, al igual que *P. damicornis*, presenta maduración asincrónica en el PSM (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2011, Santiago-Valentín *et al.*, 2015). Esta característica le permite tener múltiples desoves durante su periodo reproductivo; además, la maduración asin-

crónica entre colonias de sexos distintos promueve el intercambio de material genético entre localidades (Harrison y Wallace, 1990).

Porites panamensis es una especie de tipo submasiva y costrosa. Se caracteriza como gonocórica planuladora. Los estudios elaborados han documentado la presencia de gametos maduros y de embriones en incubación dentro de la colonia progenitora (Glynn *et al.*, 1996; Carpizo-Ituarte *et al.*, 2011; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2011; Santiago-Valentín *et al.*, 2015). Además, es la única especie que tiene registros de reclutamiento sexual en la región (Medina-Rosas *et al.*, 2005; López-Pérez *et al.*, 2007). Este éxito en asentamiento y supervivencia se ha atribuido a la liberación de las plánulas en un estado avanzado de desarrollo (Harrison y Wallace, 1990). La especie presenta los periodos reproductivos más extensos con desarrollo de tipo asincrónico. Dicha condición es especialmente patente en el EEP y PNM, donde se han observado gametos durante todo el año; pero no siempre llegan a madurarse (Glynn *et al.*, 1994; Mora-Pérez, 2005; Carpizo-Ituarte *et al.*, 2011; Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2011).

Las especies de coral formadoras de arrecifes estudiadas en el POT presentan diferentes épocas reproductivas, incluso dentro de una misma especie. Al observar las diferencias entre especies es posible afirmar que el área del PEE presenta menor variación en los periodos reproductivos, mientras que el PCM tiene la mayor variación por ser una zona de alto dinamismo; además, es la zona con los periodos reproductivos más cortos (véase cuadro 1).

Asimismo, dado que la actividad reproductiva de los corales está relacionada con las variaciones de las condiciones ambientales, a lo largo de la región del POT se han realizado estudios donde se correlacionan la actividad reproductiva y la temperatura. Se ha encontrado que rangos de temperatura entre 27°C a 30°C promueven desde el inicio de la actividad reproductiva hasta el desove (Chávez-Romo y Reyes Bonilla, 2007; Carpizo-Ituarte *et al.*, 2011; Rodríguez-Troncoso *et al.*; 2011; Castrillón-Cifuentes *et al.*, 2015). De igual forma, se ha correlacionado la presencia de gametos maduros con las fases lunares (Glynn *et al.*, 1991; Glynn *et al.*, 1996; Glynn *et al.*, 2001). Recientemente se ha planteado que la formación y liberación de gametos está determinada por un efecto sinérgico de la temperatura, fotoperiodo, porcentaje de iluminación lunar, coeficiente de atenuación difusa y radiación fotosintéticamente disponible; donde

el fotoperiodo resulta ser la variable que describe mejor el comportamiento reproductivo (Santiago-Valentín *et al.*, 2015).

No obstante, la caracterización de las condiciones óptimas para la reproducción de los corales es muy compleja. Como se mencionó anteriormente, estos organismos desarrollaron modos de plasticidad reproductiva como respuesta de aclimatación a las características ambientales locales (Harrison y Wallace, 1990; Harrison, 2011). La plasticidad se refleja a lo largo de las subregiones del POT con diferencias en las épocas y los patrones de reproducción, siempre y cuando se encuentren bajo condiciones óptimas para su desarrollo local (Hoegh-Guldberg, 2011).

Con diversos modelos se ha evaluado la conectividad potencial entre los sistemas arrecifales del POT. Las simulaciones numéricas del transporte de partículas bajo escenarios hipotéticos o condiciones específicas permiten concluir sobre la existencia de una más alta tasa de autorreclutamiento que de reclutamiento subsidiario, con la exportación de larvas solamente a áreas cercanas (Lara-Hernández, 2012). Estudios a mayor escala definen al Pacífico americano como una región que no presenta intercambio de larvas con otras regiones; en otras palabras, el Pacífico americano genera larvas que no son exportadas más allá de los límites de la región (Wood *et al.*, 2014).

A nivel local, en el Pacífico mexicano se han utilizado herramientas moleculares para evaluar la conectividad. Particularmente, los estudios indican que la zona del PCM tiene poca conectividad con el resto de la región (Saavedra-Sotelo *et al.*, 2011, 2013; Paz-García *et al.*, 2012); con intercambio de propágulos solamente durante eventos ENSO, como “El Niño” 1997-98 (Paz-García *et al.*, 2012), donde principalmente corales del tipo ramificado han presentado diferente sensibilidad y capacidad de respuesta hasta a nivel de microescala (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2010, 2014). Los resultados anteriores permiten establecer posibles zonas con organismos considerados como más resilientes.

Pero, a pesar de no encontrar evidencia de conectividad entre poblaciones del norte y sur del Pacífico mexicano, no se debe descartar la posibilidad de dispersión a nivel de mesoescala dentro del PCM. Podría esperarse que por la cercanía entre sistemas arrecifales, por ser insulares y estar sujetos a las mismas condiciones oceano-

gráficas, se generarán condiciones ideales para formar una conexión importante para el funcionamiento ecosistémico de la región.

Asimismo, deberá de considerarse no sólo lo que ha pasado a corto plazo, sino lo que ha ocurrido a escala geológica en la región, tomando en cuenta que las especies de corales pétreos actualmente encontradas en el POT han estado sujetas a diferentes condiciones oceanográficas durante los últimos ~10,000 años (Cortés, 1997). Es probable que hace cientos o miles de años la circulación en el POT haya presentado desviaciones significativas en su media actual, favoreciendo durante eventos episódicos de transporte larvario la conectividad entre las poblaciones del norte y del sur, o viceversa. Aunque, como lo explica Levin (2006), el estudio del transporte larvario y la conectividad poblacional es difícil por la complejidad inherente a dichos procesos y por las inconsistencias encontradas en función de la técnica utilizada.

La falta de evidencia sobre el proceso de desove en la mayoría de las especies, así como la presencia de reclutamiento sólo en *P. panamensis*, puede llevar a asumir que las poblaciones a lo largo del POT son del tipo estéril. A pesar de formar y madurar gametos, no cuentan con los estímulos necesarios para desovar. Los estudios realizados hasta ahora, si bien no han permitido el entendimiento de la biología reproductiva de los corales, han generado conocimiento básico de sus procesos (desde la gametogénesis hasta el asentamiento larval). Entre éstos sobresalen la producción y maduración de gametos, la fecundación (interna o externa), la producción de larvas, los periodos de precompetencia y competencia larval, así como el reclutamiento. Todos ellos esenciales para el mantenimiento de los corales y de la biodiversidad que depende de ellos.

Referencias bibliográficas

- Arin, T. y R. A. Kramer. (2002). "Divers' willingness to pay to visit marine sanctuaries: An exploratory study", *Ocean & Coastal Management*, núm. 45, pp. 171-183.
- Ayre, D. J. y K. Miller. (2004). "Where do clonal coral larvae go? Adult genotypic diversity conflicts with reproductive effort in the brooding

- coral *Pocillopora damicornis*”, *Marine Ecology Progress Series*, núm. 95, pp. 95-105.
- Black, K. P., P. J. Moran y L. S. Hammond. (1991). “Numerical models show coral reefs can be self-seeding”, *Marine Ecology Progress Series*, núm. 74, pp. 1-11.
- Brown, B. E. (1997). “Coral bleaching: Causes and consequences”, *Coral Reefs*, núm. 16, pp. S129-S138.
- Buddemeier, R. W., J. A. Kleypas y R. B. Aronson. (2004). *Coral reefs and global climate change potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems*. Arlington: Pew Center on Global Climate Change.
- Bythell, J. C. (1986). *A guide to the identification of the living corals (Scleractinia) of Southern California*. San Diego: San Diego Society of Natural History.
- Carpizo-Ituarte, E., V. Vizcaíno-Ochoa, G. Chi-Barragán, O. Tapia-Vázquez, A. L. Cupul-Magaña y P. Medina-Rosas. (2011). “Evidence of sexual reproduction in the hermatypic corals *Pocillopora damicornis*, *Porites panamensis*, and *Pavona gigantea* in Banderas Bay, Mexican Pacific”, *Ciencias Marinas*, núm. 37, pp. 97-112.
- Carriquiry, J. D., A. L. Cupul-Magaña, F. A. Rodríguez-Zaragoza y P. Medina-Rosas. (2001). “Coral Bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and prediction from remote sensing approaches”, *Bulletin of Marine Science*, núm. 69, pp. 237-250.
- Castrillón-Cifuentes, A. L., C. G. Muñón y F. A. Zapata. (2015). “Reproductive patterns of the coral *Pocillopora damicornis* at Gorgona Island, Colombian Pacific Ocean”, *Marine Biology Research*, núm. 11, pp. 1065-1075.
- Chávez-Romo, H. E. y H. Reyes-Bonilla. (2007). “Reproducción sexual del coral *Pocillopora damicornis* al sur del Golfo de California, México”, *Ciencias Marinas*, núm. 33, pp. 495-501.
- Cortés, J. (1997). “Biology and geology of eastern Pacific coral reefs”, *Coral Reefs*, núm. 16, pp. S39-S46.
- . (ed.) (2003). *Latin American coral reefs*. Amsterdam: Gulf Professional Publishing.
- Cowen, R. K., C. B. Paris, D. B. Olson y J. L. Fortuna. (2002). “The role of long distance dispersal versus local retention in replenishing marine populations”, *Gulf Caribbean Research: Supplement*.
- Crosby, M. P., G. Brighouse y M. Pichon. (2002). “Priorities and strategies for addressing natural and anthropogenic threats to coral reefs in Pacific Island Nations”, *Ocean & Coastal Management*, núm. 45, pp. 121-137.

- Cupul-Magaña, A. L. y L. Calderón-Aguilera. (2008). “Cold water bleaching at Islas Marietas National Park, Nayarit, México”, *Memorias 15º Congreso Nacional de Oceanografía*, Veracruz, México.
- Dana, T. F. (1975). “Development of contemporary eastern Pacific coral reefs”, *Marine Biology*, núm. 33, pp. 355-374.
- Fadlallah, Y. H. (1983). “Sexual reproduction, development and larval biology in scleractinian corals”, *Coral Reefs*, núm. 2, pp. 129-150.
- Furla, P., D. Allemand, J. M. Shick, C. Ferrier-Pagés, S. Richier, A. Plantivax, P. Merle y S. Tambutté. (2005). “The Symbiotic Anthozoan: A Physiological Chimera between Alga and Animal”, *Integrative and Comparative Biology*, núm. 43, pp. 595-604.
- Glynn, P. W. y G. M. Wellington. (1983). *Corals and coral reefs of the Galapagos Islands*. Berkley: University of California.
- Glynn, P. W. y J. S. Ault. (1997). “A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region”, *Coral Reefs*, núm. 19, pp. 1-23.
- Glynn, P. W., J. L. Maté, A. C. Baker y M. O. Calderón. (2001). “Coral bleaching and mortality in Panama and Ecuador during the 1997-1998 El Niño Southern Oscillation event: Spatial/temporal patterns and comparisons with the 1982-1983 event”, *Bulletin of Marine Science*, núm. 69, pp. 79-109.
- Glynn, P. W., N. J. Gassman, C. M. Eakin, J. Cortés, D. B. Smith y H. M. Guzmán. (1991). “Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panama, and Galapagos Islands (Ecuador). I. Pocilloporidae”, *Marine Biology*, núm. 109, pp. 355-368.
- Glynn, P. W., S. B. Colley, N.J. Gassman, K. Black, J. Cortés y J. L. Mate. (1996). “Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá and Galápagos Islands (Ecuador). III. Agariciidae (*Pavona gigantea* and *Gardineroseris planulata*)”, *Marine Biology*, núm. 125, pp. 579-601.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D’Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. P. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck y R. Watson. (2008). “A Global Map of Human impact on Marine Ecosystems”, *Science*, núm. 319, pp. 948-952.
- Hanski, I. (1998). “Metapopulation dynamics”, *Nature*, núm. 396, pp. 41-49.
- Harrison, P. L. (2011). “Sexual reproduction of scleractinian corals”, en: Dubinsky, Z. y N. Stambler (eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Nueva York: Springer, pp. 59-85.
- Harrison, P. L. y C. C. Wallace. (1990). “Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals”, en: Dubinsky, Z. (ed.), *Ecosistemas of the World. Coral reefs*. Países Bajos: Elsevier, pp. 133-207.

- Harrison, P. L., R. C. Babcock, G. D. Bull, J. K. Oliver, C. C. Wallace y B. L. Willis. (1984). "Mass spawning in tropical reef corals", *Science*, núm. 223, pp. 1186-1189.
- Hastings, A. (1993). "Complex interactions between dispersal and dynamics: lessons from coupled logistic equations", *Ecology*, núm. 74, pp. 1362-1372.
- Highsmith, R. C. (1982). "Reproduction by fragmentation in corals", *Marine Ecology Progress Series*, núm. 7, pp. 207-226.
- Hoegh-Guldberg, O. (1999). "Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs", *Marine and Freshwater Research*, núm. 50, pp. 839-866.
- . (2011). "Coral reef ecosystems and anthropogenic climate change", *Regional Environmental Change*, núm. 11, pp. 215-227.
- Jordán, E. D. (1993). *Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe mexicano, Parte I. El sistema continental*. México: CIQRO, p. 110.
- Keough M. J. y B. J. Downes. (1982). "Recruitment of Marine Invertebrates: the Role of Active Larval Choices and Early Mortality", *Oecologia*, núm. 54, pp. 348-352.
- Knowlton, N. (2001). "The future of coral reefs", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, núm. 28, pp. 5419-5425.
- Knowlton, N., J. C. Lang, M. C. Rooney y P. Clifford. (1981). "Evidence for delayed mortality in hurricane-damaged Jamaican staghorn corals", *Nature*, núm. 294, pp. 251 y 252.
- Lara-Hernández, J. A. (2012). *Transporte larvario y conectividad potencial de corales pétreos en el Pacífico mexicano: Estudio mediante simulaciones numéricas*, tesis de licenciatura, Oaxaca, México, Universidad del Mar.
- Levin, L. A. (2006). "Recent progress in understanding larval dispersal: New directions and digressions. From the symposium: Complex Life-Histories of Marine Benthic Invertebrates: A Symposium in Memory of Larry McEdward", San Diego, California, *Integrative and Comparative Biology*, núm. 46, pp. 282-297.
- López-Pérez, R. A., M. G. Mora-Pérez y G. E. Leyte-Morales. (2007). "Coral (*Anthozoa: Scleractinia*) recruitment at Bahías de Huatulco, western Mexico: Implications for coral community structure and dynamics", *Pacific Science*, núm. 61, pp. 355-369.
- Medina-Rosas, P., J. D. Carriquiry y A. L. Cupul-Magaña. (2005). "Recruitment of *Porites* (*Scleractinia*) on artificial substrate in reefs affected by the 1997-98 El Niño in Banderas Bay, Mexican Pacific", *Ciencias Marinas*, núm. 31, pp. 103-109.
- Mora-Pérez, M. G. (2005). *Biología reproductiva del coral *Porites panamensis* Verrill 1866 (*Anthozoa: Scleractinia*), en Bahía de La Paz, Baja*

- California Sur, México*, tesis de maestría, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, BCS, México.
- Oles, B. (2007). "Transformations in the sociocultural values and meanings of reefs and resources on Mwoakilloa", *Coral Reefs*, núm. 26, pp. 971-981.
- Olive, P. J. W. (1995). "Annual breeding cycles in marine invertebrates and environmental temperature: Probing the proximate and ultimate causes of reproductive synchrony", *Journal of Thermal Biology*, núm. 20, pp. 79-90.
- Paris-Limouzy, C. B. (2011). "Reef Interconnectivity/Larval Dispersal", en: D. Hopley (ed.), *Encyclopedia of Modern Coral Reefs*. Países Bajos: Springer, pp. 881-889.
- Paz-García, D. A., H. E. Chávez-Romo, F. Correa-Sandoval, H. Reyes-Bonilla, R. A. López-Pérez, P. Medina-Rosas y M. P. Hernández-Cortés. (2012). "Genetic connectivity patterns of corals *Pocillopora damicornis* and *Porites panamensis* (Anthozoa: Scleractinia) along the west coast of México", *Pacific Science*, núm. 66, pp. 43-61.
- Reitzel, A. M., B. G. Miner y L. R. McEdward. (2004). "Relationships between spawning date and larval development time for benthic marine invertebrates: A modeling approach", *Marine Ecology Progress Series*, núm. 280, pp. 13-23.
- Richmond, R. H. (1997). "Reproduction and recruitment in corals: Critical links in the persistence of reefs", en Birkeland, C. (ed), *Life and death of coral reefs*. Nueva York: Chapman & Hall, pp. 175-197.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte y A. L. Cupul-Magaña. (2010). "Differential response to cold and warm water conditions in *Pocillopora* colonies from the Central Mexican Pacific", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, núm. 391, pp. 57-64.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte, D. T. Pettay, M. E. Warner y A. L. Cupul-Magaña. (2014). "The effects of an abnormal decrease in temperature on the Eastern Pacific reef building coral *Pocillopora verrucosa*", *Marine Biology*, núm. 161, pp. 131-139.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., E. Carpizo-Ituarte, G. L. Leyte-Morales, G. Chi-Barragán y O. Tapia-Vázquez. (2011). "Sexual reproduction of three coral species from the Mexican South Pacific", *Marine Biology*, núm. 158, pp. 2673-2683.
- Roth, M. S. (2014). "The engine of the reef: Photobiology of the coral-algae symbiosis", *Frontiers in Microbiology*, núm. 5. doi: 10.3389/fmicb.2014.00422.
- Saavedra-Sotelo, N. C., L. E. Calderon-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, R. A. López-Pérez, P. Medina-Rosas y A. Rocha-Olivares. (2011). "Limited

- genetic connectivity of *Pavona gigantea* in the Mexican Pacific”, *Coral Reefs*, núm. 30, pp. 677-686.
- Saavedra-Sotelo, N. C., L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, D. A. Paz-García, R. A. López-Pérez, A. L. Cupul-Mgaña, J. A. Cruz-Barraza y A. Rocha-Olivares. (2013). “Testing the genetic predictions of biogeographical model in a dominant endemic eastern Pacific coral (*Porites panamensis*) using a genetic seascape approach”, *Ecology and Evolution*, núm. 3, pp. 4070-4091.
- Sammarco, P. W. (1982). “Polyp bail-out: An escape response to environmental stress and a new means of reproduction in corals”, *Marine Ecology Progress Series*, núm. 10, pp. 57-65.
- Sánchez, M. J. A., J. Cadena, A. Grajales e I. Porto. (2005). “¿Por qué están muriendo los corales? Blanqueamiento coralino: Causas, consecuencias e hipótesis”, *Apuntes Científicos Uniéndonos*, núm. 5, pp. 14-22.
- Santiago-Valentín, J. D., A. P. Rodríguez-Troncoso, E. Carpizo-Ituarte, F. Benítez-Villalobos, P. Torres-Hernández y A. López-Pérez. (2015). “Reproductive pattern of the reef building coral *Pavona gigantea* (Scleractinia: Agariciidae) in Southern Mexican Pacific”, *Ciencias Marinas*, núm. 41, pp. 233-246.
- Sheppard, C. R. C., S. K. Davy y G. Pilling. (2009). *The biology of coral reefs*. Oxford: Oxford University Press.
- Sherman, C. D. H., J. D. Ayre y K. J. Miller. (2006). “Asexual reproduction does not produce clonal populations of the brooding coral *Pocillopora damicornis* on the Great Barrier Reef, Australia”, *Coral Reefs*, núm. 25, pp. 7-18.
- Spalding, M. D., C. Ravolius y E. P. Green. (2001). *World Atlas of Coral Reef*. Estados Unidos: UNEP/WCMC/University of California Press.
- Stoddart, J. A. (1983). “Asexual production of planulae in the coral *Pocillopora damicornis*”, *Marine Biology*, núm. 76, pp. 279-284.
- Stoddart, J. A. y R. Black. (1985). “Cycles of gametogenesis and planulation in the coral *Pocillopora damicornis*”, *Marine Ecology Progress Series*, núm. 23, pp. 153-164.
- Szmant, M. A. (1986). “Reproductive ecology of Caribbean reef corals”, *Coral Reefs*, 5 (1986), pp. 43- 53.
- Tanner, J. E. (1996). “Seasonality and lunar periodicity in the reproduction of Pocilloporid corals”, *Coral Reefs*, núm. 151, pp. 59-66.
- Tortolero-Langarica, J. J. A., A. P. Rodríguez-Troncoso, J. P. Carricar-Ganivet y A. L. Cupul-Magaña. (2016). “Skeletal extension, density and calcification rates of massive free-living coral *Porites lobata* Dana, 1846”, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, núm. 478, pp. 68-75.

- Vermeij, M. J. M., E. Samayo, K. Broker y R. P. M. Bak. (2003). "Variation in planulae release of closely related coral species", *Marine Ecology Progress Series*, núm. 247, pp. 75-84.
- . (2004). "The reproductive biology of closely related coral species: Gametogenesis in *Madracis* from the southern Caribbean", *Coral Reefs*, núm. 23, pp. 206-214.
- Veron, J. E. N. (1995). *Corals in space and time: The biogeography and evolution of the Scleractinia*. Ithaca: Cornell University Press.
- Veron, J. E. N., O. Hoegh-Guldberg, T. M. Lenton, J. M. Lough, D. O. Obura, P. Pearce-Kelly, C. R. C. Sheppard, M. Spalding, M. G. Stafford-Smith y A. D. Rogers. (2009). "The coral reef crisis: The critical importance of < 350 ppm CO₂", *Marine Pollution Bulletin*, núm. 58, pp. 1428-1436.
- Wallace, C. C. (1985). "Seasonal peaks and annual fluctuations in recruitment of juvenile scleractinian corals", *Marine Ecology Progress Series*, núm. 21, pp. 289-298.
- Wang, C. y P. C. Fiedler. (2006). "ENSO variability and the eastern tropical Pacific: a review", *Progress in Oceanography*, núm. 69, pp. 239-266.
- Waples, R. S. y O. Gaggiotti. (2006). "What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity", *Molecular Ecology*, núm. 15, pp. 1419-1439.
- Ward, S. (1992). "Evidence for broadcast spawning as well as brooding in the scleractinian coral *Pocillopora damicornis*", *Marine Biology*, núm. 112, pp. 641-646.
- Whitaker, K. (2006). "Genetic evidence for mixed modes of reproduction in the coral *Pocillopora damicornis* and its effect on population structure", *Marine Ecology Progress Series*, núm. 306, pp. 115-124.
- Wood, S., C. B. Paris, Ridgwell A. y E. J. Hendy. (2014). "Modeling dispersal and connectivity of broadcast spawning corals at the global scale", *Global Ecology and Biogeography*, núm. 23, pp. 1-11.

Capítulo II

Requerimientos ecológicos en las aves: un enfoque en psitácidos

*Sylvia Margarita de la Parra-Martínez
Miguel Ángel De Labra-Hernández
Katherine Renton*

Los recursos para las aves

Los recursos son elementos del ambiente que son consumidos o utilizados por un organismo para obtener energía y llevar a cabo sus actividades vitales (Tilman, 1982). En esta interacción, el hábitat cumple un papel importante al proporcionar la variedad de recursos utilizados. En hábitats heterogéneos, donde la disponibilidad de los recursos no es constante, los organismos deben distribuirse en los hábitats que ofrecen los mejores recursos (MacArthur y Pianka, 1966). Por lo tanto, los recursos pueden ser factores que limitan la supervivencia y reproducción de los organismos (Martín, 1987; Newton, 1998).

Para las aves, los recursos son los nutrientes o el alimento que consumen; además, los sitios de anidación constituyen recursos para las aves que anidan en cavidades de árboles (Newton, 1998). A su vez, la disponibilidad del alimento y los sitios de anidación pueden influir en el uso del hábitat por las aves (Andrewartha y Birch, 1984; Cody, 1985). Se ha demostrado que las aves frugívoras muestran fluctuaciones en su abundancia, movimientos y uso del hábitat como respuesta a la variación espacio-temporal en la disponibilidad y abundancia de los recursos que consumen (Levey, 1988; Loiselle y Blake, 1991). Respecto a los sitios de anidación, la disponibilidad de

cavidades existentes puede limitar el número de parejas reproductivas y el tamaño poblacional de las aves que requieren este recurso para anidar (Newton, 1994a, 1994b; Cockle *et al.*, 2010, 2011). Por lo tanto, el alimento y los recursos de anidación son componentes clave en el uso y selección del hábitat por las aves (Jones, 2001), y generalmente estos componentes se relacionan con la estructura de la vegetación (Rotenberry y Wiens, 1980).

Por otro lado, los recursos no siempre son accesibles para los individuos y su disponibilidad no se encuentra de manera uniforme en la naturaleza (Manly *et al.*, 2002). En el ambiente, la accesibilidad y disponibilidad de los recursos varían en función de diversos factores, principalmente por cambios en las condiciones ambientales, disturbios como los huracanes e incendios, así como por la deforestación y la fragmentación de los bosques (Newton, 1994b; Lindenmayer y Fischer, 2006).

Las condiciones ambientales y los recursos

Las condiciones ambientales como temperatura, precipitación y humedad relativa son definidas como factores ambientales abióticos que varían en espacio y tiempo, y respecto a los que los organismos responden de diferentes maneras (Begon *et al.*, 1988). A diferencia de los recursos, las condiciones no son consumidas o utilizadas por los organismos; sin embargo, tienen efectos sobre distintos componentes de las poblaciones (Begon *et al.*, 1988). La temporada reproductiva es un periodo crucial en los individuos que puede estar regido por el clima, principalmente la temperatura para diferentes grupos de organismos como aves (Crick *et al.*, 1997; Li y Brown, 1999), mamíferos (Réale *et al.*, 2003) y anfibios (Beebe, 1995). En particular, los ciclos biológicos de las aves están relacionados con variables climáticas como la temperatura y la precipitación (NWF/ABC, 2002), las cuales a su vez influyen en la disponibilidad de alimento como insectos, flores y semillas (Boat y Grant, 1984; Vélchez *et al.*, 2004; Bolger *et al.*, 2005).

La reproducción de las aves ocurre de manera estacional en una época específica del año y tiende a estar sincronizada con el periodo de mayor abundancia de recursos alimenticios durante la crianza de

los pollos, lo cual garantiza su desarrollo (Perrins, 1970). Los estudios realizados indican que las variaciones en disponibilidad de recursos alimenticios, como consecuencia de las condiciones ambientales, pueden afectar varios aspectos reproductivos en las aves como el comienzo de la anidación, tamaño de puesta, el crecimiento de los pollos y el éxito reproductivo (Gibbs y Grant, 1987; Martin, 1987; Curry y Grant, 1989). De manera particular, las fluctuaciones interanuales de la precipitación como consecuencia de los fenómenos de El Niño y La Niña, influyen en la disponibilidad de recursos alimenticios, impactando con ello la reproducción y la dinámica poblacional de las aves, particularmente en ambientes estacionales (Boat y Grant, 1984; Gibbs y Grant, 1987; Curry y Grant, 1989; Li y Brown, 1999; Christman, 2002; Bolger *et al.*, 2005). Por lo que la disponibilidad del alimento durante la temporada de anidación es un factor determinante que puede afectar el éxito reproductivo de las aves.

Efecto de la temporalidad sobre los recursos alimenticios

La temporalidad en la oferta de recursos alimenticios en el ambiente puede influir sobre la manera en cómo las aves utilizan el alimento que van teniendo disponible, impactando también la distribución y abundancia de los individuos. En este sentido se ha observado que la reproducción de las plantas es más variable en el espacio y el tiempo que en la producción del follaje, por lo que puede presentar variaciones anuales e interanuales (Levey y Stiles, 1992). Debido a esto, la disponibilidad de los recursos para las aves nectarívoras y frugívoras, en comparación con las aves insectívoras, suelen ser menos constantes y predecibles en el tiempo y el espacio (Levey y Stiles, 1992). Por lo cual las aves deben ser capaces de adaptarse a las variaciones en la disponibilidad de recursos y seguir la oferta de los recursos alimenticios empleando distintas estrategias, o bien mostrar cierta plasticidad en el uso de los mismos (Leighton y Leighton, 1983; Fleming, 1992).

Por otro lado, las aves pueden ser clasificadas como generalistas o especialistas en el uso de los recursos alimenticios (Recher, 1990; Stotz *et al.*, 1996); asimismo, pueden ser consideradas estereotipadas o elásticas según la forma en que explotan los recursos disponibles

(Morse, 1980). Así, podría ocurrir que las especies con mayor plasticidad en el uso de recursos puedan adaptarse mejor a cambios en el ambiente, mientras que las especialistas podrían ser más vulnerables ante estos cambios (Recher, 1990; Julliard *et al.*, 2006; Devictor *et al.*, 2008). Finalmente, el observar y estudiar estas redes de comportamiento entre las aves, así como el uso de sus recursos, permiten entender cómo las aves interactúan con sus recursos a nivel espacial y temporal (Levey y Stiles, 1992; Herrera *et al.*, 2011; Blendinger *et al.*, 2012).

En ambientes estacionales la fenología de las plantas está determinada por los patrones en los regímenes de precipitación (Bullock y Solís-Magallanes, 1990; White, 1994; Borchert, 1999). Estos patrones estacionales provocan fluctuaciones temporales en la disponibilidad de recursos como flores y frutos, lo que a su vez influye en la distribución y abundancia de las aves frugívoras y nectarívoras (Leighton y Leighton, 1983; Loiselle y Blake, 1991). En el sureste de México la estacionalidad de la precipitación explica el patrón temporal en floración de las plantas, patrón que determina el comportamiento de forrajeo en distintas especies de colibríes que emplean diferentes estrategias como movimientos temporales hacia sitios con recursos florales, o cambios en la dieta al consumir insectos durante la época de escasez de alimento (Toledo, 1995). Para el cuervo hawaiano (*Corvus hawaiiensis*) su dieta está determinada por la disponibilidad de recursos, presentando un comportamiento generalista cuando los recursos son escasos en el ambiente (Sakai *et al.*, 1986). Además, en primavera y verano esta especie realiza movimientos altitudinales hacia sitios más altos que en otoño e invierno (Giffin *et al.*, 1987), patrón que corresponde a los picos de fructificación en cada sitio (Sakai *et al.*, 1986). Por lo tanto, los movimientos altitudinales parecen estar fuertemente relacionados con la disponibilidad del alimento y son mucho más frecuentes en las especies frugívoras y nectarívoras (Levey y Stiles, 1992).

Los sitios de anidación en aves anidadoras de cavidad

Las aves que necesitan cavidades para anidar pueden dividirse en aves excavadoras, principalmente de la familia *Picidae*, y aves que

no excavan sus nidos, conocidas comúnmente como anidadores secundarios de cavidad. Las aves que anidan en cavidades tienen preferencia por ciertas especies de árboles o sustratos con características específicas como tamaño, edad o condición (Li y Martin, 1991; Rudolph y Conner, 1991; Sandoval y Barrantes, 2006; Acosta-Pérez *et al.*, 2013). Para las aves excavadoras primarias de cavidad, como los carpinteros, la disponibilidad de sustratos como árboles muertos en pie o árboles maduros de talla grande son determinantes en proporcionar espacios para la construcción de cavidades como sitios de anidación (Gibbs *et al.*, 1993; Sandoval y Barrantes, 2006). Por otro lado, especies como el pájaro carpintero mexicano (*Picoides scalaris*) prefieren construir sus nidos en sustratos de menor dureza que le permiten excavar con mayor facilidad, como los escapos florales secos del maguey pulquero (Acosta-Pérez *et al.*, 2013).

Por su parte, los anidadores secundarios de cavidad dependen de las cavidades preexistentes y, por lo tanto, la disponibilidad de sitios adecuados para la anidación puede limitar el número de parejas reproductoras (Newton, 1994a). Además, algunas aves anidadoras secundarias de cavidad seleccionan para anidar cavidades con características específicas, con base en su altura desde el suelo, ancho de entrada y profundidad (Li y Martin, 1991). De manera particular, se ha observado que la selección de cavidades a una mayor altura sobre el suelo es el principal criterio de selección que reduce el riesgo de depredación (Nilsson, 1984; Wilcove, 1985; Li y Martin, 1991; Newton, 1994b; Cockle *et al.*, 2011).

También se ha documentado que puede existir una repartición de los recursos de anidación entre las especies de aves anidadoras secundarias de cavidad en función del tamaño corporal. En una comunidad de cinco especies de anidadores secundarios se determinó que la golondrina bicolor (*Tachycineta bicolor*) y el azulejo pálido (*Sialia currucoides*) ocuparon las cavidades más pequeñas y con entradas más estrechas, a diferencia del pato monja (*Bucephala albeola*) y el carpintero de pechera (*Colaptes auratus*), que ocuparon las cavidades más grandes, mientras que el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) utilizó las cavidades de tamaño intermedio (Belthoff y Ritchison, 1990).

La respuesta de las aves a la perturbación del hábitat

El hábitat puede ser considerado como el subconjunto de factores ambientales físicos que permiten a un organismo sobrevivir o reproducirse (Block y Brennan, 1993). El cambio de uso del suelo debido a actividades antropogénicas ha afectado a casi el 50% del planeta y es la principal fuerza de la pérdida de la biodiversidad (Vitousek *et al.*, 1997). La deforestación ha afectado al 70% de las aves que habitan en los bosques tropicales, particularmente las especies de gran tamaño y con requerimientos específicos son más sensibles a la degradación del hábitat (Thiollay, 1999). Si bien algunas especies de aves, como las asociadas a los bordes y claros de selva, se ven favorecidas por la perturbación del hábitat, las aves especialistas son más afectadas por la degradación del hábitat (Thiollay, 1996). El águila *Harpia harpyja* es una especie que prefiere anidar en áreas con mayor cobertura de selva y estado de conservación, evitando por completo las zonas perturbadas (Vargas y Vargas, 2011). Por otro lado, la degradación del hábitat modifica procesos ecosistémicos como la interrupción de la dispersión de semillas por las aves frugívoras (Lambert, 1991).

La asociación de los psitácidos con los recursos en el ambiente

Los psitácidos muestran amplia capacidad de movimiento, cubriendo distintos hábitats, por lo cual podrían elegir o seleccionar algunos hábitats según la disponibilidad de recursos (Amuno *et al.*, 2007; Stahala, 2008; Ortiz-Maciel *et al.*, 2010; Legault *et al.*, 2011). Además, se alimentan de frutos, semillas y flores de distintas especies de plantas (Galetti, 1993; Renton, 2001) que muestran alta variabilidad fenológica en su productividad (Hilty, 1980; Loiselle y Blake, 1991); por lo tanto, los psitácidos necesitan adaptarse a las fluctuaciones en la disponibilidad de los recursos alimenticios que consumen. Asimismo, los psitácidos son anidadores secundarios de cavidades (Forshaw, 1989; Monterrubio-Rico y Escalante-Pliego, 2006), por lo que dependen de la disponibilidad de cavidades con condiciones adecuadas para su anidación (Cockle *et al.*, 2008). Finalmente, los

psitácidos son la familia de aves más amenazada a nivel global, principalmente por la pérdida y fragmentación de sus hábitats (Bennett y Owens, 1997; BirdLife International, 2016; Olah *et al.*, 2016), por lo que el estudio de sus requerimientos ecológicos y su relación con los recursos provee información ecológica fundamental para su conservación.

Efecto de la temporalidad de los recursos alimenticios en los psitácidos

Los psitácidos se alimentan principalmente de semillas y frutos de una variedad de especies de árboles (Galetti, 1997; Renton, 2001; Ragusa-Netto, 2004; Vaughan *et al.*, 2006; figuras 1 y 2) y ocasionalmente consumen néctar, flores, hojas, madera e insectos (Moorhouse, 1997; Ragusa-Netto y Fecchio, 2006; Chapman, 2007). Sin embargo, la mayoría de los estudios realizados demuestran que en general los psitácidos son principalmente granívoros (Janzen, 1981; Galetti, 1993; Renton, 2001; Renton *et al.*, 2015). La capacidad de movimiento de estas aves les permite explotar recursos distantes, en un área amplia, con un potencial de heterogeneidad espacial y temporal en la disponibilidad de recursos. En relación con lo anterior, los psitácidos podrían mostrar distintas adaptaciones en el comportamiento de forrajeo en respuesta a la variación en la disponibilidad de recursos alimenticios.

En distintas regiones geográficas y hábitats, se ha observado que varias especies de psitácidos muestran fluctuaciones temporales en su abundancia, que coinciden con las fluctuaciones en la disponibilidad de los recursos que consumen (Beeton, 1985; Wirminghaus *et al.*, 2001; Ragusa-Netto, 2004, 2007; Karubian *et al.*, 2005; Manning *et al.*, 2007; Rivera-Ortiz *et al.*, 2008). En las selvas tropicales de la Amazonía de Perú, Ecuador y Brasil, algunos psitácidos (géneros *Ara*, *Orthopsittaca*, *Amazona*, *Brotogeris*) presentan variación espacio-temporal en su abundancia, que coincide con los periodos de mayor producción de los frutos y flores que consumen (Renton, 2002a; Karubian *et al.*, 2005; Ragusa-Netto, 2007, 2008). Cabe mencionar que algunas especies de psitácidos dependen de un recurso alimenticio específico, el cual puede ser clave para la abundancia y distri-

bución de sus poblaciones. En Mato Grosso, Brasil, el periquito *Brotogetis chiriri* consume principalmente los frutos del árbol más común, *Protium heptaphyllum*, y su abundancia aumenta considerablemente a principios de la estación seca cuando la producción de frutos es mayor (Ragusa-Netto, 2008). Igualmente, en la isla de Seram, Indonesia, la densidad de la cacatúa (*Cacatua moluccensis*) está positivamente correlacionada con la densidad de *Octomeles sumatranus*, árbol que utiliza como nido, y con la de *Ficus* sp., especie vegetal considerada como recurso alimenticio clave (Kinnaird *et al.*, 2003).



Figura 1. Perico frente naranja (*Eupsittula canicularis*) alimentándose de semillas del árbol *Heliocarpus pallidus* en la Estación de Biología Chamela, Jalisco. (Foto cortesía de Christian Schmid).

Una de las estrategias más frecuentemente reportadas en los psitácidos es el cambio de dieta como respuesta a las fluctuaciones en la disponibilidad de recursos alimenticios (Renton *et al.*, 2015). Por ejemplo, en los bosques de galería del sur de El Pantanal en Brasil, varias especies de psitácidos se alimentan de frutos durante la estación de lluvias, mientras que durante la estación seca se alimentan de néctar (Ragusa-Neto y Fecchio, 2006). Asimismo, se ha observado



Figura 2. Guacamaya verde (*Ara militaris*) alimentándose de los frutos del árbol *Bursera aptera* en el bosque tropical caducifolio de la región del Alto Balsas de Guerrero. (Foto cortesía de Leopoldo D. Vázquez-Reyes.)

plasticidad alimenticia temporal en especies de psitácidos de África y Australia, que cambian su consumo de plantas a invertebrados como respuesta a la variación en la disponibilidad de los recursos vegetales (Cannon, 1981; Greene, 1998; Selman *et al.*, 2002; Boyes y Perrin, 2013). Por otro lado, varias especies de psitácidos cambian las especies de plantas que consumen según la variación fenológica (Greene, 1998; Boyes y Perrin, 2009; Díaz *et al.*, 2012).

Los psitácidos también pueden mostrar cambios en el uso del hábitat como una estrategia para seguir la disponibilidad de recursos. Este comportamiento se ha observado en el perico *Cyanoramphus novaezelandiae* de Nueva Zelanda (Greene, 1998) y en el loro *Amazona finschi* de los bosques secos del oeste de México (Renton, 2001). Asimismo, los psitácidos pueden realizar movimientos diarios y estacionales, así como migraciones de larga distancia en respuesta a la declinación estacional en la disponibilidad del alimento (Saunders, 1980; Symes y Perrin, 2003; Bjork, 2004). Esto se ha demostrado para especies de talla grande como el loro *Amazona guatemalae*,

que realiza movimientos estacionales de larga distancia (138 ± 61.9 km), desde Tikal en Guatemala hasta los bosques húmedos del sur de México, patrón que coincide con la declinación de recursos alimenticios en Tikal durante la época no-reproductiva (Bjork, 2004). De igual forma, la guacamaya *Orthopsittaca manilata* se desplaza grandes distancias al seguir la fenología de fructificación de la palma *Mauritia flexuosa* (Silva, 2009).

Así, los psitácidos desarrollan estrategias de forrajeo como cambiar la dieta, modificar el uso del hábitat y realizar movimientos para seguir la variación espacial y temporal de los recursos que consumen (Renton *et al.*, 2015). Esta plasticidad en el uso de los recursos alimenticios que muestran algunas especies de psitácidos podría ser ventajosa en hábitats heterogéneos donde el forrajeo debe ser optimizado. Asimismo, las distintas estrategias que muestran los psitácidos en el seguimiento de los recursos alimenticios podrían hacer referencia a la teoría del forrajeo óptimo al ser estrategias para optimizar la dieta, parche de forrajeo y los movimientos entre parches (MacArthur y Pianka, 1966; Pyke, 1977, 1984).

Por otro lado, en psitácidos, como en otras aves, las estrategias de seguimiento y búsqueda de recursos alimenticios podría obedecer a un componente hereditario; además de información social de contacto mediante aprendizaje de la parvada (Chapman *et al.*, 1989; Seibert, 2006), lo que les permite modificar el comportamiento del forrajeo según la disponibilidad del alimento y seleccionar recursos en parches de mejor calidad. Sin embargo, pocos estudios con psitácidos han determinado la selección de recursos alimenticios, para lo cual es necesario tener información sobre el uso, o qué recursos consumen, además de información sobre la disponibilidad de estos recursos en el ecosistema.

Efectos de la disponibilidad de los recursos alimenticios en la reproducción de los psitácidos

Pocos estudios han evaluado la influencia de la variación espacio-temporal en la disponibilidad de recursos alimenticios sobre la reproducción de loros neotropicales (Renton, 2002b; Masello y Quillfeldt, 2004; Renton y Salinas-Melgoza, 2004; Sanz y Rodríguez-

Ferraro, 2006). Algunos trabajos parecen indicar que el periodo reproductivo coincide con la mayor abundancia y disponibilidad de recursos alimenticios (Saunders, 1986; Moorhouse, 1991; Johnstone y Kirkby, 1999), y algunas especies pueden adelantar o retrasar el inicio de la anidación cuando las condiciones son favorables (McFarland, 1988; Warburton y Perrin, 2005; Powlesland *et al.*, 2009). Otros estudios de psitácidos también han reportado que variaciones en la disponibilidad del alimento pueden afectar el tamaño de la puesta, el desarrollo de pollos y el éxito reproductivo (Saunders, 1982, 1986, 1990; Renton, 2002b; Renton y Salinas-Melgoza, 2004; Díaz *et al.*, 2012). En Australia, para la cacatúa *Zanda latirostris* se determinó el menor número de eclosiones, de crecimiento de pollos y de éxito reproductivo en áreas perturbadas donde los recursos alimenticios se encontraban limitados a parches aislados de vegetación remanente, en comparación con áreas de bosque conservado (Saunders, 1982, 1986, 1990).

En el bosque tropical seco del occidente de México las fluctuaciones anuales en la disponibilidad del alimento, asociadas con el ciclo de El Niño-La Niña, provocan variaciones en la tasa de crecimiento de pollos de *A. finschi*, demostrando un crecimiento lento y reducción de la nidada mediante mortalidad por inanición de los pollos durante años secos con menor disponibilidad de recursos alimenticios (Renton, 2002b; Renton y Salinas-Melgoza, 2004). La reproducción implica mayor requerimiento energético, tanto para padres como para los pollos en desarrollo, por lo que la disponibilidad del alimento también puede ser clave en la evolución de las estrategias reproductivas de los psitácidos.

Los psitácidos como anidadores secundarios de cavidades

El 78% de las especies de psitácidos son anidadores secundarios de cavidades en árboles (Renton *et al.*, 2015) y dependen de la disponibilidad de este recurso para su reproducción. En general, los psitácidos utilizan frecuentemente sitios de anidación con características específicas de talla de los árboles, diámetro de la entrada, altura y profundidad de la cavidad (Saunders *et al.*, 1982; Marsden y Jones, 1997; Renton y Salinas-Melgoza, 1999; Heinsohn *et al.*, 2003, Rivera

et al., 2012; de la Parra-Martínez *et al.*, 2015; fig. 3). El utilizar cavidades con estas características puede proporcionar ciertas ventajas para los psitácidos, como limitar el acceso a los depredadores al contenido del nido.



Figura 3. Hembra de Loro corona azul (*Amazona guatemalae*) anidando en una cavidad del árbol *Oreopanax obtusifolius*, en el bosque tropical perennifolio de la región de Los Chimalapas, Oaxaca, México (Foto cortesía de Marisela Martínez Ruiz).

Pocos estudios han determinado la disponibilidad de sitios de anidación para los psitácidos. No obstante, a pesar de que podría haber una alta densidad de cavidades en las selvas tropicales (Boyle

et al., 2008; Vázquez y Renton, 2015), no todas las cavidades disponibles cuentan con las características adecuadas para la anidación de los psitácidos (Saunders *et al.*, 1982; Marsden y Pilgrim, 2003; Cockle *et al.*, 2010, 2011; de la Parra-Martínez *et al.*, 2015). Para las especies de psitácidos de talla grande la densidad de cavidades adecuadas para la anidación puede ser aún menor. Para las cacatúas *Cacatua sulphurea* y *Cacatua ophthalmica* de la Isla de Sumba, Indonesia, se estima que hay una densidad de 0.67-0.84 cavidades/hectárea adecuadas para su anidación (Marsden y Pilgrim, 2003; Walker *et al.*, 2005). En el caso de la guacamaya verde, *Ara militaris*, en la costa de Jalisco, México, de la Parra-Martínez *et al.* (2015) registraron una densidad baja de 0.7 cavidades/hectárea adecuadas para su anidación.

La limitación de sitios de anidación mediante la competencia ínter e intraespecífica también ha sido propuesta como hipótesis que explica la evolución del tamaño de puesta en las aves. En este sentido, la hipótesis de oportunidades limitadas de reproducción (Beissinger y Waltman, 1991; Martin, 1992) propone que, cuando las oportunidades para anidar son limitadas por baja disponibilidad de sitios de anidación, o competencia ínter e intraespecífica, las hembras dependen de invertir mayor esfuerzo reproductivo mediante un mayor tamaño de puesta. Además, las hembras defienden la posesión del sitio de anidación iniciando la incubación con la puesta del primer huevo, resultando en la eclosión asincrónica de la nidada (Beissinger y Waltman, 1991). Así, la limitación y competencia por los sitios de anidación puede ser una hipótesis que explica el mayor tamaño de puesta y la eclosión asincrónica para las aves que anidan en cavidades (Martin, 1993; Beissinger, 1996).

En psitácidos, muy pocos estudios han estimado la disponibilidad y el uso de cavidades para determinar selección (Renton *et al.*, 2015). Los estudios que han evaluado las características de cavidades utilizadas como nidos, en comparación con las características de cavidades disponibles, coinciden en que los psitácidos seleccionan los sitios de anidación con base en altura, tamaño y profundidad de las cavidades (Snyder *et al.*, 1987; Enkerlin-Hoeflich, 1995; Stojanovic *et al.*, 2012; de la Parra-Martínez *et al.*, 2015). Algunos trabajos han demostrado que la altura y la profundidad de la cavidad o la conectividad del dosel pueden influir en el éxito de anidación de los psitácidos (Heinsohn, 2008; Berkunsky y Rebores, 2009; Bonebrake y

Beissinger, 2010; Britt *et al.*, 2014). En el caso del perico *Forpus passerinus* de Venezuela, Bonebrake y Beissinger (2010) determinaron que existe variación entre sitios de anidación en relación con la cobertura de la vegetación, que influye en la productividad reproductiva de los nidos; además, observaron que los pericos se mueven hacia los hábitats de mayor calidad cuando tienen oportunidad de cambiar el sitio de anidación. Por lo tanto, estos mismos autores sugieren que la selección de sitios de anidación por los pericos podría seguir un modelo de distribución libre ideal (Fretwell y Lucas, 1969), ya que existe heterogeneidad entre hábitats, lo cual puede ser evaluado por los pericos mediante la cobertura de vegetación y la dispersión que realizan hacia los sitios de mayor adecuación.

Efecto de la perturbación del hábitat en el uso de los recursos por los psitácidos

La tala selectiva y la conversión de áreas forestales a zonas agrícolas reducen la disponibilidad de recursos alimenticios y otros recursos claves para las poblaciones silvestres de psitácidos. En el caso de la guacamaya *Ara ambigua*, catalogada en peligro de extinción, la tala extensiva de más del 90% de los bosques del oeste de Ecuador la ha afectado negativamente con una rápida declinación poblacional, consecuencia de una baja disponibilidad de sitios de anidación y recursos alimenticios (Waugh, 1995). Asimismo, la severa declinación poblacional del loro *Amazona vittata* de la isla de Puerto Rico ocurrió principalmente por la acelerada pérdida de su hábitat natural, que eliminó por completo las especies vegetales de las cuales el psitácido dependía para alimentarse y anidar (Snyder *et al.*, 1987).

La perturbación del hábitat por actividades humanas puede tener efectos distintos en las especies de psitácidos. En el occidente de Australia cerca de 90% de la vegetación original ha sido modificada, resultando en una severa declinación en las poblaciones silvestres de la cacatúa *Z. latirostris* debido a la baja disponibilidad de recursos alimenticios, que están dispersos entre parches aislados de vegetación remanente (Saunders, 1990). Sin embargo, otra especie de cacatúa (*Cacatua roseicapilla*) ha incrementado su abundancia por su adaptación al explotar recursos alimenticios alternativos en los

cultivos agrícolas (Saunders, 1990). La baja capacidad de adaptación de *Z. latirostris* a los cambios en los recursos alimenticios, por la extensiva conversión del hábitat original por áreas agrícolas, ha sido el factor principal de su declinación poblacional (Saunders, 1990). Asimismo, hay que tomar en cuenta que como consecuencia de los paisajes fragmentados, algunas especies de psitácidos tienen que volar distancias largas desde las zonas de descanso hacia pequeños parches de bosque para alimentarse, donde en algunas ocasiones no existe protección para las especies (Downs, 2005). En un estudio con el loro vináceo (*Amazona vinacea*) se encontró que la especie fue mayormente observada alimentándose, durmiendo y nidificando en pequeños remanentes boscosos y en ambientes perturbados, donde enfrentaba diversas amenazas como el saqueo de nidos, deforestación y cacería por ser considerada dañina para los cultivos (Cockle *et al.*, 2007).

Sin embargo, el impacto de la modificación o fragmentación del hábitat puede ser mayor en especies con una dieta especializada. En los bosques degradados de Trinidad, las palmas *Mauritia setigera* y *Roystonea oleracea* son un recurso clave para las poblaciones de la guacamaya *Ara manilata* y el loro *Amazona amazonica*, porque proporcionan el 94% del consumo de recurso alimenticio, así como sitios de anidación y dormitorios (Bonadie y Bacon, 2000), por lo que la tala de estas especies de palmas pondría en riesgo las poblaciones de estos psitácidos. Otro ejemplo es el de las especies de guacamayas del género *Anodorhynchus*, que muestran una dieta especializada en nueces de algunas especies de palmas (*Copernicia alba*, *Acrocomia cf. aculeata* y *Scheelea phalerata*). Las guacamayas azules *Anodorhynchus hyacinthinus* y *A. leari* están catalogadas en peligro de extinción, mientras la guacamaya de Spix, *A. glaucus*, actualmente se encuentra extinta del medio silvestre (BirdLife International, 2016). La información que se tiene sobre *A. glaucus* sugiere que presentaba un rango de distribución muy reducido, por lo que su extinción es asociada a la declinación de su principal alimento: las nueces de la palma *Butia yatay* (Collar y Juniper, 1992).

Las actividades antropogénicas también reducen la disponibilidad de sitios de anidación para los psitácidos. En la Isla de Sumba, Indonesia, se estimó una densidad de cavidades potenciales para la anidación de cacatúas en bosques degradados de 15-34 cavidades

por km², menor al registrado en bosques primarios de 76-84 cavidades por km² (Marsden y Pilgrim, 2003). En los bosques mixtos de pino-encino de la Sierra Madre Occidental en México la tala comercial ha eliminado gran número de árboles que proveían cavidades adecuadas para la anidación de la cotorra *Rhynchopsitta pachyrhyncha* (Lanning y Shiflet, 1983; Monterrubio-Rico y Enkerlin-Hoeflich, 2004), que resulta en una alta reutilización de nidos como estrategia de reproducción ante la limitación de cavidades. Por lo antes dicho, es importante aclarar que si bien los psitácidos hacen uso de ambientes perturbados, esto no significa que prefieran estas áreas, sino posiblemente es una respuesta de los individuos ante las distintas presiones que enfrentan en sus hábitats (Botero-Delgadillo *et al.*, 2010). Respecto a esto, el estudio de los requerimientos ecológicos enfocados en conocer el uso y selección de los recursos es clave para la conservación de las distintas especies en riesgo.

Conclusiones

Los recursos y condiciones desempeñan un papel decisivo en la dinámica poblacional de las aves; sin embargo, la suma de distintos factores puede modificar la disponibilidad de dichos recursos en el ambiente. Los psitácidos, para su supervivencia y reproducción, dependen de recursos (hábitat, alimento y sitios de anidación) que muestren heterogeneidad espacial y temporal. Estudios de abundancia de psitácidos demuestran que, a pesar de que pueden moverse y cubrir extensas áreas, no se distribuyen de manera uniforme entre los hábitats; pero, en general, son más abundantes en hábitats conservados con mayor disponibilidad de recursos (Marsden, 1992; Marsden y Fielding, 1999; Kinnaird *et al.*, 2003; Marsden y Royle, 2015).

Por otro lado, los recursos alimenticios de flores, frutos y semillas que los psitácidos consumen muestran alta variabilidad espacial y temporal; así, estas aves emplean distintas estrategias adaptativas como la plasticidad en dieta, cambios en el uso del hábitat y movimientos para seguir la variación en la disponibilidad de los recursos (Renton *et al.*, 2015). En relación con los sitios de anidación, cabe destacar que si bien los pocos estudios realizados se han centrado en determinar las características de las cavidades utilizadas para anidar,

es importante también evaluar la disponibilidad de cavidades y su selección como sitios de anidación; así como la influencia de esto sobre el éxito reproductivo de las distintas especies de psitácidos. Asimismo, como consecuencia de los esquemas actuales de deforestación y fragmentación de los bosques, es de vital importancia evaluar cómo estos factores están afectando a las distintas poblaciones de psitácidos, al disminuir la disponibilidad de recursos alimenticios y limitar sus oportunidades de anidación.

De forma general, podemos concluir que el estudio de los requerimientos ecológicos en psitácidos es clave para generar información necesaria para la conservación a largo plazo de especies en riesgo. Igualmente, en paisajes modificados el establecimiento de reservas y corredores biológicos podrían ser una estrategia significativa para la conservación del hábitat y conectar los fragmentos aislados del bosque (Legault *et al.*, 2011).

Agradecimientos

Agradecemos el financiamiento otorgado por Conacyt (proyecto: 179877), UNAM-DGAPA-PAPIIT IN205716 y a la Fundación Ecológica de Cuixmala, A. C. para KR. Además, Conacyt proporcionó becas doctorales para SMPM (Conacyt 220278) y MALH (Conacyt 215549). Se agradece a Leopoldo D. Vázquez-Reyes, Christian Schmid y Marisela Martínez Ruiz por su apoyo en la facilitación de material fotográfico.

Referencias bibliográficas

- Acosta-Pérez, V., I Zuria, I. Castellanos y C. E. Moreno. (2013). "Características de las cavidades y los sustratos de anidación utilizados por el carpintero mexicano (*Picoides scalaris*) en dos localidades del centro de México", *Ornitología Neotropical*, núm. 24, pp. 107-111.
- Amuno, J. B., R. Massa y C. Dranzoa. (2007). "Abundance, movements and habitat use by African Grey Parrots (*Psittacus erithacus*) in Bundongo and Mabira forest reserves, Uganda", *Ostrich*, núm. 78, pp. 225-231.

- Andrewartha, H. G. y L. C. Birch. (1984). *The ecological web. More on the distribution and abundance of animals*. Chicago: University of Chicago Press.
- Beebee, T. J. C. (1995). "Amphibian breeding and climate", *Nature*, núm. 374, pp. 219 y 220.
- Beeton, R. J. S. (1985). "The Little Corella: A seasonally adapted species", *Proceedings of the Ecological Society of Australia*, núm. 13, pp. 53-63.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. (s/f). *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Malden: Blackwell Publishing.
- Beissinger, S. R. (1996). "On the limited breeding opportunities hypothesis for avian clutch size", *American Naturalist*, núm. 147, pp. 655-658.
- Beissinger, S. R. y J. R. Waltman. (1991). "Extraordinary clutch size and hatching asynchrony of a Neotropical parrot", *Auk*, núm. 108, pp. 863-871.
- Belthoff, J. R. y G. Ritchison. (1990). "Nest site selection by Eastern Screech-Owls in central Kentucky", *Condor*, núm. 92, pp. 982-990.
- Bennett, P. M. y I. P. F. Owens. (1997). "Variation in extinction risk among birds: Chance or evolutionary predisposition?", *Proceedings Royal Society of London B*, núm. 264, pp. 401-408.
- Berkunsky, I. y J. C. Rebores. (2009). "Nest-site fidelity and cavity reoccupation by blue-fronted Parrots *Amazona aestiva* in the dry Chaco of Argentina", *Ibis*, núm. 151, pp. 145-150.
- Bird Life International. (2016). *The Bird Life checklist of the birds of the world: Version 7*. <http://www.birdlife.org/datazone/info/taxonomy>
- Bjork, R. D. (2004). *Delineating pattern and process in tropical lowlands: Mealy Parrot migration dynamics as a guide for regional conservation planning*, tesis de doctorado, Oregon State University, Corvallis.
- Blendinger, P. G., R. A. Ruggera, M. G. Núñez Montellano, L. Macchi, P. V. Zelaya, M. E. Álvarez, E. Martín, O. O. Acosta, R. Sánchez y J. Haedo. (2012). "Fine-tuning the fruit-tracking hypothesis: Spatiotemporal links between fruit availability and fruit consumption by birds in Andean mountain forest", *Journal of Animal Ecology*, núm. 81, pp. 1298-1310.
- Block, W. M. y L. A. Brennan. (1993). "The habitat concept in ornithology: Theory and applications", *Current Ornithology*, núm. 11, pp. 35-91.
- Boat, P. T. y P. R. Grant. (1984). "Darwin's finches (*Geospiza*) on Isla Daphne Major, Galapagos: Breeding and feeding ecology in a climatically variable environment", *Ecological Monographs*, núm. 54, pp. 463-489.
- Bolger, D. T., M. A. Patten y D. C. Bostock. (2005). "Avian reproductive failure in response to an extreme climatic event", *Oecologia*, núm. 142, pp. 398-406.

- Bonadie, W. A. y P. R. Bacon. (2000). “Year-round utilization of fragmented palm swamp forest by Red-billed Macaws (*Ara manilata*) and Orange-winged Parrots (*Amazona amazonica*) in the Nariva Swamp (Trinidad)”, *Biological Conservation*, núm. 95, pp. 1-5.
- Bonebrake, T. C. y S. R. Beissinger. (2010). “Predation and infanticide influences ideal free choice by a parrot occupying heterogeneous tropical habitats”, *Oecologia*, núm. 163, pp. 385-393.
- Borchert, R. (1999). “Climatic periodicity, phenology, and cambium activity in tropical dry forest trees”, *IAWA Journal*, núm. 20, pp. 239-247.
- Botero-Delgado E., J. C. Verhelst y C. A. Páez. (2010). “Ecología de forrajeo del periquito de Santa Marta (*Pyrrhura viridicata*) en la Cuchilla de San Lorenzo, Sierra Nevada de Santa Marta”, *Ornitología Neotropical*, núm. 21, pp. 463-477.
- Boyes, R. S. y M. R. Perrin. (2009). “Generalists, specialists and opportunists: Niche metrics of *Poicephalus* parrots in southern Africa”, *Ostrich*, núm. 80, pp. 93-97.
- . (2013). “Access to cryptic arthropod larvae supports the atypical winter breeding seasonality of Meyer’s Parrot (*Poicephalus meyeri*) throughout the African subtropics”, *Journal of Ornithology*, núm. 154, pp. 849-861.
- Boyle, W. A., C. N. Ganong, D. B. Clark y M. A. Hast. (2008). “Density, distribution, and attributes of tree cavities in old-growth tropical rain forest”, *Biotropica*, núm. 40, pp. 241-245.
- Britt, C. R., R. García Anleu y M. J. Desmond. (2014). “Nest survival of a long-lived psittacid: Scarlet Macaws (*Ara macao cyanoptera*) in the Maya Biosphere Reserve of Guatemala and Chiquibul Forest of Belize”, *Condor*, núm. 116, pp. 265-276.
- Bullock, S. H. y J. A. Solís-Magallanes. (1990). “Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico”, *Biotropica*, núm. 22, pp. 22-35.
- Cannon, C. E. (1981). “The diet of Eastern and Pale-headed Rosellas”, *Emu*, núm. 81, pp. 101-110.
- Chapman, C. A., L. J. Chapman y L. Lefebvre. (1989). “Variability in parrots flock size: possible functions of communal roost”, *Condor*, núm. 91, pp. 842-847.
- Chapman, T. F. (2007). “Foods of the glossy black-cockatoo *Calyptorhynchus lathami*”, *Australian Field Ornithology*, núm. 24, pp. 30-35.
- Christman, B. J. (2002). “Extreme between-year variation in productivity of a Bridled Titmouse (*Baeolophus wollweberi*) population”, *Auk*, núm. 119, pp. 1149-1154.

- Cockle, K. L., K. Martin y M. C. Drever. (2010). "Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest", *Biological Conservation*, núm. 143, pp. 2851-2857.
- Cockle, K., G. Capuzzi, A. Bodrati, R. Clay, H. del Castillo, M. Velázquez, J. I. Areta, N. Fariña y R. Fariña. (2007). "Distribution, abundance, and conservation of Vinaceous Amazons (*Amazona vinacea*) in Argentina and Paraguay", *Journal Field Ornithology*, núm. 78, pp. 21-39.
- Cockle, K., K. Martin y K. Wiebe. (2008). "Availability of cavities for nesting birds in the Atlantic forest, Argentina", *Ornitología Neotropical*, núm. 19 (Suppl.), pp. 269-278.
- . (2011). "Selection of nest trees by cavity-nesting birds in the Neotropical Atlantic forest", *Biotropica*, núm. 43, pp. 228-236.
- Cody, L. M. (1985). *Habitat selection in Birds*. San Diego, California: Academic Press.
- Collar, N. J. y A. T. Juniper. (1992). "Dimensions and causes of the parrot conservation crisis", en S. R. Beissinger y N. F. R. Snyder (eds.), *New world parrots in crisis: Solutions from conservation biology*. Washington: Smithsonian Institution Press, pp. 1-24.
- Crick, P. Q. H., C. Dudley, E. D. Glue y D. L. Thomson. (1997). "UK birds are laying eggs earlier", *Nature*, núm. 388, p. 526.
- Curry, L. B. y R. P. Grant. (1989). "Demography of the cooperatively breeding Galapagos Mockingbird, *Nesomimus parvulus*, in a climatically variable environment", *Journal of Animal Ecology*, núm. 58, pp. 441-463.
- De la Parra-Martínez, S. M., K. Renton, A. Salinas-Melgoza y L. G. Muñoz-Lacy. (2015). "Tree-cavity availability and selection by a large-bodied secondary cavity-nester: The Military Macaw", *Journal of Ornithology*, núm. 156, pp. 489-498. doi: 10.1007/s10336-014-1150-9.
- Devictor, V., R. Julliard y F. Jiguet. (2008). "Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation", *Oikos*, núm. 117, pp. 507-514.
- Díaz, S., T. Kitzberger y S. Peris. (2012). "Food resources and reproductive output of the Austral Parakeet (*Enicognathus ferrugineus*) in forest of northern Patagonia", *Emu*, núm. 112, pp. 234-243.
- Downs, C. T. (2005). "Abundance of the endangered Cape parrot, *Poicephalus robustus*, in South Africa: Implications for its survival", *African Zoology*, núm. 40, pp. 15-24.
- Enkerlin-Hoeflich, E. C. (1995). "Comparative ecology and reproductive biology of three species of *Amazona* parrots in northeastern Mexico", tesis de doctorado, Texas A&M University, Kingsville, Texas, EUA.
- Fleming, T. H. (1992). "How do fruit- and nectar-feeding birds and mammals track their food resources?", en M. D. Hunter, T. Ohgushi y

- P. W. Price (eds.), *Effects of Resource Distribution on Animal-Plant Interactions*. California: Academic Press, pp. 355-391.
- Forshaw, J. M. (1989). *Parrots of the world*, 3ª edición. Melbourne, Australia: Lansdowne Editions.
- Fretwell, S. D. y H. L. Lucas. (1969). "On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development", *Acta Biotheoretica*, núm. 19, pp. 13-36.
- Galetti, M. (1993). "Diet of the Scaly-headed Parrot (*Pionus maximiliani*) in a semi-deciduous forest in southeastern Brazil", *Biotropica*, núm. 25, pp. 419-425.
- . (1997). "Seasonal abundance and feeding ecology of parrots and parakeets in a lowland Atlantic forest of Brazil", *Ararajuba*, núm. 5, pp. 115-126.
- Gibbs, J., M. Jr. Hunter y S. Melvin. (1993). "Snag availability and communities of cavity nesting birds in tropical versus temperate forest", *Biotropica*, núm. 25, pp. 236-241.
- Gibbs, L. H. y R. P. Grant. (1987). "Ecological consequences of an exceptionally strong El Niño event on Darwin's finches", *Ecology*, núm. 68, pp. 1735-1746.
- Giffin, J. G., J. M. Scott y S. Mountainspring. (1987). "Habitat selection and management of the Hawaiian Crow", *Journal of Wildlife Management*, núm. 51, pp. 485-494.
- Greene, T. C. (1998). "Foraging ecology of the Red-crowned Parakeet (*Cyanoramphus novaezelandiae novaezelandiae*) and Yellowcrowned Parakeet (*C. auriceps auriceps*) on Little Barrier Island, Hauraki Gulf, New Zealand", *New Zealand Journal of Ecology*, núm. 22, pp. 161-171.
- Heinsohn, R. (2008). "The ecological basis of unusual sex roles in reverse-dichromatic eclectus parrots", *Animal Behaviour*, núm. 76, pp. 97-103.
- Heinsohn, R., S. Murphy y S. Legge. (2003). "Overlap and competition for nest holes among *Eclectus Parrots*, Palm Cockatoos and Sulphur-crested Cockatoos", *Australian Journal of Zoology*, núm. 51, pp. 81-94.
- Herrera, J. M., J. M. Morales y D. García. (2011). "Differential effects of fruit availability and habitat cover for frugivore-mediated seed dispersal in a heterogeneous landscape", *Journal of Ecology*, núm. 99, pp. 1100-1107.
- Hilty, S. L. (1980). "Flowering and fruiting periodicity in a premontane rain forest in Pacific Colombia", *Biotropica*, núm. 12, pp. 292-306.
- Janzen, D. H. (1981). "*Ficus ovalis* seed predation by an Orange-chinned Parakeet (*Brotogeris jugularis*) in Costa Rica", *Auk*, núm. 98, pp. 841-844.

- Johnstone, R. E. y T. Kirkby. (1999). "Food of the Forest Red-tailed Black Cockatoo *Calyptorhynchus banksii naso* in south-west Western Australia", *Western Australian Naturalist*, núm. 23, pp. 167-177.
- Jones, J. (2001). "Habitat selection studies in avian ecology: a critical review", *Auk*, núm. 118, pp. 557-562.
- Julliard, R., J. Clavel, V. Devictor, F. Jiguet y D. Couvet. (2006). "Spatial segregation of specialist and generalist in bird communities", *Ecology Letters*, núm. 9, pp.1237-1244.
- Karubian, J., J. Fabara, D. Yunes, J. P. Jorgenson, D. Romo y T. B. Smith. (2005). "Temporal and spatial patterns of macaw abundance in the Ecuadorian Amazon", *Condor*, núm. 107, pp. 617-626.
- Kinnaird, M. F., T. O. O'Brien, F. R. Lambert y D. Purmiasa. (2003). "Density and distribution of the endemic Seram Cockatoo *Cacatua moluccensis* in relation to land use patterns", *Biological Conservation*, núm. 109, pp. 227-235.
- Lambert, F. R. (1991). "Fruit-eating by Purple-naped Sunbirds *Hypogramma hypogrammicum* in Borneo", *Ibis*, núm. 133, 425 y 426.
- Lanning, D. V. y J. T. Shiflett. (1983). "Nesting ecology of thick-billed parrots", *Condor*, núm. 85, pp. 66-73.
- Legault, A., V. Chartendrault, J. Theuerkauf., S. Rouys y N. Barré. (2011). "Large-scale habitat selection by parrots in New Caledonia", *Journal of Ornithology*, núm. 152, pp. 409-419.
- Leighton, M. y D. R. Leighton. (1983). "Vertebrate responses to fruiting seasonality within a Bornean rain forest", en S. L. Sutton, T. C. Whitmore y A. C. Chadwick (eds.), *Tropical Rainforest: Ecology and Management*. Oxford: Blackwell Scientific Press, pp. 181-196.
- Levey, D. J. (1988). "Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance", *Ecological Monographs*, núm. 58, pp. 251-269.
- Levey, D. J. y F. G. Stiles. (1992). "Resource variability and movement patterns of Neotropical landbirds: Evolutionary precursors for the evolution of long-distance migration", *American Naturalist*, núm. 122, pp. 447-476.
- Li, P. y T. E. Martin. (1991). "Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages", *Auk*, núm. 108, pp. 405-418.
- Li, S. H. y J. L. Brown. (1999). "Influence of climate on reproductive success in Mexican Jays", *Auk*, núm. 116, pp. 924-936.
- Lindenmayer, D. B. y J. Fisher. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis*. Washington, DC: Island Press.

- Loiselle, B. A. y J. G. Blake. (1991). "Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica", *Ecology*, núm. 72, pp. 180-193.
- MacArthur, R. H. y E. R. Pianka. (1966). "On optimal use of a patchy environment", *American Naturalist*, núm. 100, pp. 603-609.
- Manly, B. F. J., L. L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald y W. P. Erickson. (2002). *Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies*, 2ª edición. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Manning, A. D., D. B. Lindenmayer, S. C. Barry y H. A. Nix. (2007). "Large scale spatial and temporal dynamics of the vulnerable and highly mobile Superb Parrot", *Journal of Biogeography*, núm. 34, pp. 289-304.
- Marsden S. J. (1992). "The distribution, abundance and habitat preferences of the Salmon-crested Cockatoo *Cacatua nzolnccensis* on Seram, Indonesia", *Bird Conservation International*, núm. 2, pp. 7-14.
- Marsden, S. J. y A. Fielding. (1999). "Habitat associations of parrots on the Wallacean island of Buru, Seram and Sumba", *Journal of Biogeography*, núm. 26, pp. 439-446.
- Marsden, S. J. y J. D. Pilgrim. (2003). "Factors influencing the abundance of parrots and hornbill in pristine and disturbed forest on New Britain, PNG", *Ibis*, núm. 145, pp. 45-53.
- Marsden, S. J. y K. Royle. (2015). "Abundance and abundance change in the world's parrots", *Ibis*, núm. 157, pp. 219-229. doi:10.1111/ibi.12236.
- Marsden, S. J. y M. J. Jones. (1997). "The nesting requirements of the parrots and hornbill of Sumba, Indonesia", *Biological Conservation*, núm. 82, pp. 279-287.
- Martin, T. E. (1987). "Food as a limit on breeding birds: A life-history perspective", *Annual Review of Ecology and Systematics*, núm. 18, pp. 453-487.
- . (1993). "Evolutionary determinants of clutch size in cavity-nesting birds: Nest predation or limited breeding opportunities?", *American Naturalist*, núm. 142, pp. 937-946.
- Martin, T. E. y P. Li. (1992). "Life history traits of open- vs. cavity-nesting birds", *Ecology*, núm. 73, pp. 579-592.
- Masello, J. F. y P. Quillfeldt. (2004). "Consequences of La Niña phase of ENSO for the survival and growth of nestling Burrowing Parrots on the Atlantic coast of South America", *Emu*, núm. 104, pp. 337-346.
- McFarland, D. C. (1988). "Geographical variation in the clutch size and breeding season of the Ground Parrot *Pezoporus wallicus*", *Australian Bird Watcher*, núm. 12, pp. 247-250.

- Monterrubio-Rico, T. C. y E. Enkerlin-Hoeflich. (2004). "Present use and characteristics of Thick-billed Parrot nest sites in Northwestern Mexico", *Journal Field Ornithology*, núm. 75, pp. 96-103.
- Monterrubio-Rico, T. C. y L. P. Escalante-Pliego. (2006). "Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico", *Biological Conservation*, núm. 128, pp. 67-78.
- Moorhouse, R. J. (1991). "Annual variation in productivity of North Island Kaka on Kapiti Island, New Zealand", *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici*, pp. 690-696.
- . (1997). "The diet of the north island kaka (*Nestor meridionalis septentrionalis*) on Kapiti island", *New Zealand Journal of Ecology*, núm. 21, pp. 141-152.
- Morse, D. H. (1980). *Behavioral mechanisms in ecology*. Cambridge: Harvard University Press.
- National Wildlife Federation/American Bird Conservancy (NWF/ABC). (2002). *A bird watcher's guide to global warming*.
- Newton, I. (1994). "Experiments on the limitation of birds breeding densities: A review", *Ibis*, núm. 136, pp. 394-411.
- . (1998). *Population limitation in birds*. Londres: Academic Press.
- Nilson, S. G. (1984). "The evolution of nest site selection among hole-nesting birds: The importance of nest predation and competition", *Ornis Scand*, núm. 15, pp. 167-175.
- Olah, G., H. Stuart, M. Butchart, A. Symes, I. M. Guzmán, R. Cunningham, D. J. Brightsmith y R. Heinsohn. (2016). "Ecological and socio-economic factors affecting extinction risk in parrots", *Biodiversity and Conservation*, núm. 25, pp. 205-223.
- Ortiz-Maciel, S. G., C. Hori-Ochoa y E. Enkerlin-Hoeflich. (2010). "Maroon-fronted Parrot (*Rhynchopsitta terrisi*) breeding home range and habitat selection in the northern Sierra Madre Oriental, Mexico", *Wilson Journal of Ornithology*, núm. 122, pp. 513-517.
- Perrins, C. M. (1970). "The timing of birds breeding seasons", *Ibis*, pp. 242-255.
- Powlesland, R. G., T. C. Green, P. Dilks, R. Moorhouse, L. Moran y G. Taylor. (2009). "Breeding biology of the New Zealand kaka (*Nestor meridionalis*) (*Psittacidae*, *Nestorinae*)", *Notornis*, núm. 56, pp. 11-33.
- Pyke, G. H. (1984). "Optimal Foraging Theory: a critical review", *Annual Review of Ecology and Systematics*, núm. 15, pp. 523-575.
- Pyke, G. H., H. R. Pulliam y E. L. Charnov. (1977). "Optimal foraging: A selective review of theory and tests", *Quarterly Review of Biology*, núm. 52, pp. 137-154.

- Ragusa-Netto, J. (2004). "Flowers, fruits, and the abundance of the yellow-chevroned parakeet (*Brotogeris chiriri*) at a gallery forest in the South Pantanal (Brazil)", *Brazilian Journal Biology*, núm. 64, pp. 867-877.
- . (2007). "Nectar, fleshy fruits and the abundance of parrots at a gallery forest in the southern Pantanal (Brazil)", *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, núm. 42, pp. 93-99.
- . (2008). "Yellow-chevroned parakeet (*Brotogeris chiriri*) abundance and canopy foraging at a dry forest in western Brazil", *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, núm. 43, pp. 99-105.
- Ragusa-Netto, J. y A. Fecchio. (2006). "Plant food resources and the diet of a parrot community in a gallery forest of the Southern Pantanal (Brazil)", *Brazilian Journal Biology*, núm. 66, pp. 1021-1032.
- Réale, D., A. G. McAdam, S. Boutin y D. Berteaux. (2003). "Genetic and plastic responses of a northern mammal to climate change", *Proceedings of the Royal Society B*, núm. 270, pp. 591-596.
- Recher, H. F. (1990). "Specialist or generalist: avian response to spatial and temporal change in resources", en M. L. Morrison, C. J. Ralph, J. Verner y J. R. Jr. Jehl (eds.), *Avian foraging: theory, methodology and applications. Studies in Avian Biology*. Cooper Ornithological Society, pp. 333-336.
- Renton, K. (2001). "Lilac-crowned parrot diet and food resource availability: resource tracking by a parrot seed predator", *Condor*, núm. 103, pp. 62-69.
- . (2002a). "Influence of environmental variability on the growth of Lilac-crowned parrot nestlings", *Ibis*, núm. 144, pp. 331-339.
- . (2002b). "Seasonal variation in occurrence of macaws along a rainforest river", *Journal Field Ornithology*, núm. 73, pp. 15-19.
- Renton, K. y A. Salinas-Melgoza. (1999). "Nesting behavior of the Lilac-crowned Parrot", *Wilson Bulletin*, núm. 111, pp. 488-493.
- . (2004). "Climatic variability, nest predation, and reproductive output of Lilac-crowned Parrots (*Amazona finschi*) in tropical dry forest of western Mexico", *Auk*, núm. 121, pp. 1214-1225.
- Renton, K., A. Salinas-Melgoza, M. A. De Labra-Hernández y S. M. de la Parra-Martínez. (2015). "Resource requirements of parrots: Nest-site selectivity and dietary plasticity of Psittaciformes", *Journal of Ornithology*, núm. 156, (Suppl 1), pp. S73-S90. doi:10.1007/s10336-015-1255-9.
- Rivera, L., N. Politi y E. H. Bucher. (2012). "Nesting habitat of the Tucuman Parrot *Amazona tucumana* in an old growth cloud forest of Argentina", *Bird Conservation International*, núm. 22, pp. 398-410.

- Rivera-Ortiz, F. A., A. M. Contreras-González, C. A. Soberanes-González, A. Valiente-Banuet y M. C. Arizmendi. (2008). "Seasonal abundance and breeding chronology of the military macaw (*Ara militaris*) in a semi-arid region of Central Mexico", *Ornitología Neotropical*, núm. 19, pp. 255-263.
- Rotenberry, J. T. y J. A. Wiens. (1980). "Temporal variation in habitat structure and shrubsteppe bird dynamics", *Oecologia*, núm. 47, pp. 1-9.
- Rudolph, D. C. y R. N. Conner. (1991). "Cavity tree selection by Red-cockaded Woodpeckers in relation to tree age", *Wilson Bulletin*, núm. 103, pp. 458-467.
- Sakai, H. F. y J. R. Carpenter. (1990). "The variety and nutritional value of foods consumed by Hawaiian Crow nestlings, an endangered species", *Condor*, núm. 92, pp. 220-228.
- Sandoval, L. y G. Barrantes. (2006). "Selección de árboles muertos por el Carpintero de Hoffmann (*Melanerpes hoffmannii*) para la construcción de nidos", *Ornitología Neotropical*, núm. 17, pp. 295-300.
- Sanz, V. y A. Rodríguez-Ferraro. (2006). "Reproductive parameters and productivity of the Yellow-shouldered Parrot on Margarita Island, Venezuela: A long-term study", *Condor*, núm. 108, pp. 178-192.
- Saunders, D. A. (1980). "Food and movements of the short-billed form of the White-tailed Black Cockatoo", *Australian Wildlife Research*, núm. 7, pp. 257-269.
- . (1982). "The breeding behaviour and biology of the shortbilled form of the White-tailed Black Cockatoo *Calyptorhynchus funereus*", *Ibis*, núm. 124, pp. 422-455.
- . (1986). "Breeding season, nesting success and nestling growth in Carnaby's Cockatoo, *Calyptorhynchus funereus latirostris*, over 16 years at Coomallo Creek, and a method for assessing the viability of population in other areas", *Australian Wildlife Research*, núm. 13, pp. 261-273.
- . (1990). "Problems of survival in an extensively cultivated landscape: The case of Carnaby's Cockatoo *Calyptorhynchus funereus latirostris*", *Biological Conservation*, núm. 54, pp. 277-290.
- Saunders, D. A., G. T. Smith e I. Rowley. (1982). "The availability and dimensions of tree hollows that provide nest sites for cockatoos (Psittaciformes) in Western Australia", *Australian Wildlife Research*, núm. 9, pp. 541-556.
- Seibert, L. M. (2006). "Social behavior of psittacine birds", en U. A. Luescher (ed.), *Manual of parrot behavior*. Estados Unidos: Blackwell Publishing, pp. 43-48.

- Selman, R. G., M. R. Perrin y M. L. Hunter. (2002). "The feeding ecology of Ruppell's Parrot, *Poicephalus rueppellii*, in the Waterberg, Namibia", *Ostrich*, núm. 73, pp.127-134.
- Silva, P. A. (2009). *Orthopsittaca manilata* (Boddaert 1783) (Aves: Psittacidae): abundância e atividade alimentar em relação a frutificação de *Mauritia flexuosa* L. f. (Arecaceae) numa vereda do Triângulo Mineiro, tesis de maestría, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Brazil.
- Snyder, N. F. R., J. W. Wiley y C. B. Kepler. (1987). *The Parrots of Luquillo: Natural history and conservation of the Puerto Rican Parrot*. Los Angeles: Western Foundation of Vertebrate Zoology.
- Stahala, C. (2008). "Seasonal movements of the Bahama Parrot (*Amazona Leucocephala bahamensis*) between pine and hardwood forests: Implications for habitat conservation", *Ornitología Neotropical*, núm. 19, pp. 1-8.
- Stojanovic, D., M. Webb, D. Roshier, D. Saunders y R. Heinsohn. (2012). "Ground-based survey methods both overestimate and underestimate the abundance of suitable tree-cavities for the endangered Swift Parrot", *Emu*, núm. 112, pp. 350-356.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III y D. K. Moskovits. (1996). *Neotropical birds: Ecology and conservation*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Symes, C. T. y M. R. Perrin. (2003). Seasonal occurrence and local movements of the Grey-headed (Brown-necked) Parrot *Poicephalus fuscicollis suahelicus* in southern Africa", *African Journal of Ecology*, núm. 41, pp. 299-305.
- Thiollay, J. M. (1996). "Distributional patterns of raptors along altitudinal gradients in the northern Andes and effects of forest fragmentation", *Journal of Tropical Ecology*, núm. 12, pp. 535-560.
- . (1999). "Responses of an avian community to rain forest degradation", *Biodiversity Conservation*, núm. 6, pp. 1155-1173.
- Tilman, D. (1982). *Resource Competition and Community Structure*. Estados Unidos: Princeton University Press.
- Toledo, V. M. (1995). "La estacionalidad de las flores utilizadas por los colibríes de una selva tropical húmeda en México", *Biotropica*, núm. 7, pp. 63-70.
- Vargas, J. y F. H. Vargas. (2011). "Nesting density of harpy eagles in Darien with population size estimates for Panama", *Journal of Raptor Research*, núm. 45, pp. 199-210.
- Vaughan, C., M. Nemeth y L. Marineros. (2006). "Scarlet Macaw, *Ara macao*, (Psittaciformes: Psittacidae) diet in Central Pacific Costa Rica", *Revista de Biología Tropical*, núm. 54, pp. 919-926.

- Vázquez, L. D. y K. Renton. (2015). "High density of tree-cavities and snags in tropical dry forest of western Mexico raises questions for a latitudinal gradient", *PLoS ONE*, núm. 10. doi: 10.1371/journal.pone.0116745.
- Vílchez, B., R. Chazdon y A. Redondo. (2004). "Fenología reproductiva de cinco especies forestales del Bosque Secundario Tropical", *Kurú: Revista Forestal*, núm. 1, pp. 1-10.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. (1997). "Human domination of Earth's ecosystems", *Science*, núm. 277, pp. 494-499.
- Walker, J. S., A. J. Cahill y S. J. Marsden. (2005). "Factors influencing nest-site occupancy and low reproductive output in the critically endangered Yellow-crested Cockatoo *Cacatua sulphurea* on Sumba, Indonesia", *Bird Conservation International*, núm. 15, pp. 347-359.
- Warburton, L. S. y M. R. Perrin. (2005). "Nest site characteristic and breeding biology of the black-cheeked lovebird *Agapornis nigrigenis* in Zambia", *Ostrich*, núm. 76, pp. 162-174.
- Wagh, D. (1995). "Buffon's macaw in Ecuador: The urgency for conservation action", *Psitta Scene*, núm. 7, pp. 1-5.
- White, L. J. T. (1994). "Patterns of fruit-fall phenology in the Lopé Reserve, Gabon", *Journal of Tropical Ecology*, núm. 10, pp. 298-312.
- Wilcove, D. S. (1985). "Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds", *Ecology*, núm. 66, pp. 1211-1214.
- Wirminghaus, J. O., C. T. Downs, M. R. Perrin y C. T. Symes. (2001). "Abundance and activity patterns of the cape parrot (*Poicephalus robustus*) in two afro-montane forests in South Africa", *African Zoology*, núm. 36, pp. 71-77.

Capítulo III

Evaluación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos en la región costera de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México

*Sandra Quijas
Alma Paola Rodríguez-Troncoso
Amílcar Leví Cupul-Magaña
Jeimy Denisse Santiago-Valentín
Diana Elizabeth Morales de Anda
Karla Paola Rodríguez-Olivares
Juan Diego Galaviz-Parada
José Arturo Olvera-Benítez*

Resumen

El mantenimiento de la biodiversidad es un componente esencial para el funcionamiento de los ecosistemas, los cuales a su vez suministran diversos servicios a las poblaciones humanas. En las últimas décadas se ha incrementado el esfuerzo por el conocimiento de la biodiversidad y se han establecido estrategias para su conservación; sin embargo, las aproximaciones que integren la evaluación de los servicios ecosistémicos han sido escasamente usadas. En parte, esto puede ser debido a la ausencia de un marco teórico básico que integre ambos componentes. El presente capítulo es un intento por iden-

tificar los componentes de la biodiversidad de los sistemas terrestres, humedales y marinos, así como su potencial importancia en la generación de servicios ecosistémicos en la región de Bahía de Banderas.

A partir de la búsqueda y revisión de las publicaciones, así como de trabajos generados y resguardados por distintas instituciones de educación superior presentes en la región y bases de datos electrónicas, se obtuvo la información necesaria. Las publicaciones fueron analizadas por componentes: biodiversidad (BD), funcionamiento del ecosistema (FE) y servicios ecosistémicos (SE). En total se obtuvieron 157 publicaciones, las cuales cubren un periodo de 1958 a 2014. La biodiversidad es el componente con el mayor número de trabajos publicaciones, desarrollados principalmente en sitios con estatus de protección especial, como el Área Natural Protegida Estero El Salado (que corresponde a un ambiente de humedal) y el Parque Nacional Islas Marietas (que es un ambiente marino). Estos mismos sitios presentaron el mayor número de publicaciones de FE. Los estudios sobre SE que se consideraron están enfocados principalmente en servicios de provisión y culturales. Dentro de estos últimos se encuentra el turístico, el cual presentó aproximadamente 80% del total de las publicaciones. Como resultado de esta cantidad de publicaciones, se ha documentado detalladamente un incremento en el turismo a partir de la década de los años noventa del siglo pasado. Este incremento coincidió con el inicio de los estudios en la región, siendo en el año 2005 el despliegue de los estudios científicos que caracterizan la BD, FE, y los primeros esfuerzos por describir SE y BH. A pesar del conocimiento hasta ahora alcanzado, falta aún entender y vincular el funcionamiento de los tres tipos de ecosistemas que se presentan en la región, así como entender cómo estos ecosistemas son proveedores de una amplia variedad de servicios, pero que solo se explotan algunos de ellos, como la recreación y esparcimiento. Es importante comenzar a entender cómo el incremento o disminución de los servicios tiene implicaciones en el bienestar de los pobladores locales, con el fin de generar opciones de respuesta para enfrentar cambios de manera anticipada y asegurar el funcionamiento de los ecosistemas y la generación sostenida de servicios a largo plazo.

¿Por qué es importante entender la relación entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos?

A pesar del creciente conocimiento sobre la importancia de la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad que éstos albergan, continúa la pérdida acelerada y a gran escala de ecosistemas naturales (Butchart *et al.*, 2010). La pérdida de la biodiversidad tiene implicaciones negativas que repercuten, directa o indirectamente, sobre el bienestar humano al comprometer el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios esenciales para la sociedad (Díaz *et al.*, 2006; Mace *et al.*, 2012). Como consecuencia, si bien en el pasado buena parte de las iniciativas de conservación de la biodiversidad se basaron casi exclusivamente en criterios éticos y carismáticos, en los últimos años han comenzado a cobrar fuerza argumentos de carácter más pragmático, que consideran relevante la contribución de la biodiversidad a la calidad de vida y el bienestar de las sociedades humanas.

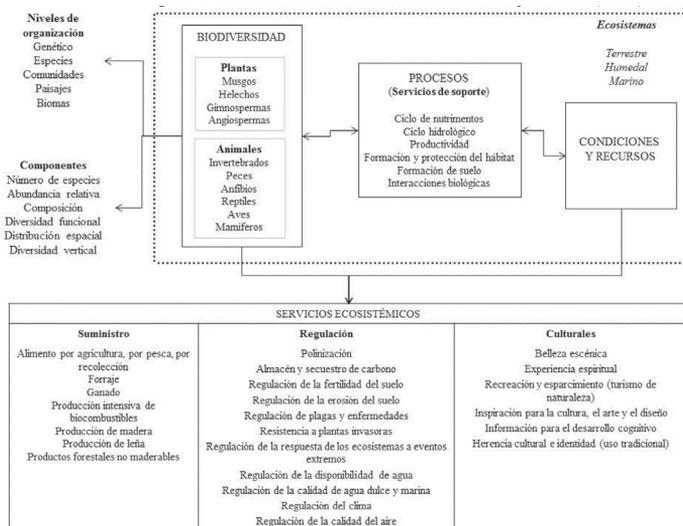
En este sentido, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM), proyecto de cuatro años y en el cual participaron un poco más de 1,360 expertos de 95 países, proporcionó un panorama científico sobre el estado actual de los ecosistemas de la Tierra, y profundizó en la comprensión de la relación entre los ecosistemas y el bienestar humano a múltiples escalas (MAE, 2005). Sus resultados mostraron las consecuencias que tienen los cambios en los ecosistemas sobre la biodiversidad y el bienestar humano, además de generar opciones de respuesta para enfrentarse a estos cambios de manera anticipada. Si bien la EEM fue un proyecto diseñado para informar científicamente a los tomadores de decisiones y al público en general sobre los vínculos entre los cambios en los ecosistemas y el bienestar humano, el marco conceptual desarrollado ha marcado la pauta de investigación sobre biodiversidad y servicios durante los últimos 10 años (Mulder *et al.*, 2015).

En años recientes el marco conceptual del EEM ha servido de referencia para determinar los servicios que generan los ecosistemas en diversos casos de estudio, así como su impacto en el bienestar de las poblaciones humanas (Maass *et al.*, 2005; Almeida-Leñero *et al.*, 2007; Martín-López *et al.*, 2010; Pons, 2010; Vilardey *et al.*, 2012). Sin embargo, algunos de estos estudios sólo se han enfocado en identificar los servicios, sin tomar en cuenta a la biodiversidad, componente

de los ecosistemas determinante en la generación de los servicios que se proveen. En este sentido, en este trabajo utilizamos el marco conceptual de la EEM para identificar los servicios que proveen los ecosistemas presentes en la región costera de Bahía de Banderas, incorporando la importancia de la biodiversidad en la generación de dichos servicios (cuadro 1). Diversos factores llevaron a la selección de Bahía de Banderas como foco de estudio, pero destaca que es una de las regiones de más alto crecimiento a nivel nacional. La región es el destino de tres millones de turistas anuales, y los pobladores que ya residían en la zona pasaron de ser pescadores a prestadores de servicios turísticos (CuCosta, 2016). Esta rápida transformación afecta de manera directa a la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas presentes en la región, con consecuencias sobre los servicios que se proveen y sobre la percepción que los pobladores tienen sobre los ecosistemas que los rodean. Por ello, surge la urgente necesidad de identificarlos y especular sobre su potencial cambio en el futuro, considerando el actual dinamismo en la región.

Cuadro 1

Marco conceptual para la evaluación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos en la región de Bahía de Banderas



Fuente: modificado de Quijas *et al.*, 2012.

¿Qué es la biodiversidad?

La biodiversidad es un término usado para describir toda la variabilidad de organismos vivos de los ecosistemas terrestres, marinos y acuáticos. La biodiversidad suele ser descrita en la presencia-ausencia de los diversos grupos de organismos de plantas y animales (cuadro 1); en términos de los diferentes niveles jerárquicos en que se organiza, como es el genético, especies, poblaciones, comunidades, paisajes y biomas (cuadro 2), o descrita por los distintos componentes a nivel de especie, como son el número de especies, la diversidad funcional o la distribución espacial, entre otros (Díaz *et al.*, 2006; Martín-López *et al.*, 2007; Quijas *et al.* 2012).

La investigación experimental y observaciones acumuladas por más de 60 años muestran que las especies influyen fuertemente en cómo funcionan los ecosistemas y que no todas las especies desempeñan el mismo papel en el funcionamiento (Hooper *et al.*, 2005; Balvanera *et al.*, 2006). La biodiversidad, o componente biótico de los ecosistemas naturales o manejados, consiste en una comunidad de especies, las cuales pueden ser divididas funcionalmente en plantas productoras, los consumidores primarios que se alimentan tanto de las productoras como de ellas, productores secundarios o terciarios y los descomponedores. El compartimento abiótico del ecosistema consiste de condiciones y recursos. Las condiciones son los factores físico-químicos que afectan el rendimiento de los organismos a través de modular componentes funcionales (metabólicos) de los mismos, como son la temperatura y humedad ambiental, la presión atmosférica, el pH, la textura del suelo, la salinidad, la radiación solar, los compuestos tóxicos, fuego, entre otros. Mientras que los recursos son los elementos del ambiente que son consumidos o usados por los organismos y cuya disponibilidad depende de la intensidad de uso, como son el dióxido de carbono, la luz, el agua, los nutrientes químicos, el espacio, el tiempo, las parejas sexuales, etcétera (Chapin *et al.*, 2011).

Cuadro 2
Clasificación y definición de los niveles de organización de la biodiversidad y los componentes a nivel de especie

Biodiversidad	Definición
<i>Nivel de organización</i>	
Diversidad genética	Variación entre los individuos de una misma población en sus características genéticas (y fenotípicas).
Diversidad de especies en poblaciones	Variación entre las características de las poblaciones de una misma especie.
Diversidad de especies en una comunidad	Variación en las características de especies que coexisten en una misma comunidad, incluidas la variación entre los ecotipos y variedades de cultivos.
Diversidad de comunidades en un paisaje	Variación en características de las comunidades (o asociaciones de especies) en una unidad de paisaje.
Diversidad de biomas	Variación en características de los tipos de comunidades a nivel de una gran región.
<i>Componentes a nivel de especie</i>	
Número de especies	Cantidad de especies en una comunidad.
Abundancia relativa	Cantidad relativa de una especie respecto al total de especies dentro de una comunidad.
Composición	Combinación específica de especies o presencia/ausencia de especies particulares dentro de una comunidad.
Diversidad funcional	Expresada como el rango de variación de las diferentes características funcionales entre grupos de especies y, por lo tanto, diferentes efectos sobre el funcionamiento del ecosistema.
Distribución espacial	Disposición en el espacio de las diferentes especies o grupos de especies dentro de un paisaje.
Diversidad vertical	Variación en el número de estratos dentro de un tipo de vegetación; o variación en el número y composición de especies dentro de los distintos niveles tróficos.

Fuente: elaboración propia.

¿Qué es el funcionamiento del ecosistema?

El funcionamiento del ecosistema se puede definir como las interacciones entre el componente biótico y abiótico del ecosistema. Es a

través de un conjunto de procesos ecosistémicos, que en su conjunto definen cómo funciona el ecosistema. Los procesos se definen como la entrada o salida de recursos y energía para y desde el ecosistema, y la transferencia de éstos entre componentes del sistema (Chapin *et al.*, 2011). Entre los principales procesos en los ecosistemas terrestres, acuáticos y marinos se encuentran la productividad, el ciclaje de los nutrientes esenciales (como carbono, nitrógeno o fósforo), el ciclo del agua, las interacciones biológicas entre organismos (mutualismo, competencia, competencia y depredación), entre muchas otras (cuadro 1). El funcionamiento del ecosistema es cuantificado midiendo las magnitudes, cambios y fluctuaciones de los procesos.

¿Qué son los servicios ecosistémicos?

Se pueden definir como todos aquellos beneficios que la sociedad obtiene de los ecosistemas (MEA, 2005). Si bien el concepto tiene la finalidad de hacer explícitos los beneficios que los humanos obtenemos de los ecosistemas (Balvanera, 2012), éste ha permitido generar un vínculo conceptual entre los ecosistemas, sus componentes y los procesos que benefician a las sociedades (Boyd y Banzhaf, 2007).

De acuerdo con la EEM, los servicios ecosistémicos se clasifican en tres tipos: suministro, regulación y culturales (cuadros 1 y 3). Los servicios de suministro, o bienes tangibles, son aquellos que se pueden medir y cuantificar; los servicios de regulación son el producto de las complejas interacciones entre los componentes físicos de los ecosistemas, y los servicios culturales son aquellos cuya importancia surge de la percepción individual o colectiva de su existencia, y dependen del contexto cultural de las poblaciones. Una categoría adicional, la de los servicios de soporte, descrita inicialmente por la EEM (MEA, 2003), es considerada como la de los procesos ecosistémicos básicos, puesto que indirectamente benefician a la sociedad y permiten que los otros tres tipos de servicios se provean (Maass *et al.*, 2005; Lamarque *et al.*, 2011).

Cuadro 3
Clasificación y definición de los servicios ecosistémicos

Servicios ecosistémicos	Definición
<i>Servicios de soporte (procesos ecosistémicos)</i>	
Ciclo de nutrimentos	Ciclo biogeoquímico de los micronutrientes y elementos no esenciales. Está dominado por el equilibrio entre las aportaciones de la intemperie, la precipitación y el polvo, y salidas de lixiviación.
Ciclo hidrológico	Ciclo biogeoquímico en el cual el agua contenida en el océano, hielo y el subsuelo circula entre la atmósfera, la vegetación y el suelo a través de los procesos como la precipitación, evaporación y la escorrentía.
Productividad	Transformación de la luz solar en tejido vegetal por medio de la fotosíntesis (productividad primaria). Transferencia de energía desde los productores primarios hasta los niveles tróficos superiores (productividad secundaria y terciaria).
Formación y protección del hábitat	Los ecosistemas mantienen el hábitat o espacio físico para desarrollar las fases del ciclo de vida de numerosas especies animales y vegetales.
Formación de suelo	Interacciones entre la vegetación y los macro y microorganismos del suelo, que mantienen a éste y sus funciones.
<i>Servicios de suministro</i>	
Alimento por agricultura	Todos los productos de plantas comestibles cultivadas.
Alimento por pesca	Incluye especies de peces e invertebrados acuáticos cosechados de las masas de agua continentales, costeras o marinas.
Alimento por recolección	Todo tipo de alimentos derivados de la biodiversidad en los sistemas terrestres, humedales y marinos.
Forraje	Todo el tejido vegetal y granos crecidos en los pastos naturales e inducidos, así como en los campos agrícolas para alimentar al ganado.
Ganado	Incluye carne de res, cerdo, cabra y otras especies que se cultivan para obtener carne, leche y piel.
Producción de madera	Parte sólida y fibrosa del tronco en árboles con un diámetro a la altura del pecho de ≥ 30 cm, que es utilizada como material de construcción o para la industria manufacturera.

Servicios ecosistémicos	Definición
Producción de leña	Tejido leñoso utilizado como fuente de combustible.
Productos forestales no maderables	Plantas silvestres o sus partes extraídas de los sistemas naturales o seminaturales con uso presente o futuro uso potencial (por ejemplo: recursos genéticos y medicinales).
<i>Servicios de regulación</i>	
Polinización	Mantenimiento de la polinización por parte de insectos, murciélagos, aves y otros animales a cultivos agrícolas, plantas silvestres o plantas medicinales que contribuye a incrementar su rendimiento, la calidad y la estabilidad.
Almacén y secuestro de carbono	Mediada por carbono almacenado a largo plazo en la vegetación que no se libera y el carbono tomado de la atmósfera a través de la fotosíntesis.
Regulación de la fertilidad del suelo	Características físicas, químicas y biológicas de los suelos que sustentan la cantidad de nutrientes esenciales, como el nitrógeno, fósforo y potasio, para el establecimiento y crecimiento de las plantas.
Regulación de la erosión del suelo	Características de un paisaje, la ocupación del suelo y suelos que regulan la cantidad de pérdida de suelo impulsado por la lluvia y reducen la cantidad de sedimentos acumulados en la infraestructura hidráulica.
Regulación de plagas y enfermedades	Regulación de las poblaciones de herbívoros, patógenos microbianos y fúngicos que atacan a las plantas dentro de sistemas agrícolas, pecuarios o forestales.
Resistencia a plantas invasoras	Inhibición del establecimiento, crecimiento, sobrevivencia y reproducción de especies invasoras, definidas como las plantas que se establecen más allá de su rango de distribución.
Regulación de la respuesta de los ecosistemas ante eventos extremos (protección costera, inundaciones)	Regulación de los impactos de un evento extremo (por ejemplo: lluvias torrenciales, fuertes vientos, sequía, temperaturas extremadamente altas o bajas, fuegos y ciclones tropicales) sobre el ecosistema y de sus consecuencias sobre los asentamientos humanos dentro de los ecosistemas.
Regulación de la disponibilidad de agua	Regulación de la cantidad de agua para consumo humano y para actividades productivas (agricultura, industria).

Servicios ecosistémicos	Definición
Regulación de la calidad de agua dulce y marina	Regulación de las concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), sedimento, contenido de carbono orgánico disuelto, temperatura, pH y las concentraciones de agentes patógenos o compuestos tóxicos, nocivos para la salud humana y la del ecosistema.
Regulación del clima	Capacidad de regular las diferencias de temperatura y humedad a escala local, regional y global.
Regulación de la calidad del aire	Capacidad de la cubierta vegetal y del suelo de absorber CO ₂ , retener gases o partículas contaminantes del aire.
<i>Servicios culturales</i>	
Belleza escénica	Se refiere a los diversos elementos del paisaje que transmiten las características estéticas, que son apreciados y disfrutados.
Experiencia espiritual	Apreciación de especies, paisajes o lugares determinados que generan satisfacción por su inspiración espiritual.
Recreación y esparcimiento (turismo de naturaleza)	Una función de múltiples características de los paisajes, cuerpos de agua y la biodiversidad que determinan si las áreas son atractivas para los turistas.
Inspiración para la cultura, el arte y el diseño	Fuente de inspiración para expresiones artísticas, culturales y espirituales.
Información para el desarrollo cognitivo	Sensibilización, concientización o formación sobre el papel de los ecosistemas y la biodiversidad como suministradores de servicios.
Herencia cultural e identidad (uso tradicional)	Incluye una gran variedad de beneficios intangibles de los ecosistemas que incluyen el patrimonio (cultural o religioso), sentido de lugar, la identidad, las relaciones sociales y la educación, entre otros.

Fuente: basado en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005).

Región costera de Bahía de Banderas como área de estudio para entender los servicios ecosistémicos derivados de la biodiversidad

Actualmente han crecido el interés y los esfuerzos a nivel internacional por identificar los servicios ecosistémicos derivados de la biodiversidad. En este sentido, el objetivo de este trabajo fue identi-

ficar los componentes de la biodiversidad de los sistemas terrestres, humedales y marinos, y su potencial importancia en la generación de servicios ecosistémicos dentro de la región de Bahía de Banderas (fig. 1). La región costera de Bahía de Banderas se encuentra delimitada al norte por el municipio de Bahía de Banderas, Nayarit, y al sur por los municipios de Puerto Vallarta y Cabo Corrientes, Jalisco, formando parte de la planicie costera del Pacífico mexicano (20° 25' y 20° 49' N y 105° 33' y 105° 41' O). Es una bahía abierta que posee 1,407 km² y una extensión total de 43.5 km y forma parte del extremo sur oriental del Golfo de California (Chávez-Dagostino *et al.*, 2009). En la región se encuentran situados el río Ameca, que sirve como límite estatal entre Nayarit y Jalisco; en su delta aloja los tres cuerpos costeros más grandes y representativos de la zona: el estero “El Salado”, la laguna “El Quelele” y “Boca de Tomates” (Cupul-Magaña, 1998).

Con el fin de determinar los servicios ecosistémicos derivados de la biodiversidad, se consideró la información científica generada para la región (cuadro 4). Se llevó a cabo una búsqueda de literatura publicada, como son artículos arbitrados indizados, arbitrados o de divulgación, así como literatura gris (tesis de licenciatura, maestría y doctorado) para Puerto Vallarta (municipio) y Bahía de Banderas (municipio y región costera). No se consideró el municipio de Cabo Corrientes, Jalisco. La búsqueda se llevó a cabo en sitios electrónicos como Scopus y Google Scholar, en la Red de Bibliotecas de la Universidad de Guadalajara y en la Biblioteca Digital de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). La búsqueda también incluyó las bibliotecas públicas del Centro Universitario de la Costa (CuCosta) de la Universidad de Guadalajara y del Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas (ITBB). La búsqueda se realizó haciendo uso de las palabras clave: Puerto Vallarta y Bahía de Banderas. Para la identificación de los servicios ecosistémicos, además de la información publicada, se incorporó la información del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática de ambos municipios (INEGI, 2016).

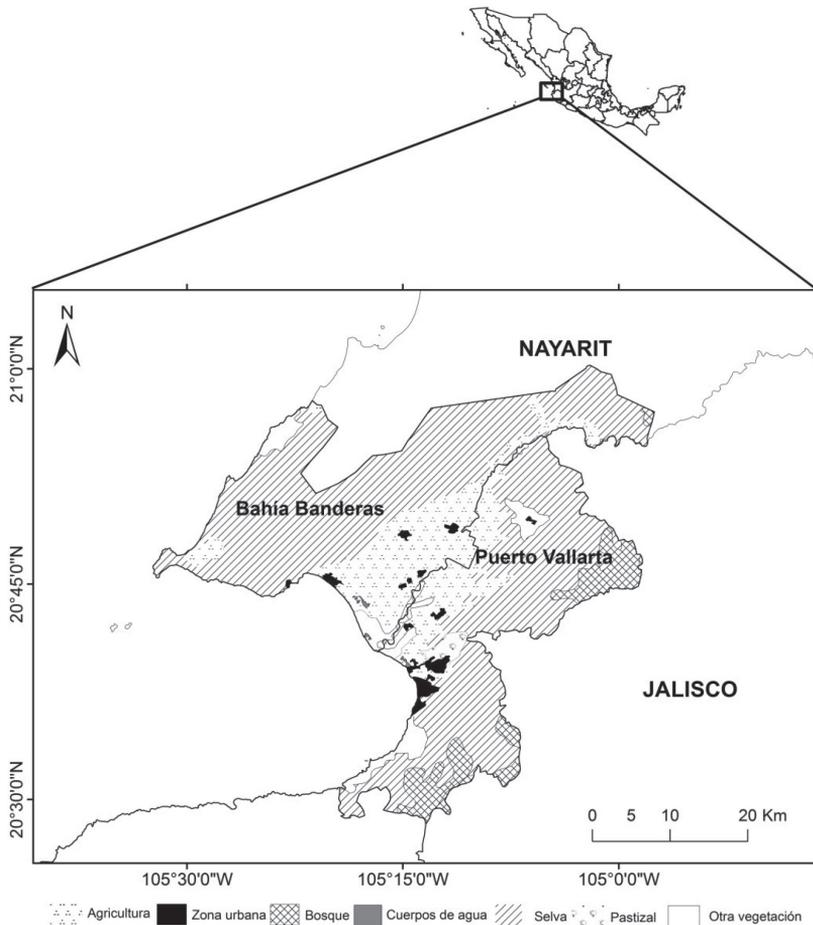
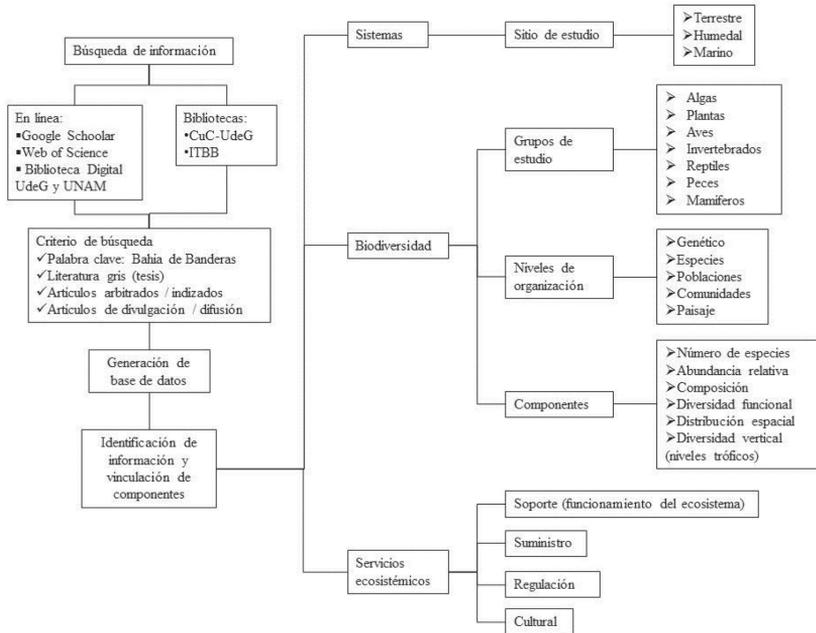


Figura 1. Ubicación del área de estudio de Bahía de Banderas, que comprende los municipios de Puerto Vallarta, Jalisco y Bahía de Banderas, Nayarit. Se muestran los principales tipos de cobertura y usos del suelo en los dos municipios.

La información encontrada se organizó en una base de datos para su posterior análisis. De las publicaciones se obtuvieron datos generales como autor, año, título y municipio. La información sobre la biodiversidad se clasificó en los siguientes temas: ambiente de estudio, grupo de organismo, niveles de organización y componentes (cuadro 2); mientras que los servicios se clasificaron por tipo (cuadro

3), por los ambientes que los generan, por la magnitud y dirección de cambio en la generación del servicio actualmente y en el futuro.

Cuadro 4
Marco metodológico del estudio



CuC-UdeG = Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara;
ITBB = Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas.

¿Qué se sabe sobre los ambientes y la biodiversidad presente en la región?

Considerando los criterios de búsqueda, se obtuvieron un total de 157 publicaciones entre el año 1958 a 2014 (fig. 2). El municipio con el mayor número de publicaciones es Puerto Vallarta con 57, ligeramente menor Bahía de Banderas con 56 y 46 publicaciones que consideran el estudio de toda la región costera. Resalta el incremento

de publicaciones sobre servicios ecosistémicos durante la última década.

Los estudios sobre biodiversidad en la región de Bahía de Banderas se han enfocado principalmente en el número de especies, o riqueza, así como en la abundancia relativa a nivel de especie (fig. 3). En el ambiente terrestre la riqueza de plantas y de invertebrados fue lo más estudiado. En el ambiente de humedal, los estudios se concentran en el estero “El Salado”, donde la riqueza y composición de aves y reptiles fue lo más estudiado. Mientras que en el ambiente marino, la riqueza, abundancia y composición de los invertebrados presentes en las Islas Marietas, y especialmente los equinodermos, fue lo más documentado, seguido por los estudios a nivel de especie y de poblaciones de los mamíferos marinos (fig. 4).

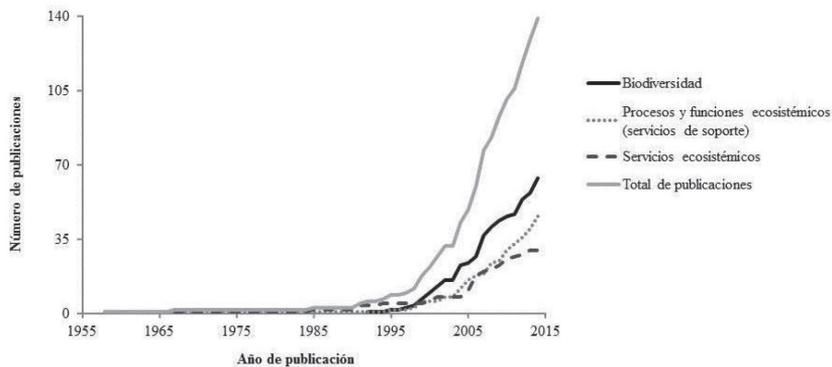


Figura 2. Evolución del conocimiento científico sobre la biodiversidad, el funcionamiento y servicios de los ambientes terrestre, humedal y marino de la región de Bahía de Banderas medido por el número de publicaciones.

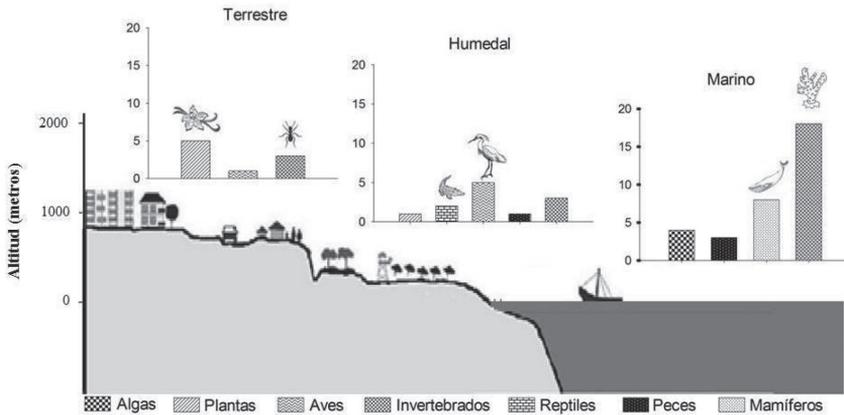


Figura 3. Número de publicaciones por grupos taxonómicos en los ambientes terrestre, humedal y marino que comprenden la región de Bahía de Banderas.

¿Qué se sabe sobre los servicios en los distintos ecosistemas presentes en la región?

Servicios de soporte (procesos ecosistémicos)

De los distintos tipos de servicios identificados para la región costera, destaca la cantidad de estudios sobre los procesos ecosistémicos, o servicios de soporte, en el ambiente marino (fig. 2). El flujo de energía y la formación de suelos son los procesos que principalmente se estudian. Resalta la falta de información para servicios relacionados con los ciclos biogeoquímicos y los procesos del ciclo hidrológico, como escorrentía e infiltración, básicos para la disponibilidad de agua en la región. En general, se reconoce un deterioro en la generación de este tipo de servicios como resultado de la rápida transformación de la región.

Servicios de suministro

Las publicaciones referentes a servicios de provisión se refieren en su mayoría a la actividad pesquera, destacando los estudios sobre la

anchoveta (*Cetengraulis mysticetus*) (Bayliff, 1958; Berdegue, 1958) y la pesca del huachinango (*Lutjanus peru*) (Del Monte-Luna, 2001; Zárate-Becerra *et al.*, 2011). Sólo se encontró un estudio referente al alimento derivado de la agricultura, el cual evalúa el potencial de los fruticultivos en la región (Fernández, 2006).

La información proveniente de instituciones gubernamentales muestra que actualmente los servicios de suministro se encuentran en deterioro (INEGI, 2016). Los datos históricos sobre los alimentos derivados de la agricultura y el ganado mostraron un incremento considerable en el año 1999. En el caso de alimentos derivados de la agricultura, el máximo en producción fue el año 2010 con volúmenes de sembradíos de 1'100,472 toneladas, siendo los principales cultivos los pastos (para forraje), el maíz, frijol y sorgo. Por su parte, la producción de alimento de origen ganadero fue mayor en 2002 con producción de 5,573 toneladas de carne. En general, se reconoce un deterioro en la generación de este tipo de servicios en el futuro como resultado del cambio de actividades económicas en la región, debido a que la población pasó de dedicarse a actividades primarias (como la agricultura, la ganadería y la pesca), a realizar actividades del sector terciario (como el comercio y servicios relacionados con el turismo).

Servicios de regulación

A pesar de la importancia de estos servicios en la región, hay un total desconocimiento sobre su generación. Por el tipo de ambientes presentes en la región destaca la importancia del servicio de regulación del impacto de un evento extremo, como son lluvias torrenciales, fuertes vientos, fuegos y ciclones tropicales sobre los ambientes terrestres y de humedales y de sus consecuencias sobre los asentamientos humanos dentro de los ecosistemas. Principalmente para la región montañosa del municipio de Puerto Vallarta se destacan los servicios de almacén y secuestro de carbono en bosques y selvas, así como la regulación de la calidad y disponibilidad de agua dulce desde la parte alta de las cuencas hacia la parte baja. Sin duda este tipo de servicios son los que se verán más fuertemente afectados en el futuro, tanto por la rápida transformación de la cobertura vegetal como por los cambios de orden global.

Servicios culturales

Este tipo de servicios concentró cerca del 80% del total de publicaciones, siendo la recreación y el esparcimiento el servicio más documentado y de mayor impacto en los tres tipos de ambientes en la región costera. Destacan las publicaciones sobre el turismo sustentable, así como actividades turísticas como la observación de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*). Estas actividades dependen tanto de la biodiversidad como del funcionamiento del ecosistema, al proporcionar organismos o ambientes que en su conjunto son de interés turístico.

Actualmente la región recibe cerca de tres millones de turistas por año, con una tendencia a incrementarse en el futuro. Esto lleva a que la mayoría de los servicios culturales reconocidos para la región tiendan al incremento. Sin embargo, tendrán que analizarse con detalle los impactos que este tipo de servicios generarán en la región. Por un lado, el turismo es percibido por la población local como el sector de actividad económica más atractivo, con mejores posibilidades de inserción y con mayor facilidad para obtener un ingreso rápido y decoroso. En este sentido, en Puerto Vallarta el 80% del producto interno bruto proviene de la actividad turística y crea más del 70% del empleo no rural (Arnaiz-Burne y Dachary, 2004). Pero por otro lado, se está generando la rápida degradación de los ambientes, con consecuencias a largo plazo sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, con resultados directos sobre el bienestar de las poblaciones locales.

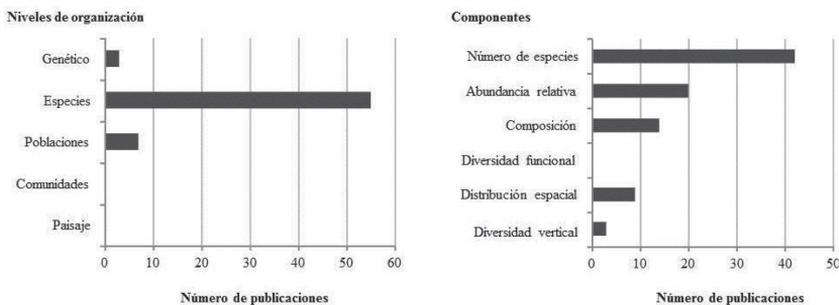


Figura 4. Niveles de organización y componentes de la biodiversidad que han sido evaluados en las publicaciones de la región de estudio.

¿Qué falta por conocer sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en Bahía de Banderas?

Son necesarios estudios sobre la biodiversidad, el funcionamiento y servicios generados en el ambiente terrestre. La revisión mostró claramente que la mayor parte de los estudios están enfocados en los humedales y el ambiente marino. Este desbalance se puede atribuir a que estos ecosistemas tienen un estatus de protección especial y han sido declarados como Áreas Naturales Protegidas (ANP), como es el Parque Nacional Islas Marietas decretado en 2005 (CONANP, 2007) y el estero “El Salado” declarado ANP estatal en el año 2000 (UdeG, 2000). Por otro lado, los esfuerzos en el ambiente terrestre están enfocados en el Área Terrestre Prioritaria para la conservación Sierra de Vallejo-Río Ameca, reconocida por la generación de servicios ambientales, su importancia en la generación de agua y la presencia de especies de importancia económica (Arriaga *et al.*, 2000).

La biodiversidad y servicios que proveen los ecosistemas naturales han sido y seguirán siendo la base para el desarrollo económico y social (Arriaga *et al.*, 2000). Para Bahía de Banderas, la recreación y el esparcimiento a partir del turismo de naturaleza poseen una creciente importancia y es de destacar que las ANP incrementan y concentran gran parte del interés turístico. Aún falta generar más estudios que permitan entender los procesos ecosistémicos que se llevan a cabo en los tres ambientes de la región, que dan como resultado la conservación de la biodiversidad y sus servicios.

Si bien la región ha experimentado un rápido desarrollo turístico a partir de la década de los años setenta del siglo pasado, la población humana de la región experimentó un crecimiento explosivo estrechamente asociado con fenómenos de afluencia masiva de turismo local y extranjero (Guzmán-Mejía y Anaya-Corona, 2009). Dado que nuestros resultados muestran que la biodiversidad es la base de los servicios culturales que se generan en la zona, las ANP deben cumplir una función protectora y de desarrollo sustentable, no sólo en el presente sino también en el futuro, estableciendo las líneas de acción para su cabal protección (CONANP, 2006). Los esfuerzos para declarar las Islas Marietas como ANP se reflejan desde el año 1992 (CONANP, 2007); en tanto para el estero “El Salado” las afec-

taciones significativas fueron en la década de los ochenta del siglo pasado por la construcción de la Marina Vallarta, donde se perdió el 50% de la cobertura total que se tenía hasta 1958 (Territorial, 2013) y, posteriormente, por la construcción del Centro de Convenciones. En esta línea de tiempo se observa que el turismo comenzó a ascender rápidamente en la década de los años noventa, y es precisamente en este periodo que comienzan los estudios en la región; siendo en el año 2005 el despliegue de los estudios científicos que caracterizan la biodiversidad, el funcionamiento del ecosistema y los primeros esfuerzos por describir los servicios ecosistémicos (fig. 2).

Sin duda el siguiente paso en esta caracterización de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos es considerar los impactos esperados de la pérdida o ganancia de los servicios sobre el bienestar de las poblaciones asentadas en la región costera. Los datos muestran que el incremento de los servicios culturales y su aprovechamiento han incrementado los componentes del bienestar relacionados con los materiales básicos para vivir, como son la construcción de infraestructura y vivienda, así como la planeación de espacios público, y los relacionados con la salud, como es el incremento del número de personas con acceso al servicio médico. Sin embargo, falta analizar y generar información para la seguridad, buenas relaciones sociales y libertad de acción y elección, componentes relevantes y poco entendidos del bienestar humano (MEA, 2005).

Agradecimientos

Este trabajo es resultado del curso básico del Doctorado Bemarena (Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas) de la Universidad de Guadalajara. JDSV, DM, KPRO, JDGP y JAOB agradecen al Conacyt por la beca de doctorado. SQ agradece la beca posdoctoral del Programa para el Desarrollo Profesional Docente (Prodep).

Referencias bibliográficas

- Almeida-Leñero, L., M. Nava, A. Ramos, M. Espinosa M., M. de Jesús Ordóñez y J. Jujnovsky. (2007). "Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México", *Gaceta Ecológica*, núm. 84-85, pp. 53-64.
- Arnaiz-Burne, S. M. y A. C. Dachary. (2004). "Desarrollo regional y turismo: El caso de Bahía de Banderas", *Carta Económica Regional*, núm. 17, pp. 41-46.
- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez, E. Loa y J. Larson. (2000). *Regiones prioritarias terrestres de México*. México, DF: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Balvanera, P. (2012). "Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales", *Ecosistemas*, núm. 21, pp. 136-147.
- Balvanera, P., A. B. Pfisterer, N. Buchmann, J. S. He, T. Nakashizuka, D. Raffaelli y B. Schmid. (2006). "Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services", *Ecology Letters*, núm. 9, pp. 1146-1156.
- Bayliff, W.H. (1958). "Growth, mortality and exploitation of the Engraulidae, with special reference to the anchoveta *Cetengraulis mysticetus*, and the colorado, *Anchoa naso*, in the eastern Pacific Ocean". *Bulletin I-ATTC*, núm. 12, pp. 365-432.
- Berdegue, J. A. (1958). "Biometric comparison of the anchoveta, *Cetengraulis mysticetus* (Gunther), from ten localities of the Eastern Tropical Pacific Ocean", *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, núm. 3, pp. 1-76.
- Boyd, J. y S. Banzhaf. (2007). "What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units", *Ecological Economics*, núm. 63, pp. 616-626.
- Butchart, S.H. M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A. Almond, J. E. M. Baillie, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M. Carr, J. Chanson, A. M. Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J. N. Galloway, P. Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J. F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. H. Morcillo, T. E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T. D. Tyrrell, J. C. Vie y R. Watson. (2010). "Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines", *Science*, núm. 328, pp. 1164-1168.

- CONANP. (2006). *Estudio previo justificativo para el establecimiento del Santuario Ventilas Hidrotermales de la Cuenca de Guaymas y de la Dorsal del Pacífico Oriental*. México, DF: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- . (2007). *Programa de conservación y manejo Parque Nacional Islas Marietas*. México, DF: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas/Semarnat.
- CuCosta. (2006). *Conclusiones del Foro de Análisis del Plan Parcial del Distrito 10 desde la Perspectiva de la Planeación Sustentable*. Puerto Vallarta: Universidad de Guadalajara.
- Cupul-Magaña, F. G. (1998). “¿Quién es la Bahía de Banderas?”, *Revista Divulgare*, núm. 21, pp. 48-52.
- Chapin, F. S., P. A. Matson y P. M. Vitousek. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*, 2ª edición. Nueva York: Springer-Verlag.
- Chávez-Dagostino, R. M., J. L. Cifuentes-Lemus, E. Andrade-Romo, M. Bravo-Olivas y R. Espinoza-Sánchez. (2009). “Impactos del turismo en las comunidades pesqueras de la Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco”, *Acta Pesquera*, núm. 2, pp. 23-40.
- Del Monte-Luna, P. (2001). “Determinación de la especie objetivo en la captura comercial en La Cruz de Huanacastle, Nayarit, México, durante el periodo 1987-1997”, *Ciencia Pesquera*, núm. 15, p. 4.
- Díaz, S., J. Fargione, F. S. Chapin y D. Tilman. (2006). “Biodiversity loss threatens human well-being”, *Plos Biology*, núm. 4, pp. 1300-1305.
- Fernández, A. C. (2006). *Las ventajas comparativas de los fruticultivos de Bahía de Banderas en el marco operativo del TLCAN*. Puerto Vallarta, Jalisco: Universidad de Guadalajara.
- Guzmán-Mejía, R. y M. C. Anaya-Corona. (2009). “*Puerto Vallarta: Desde dónde vienes, hacia dónde vas*”. Guadalajara: Universidad de Guadalajara.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer y D. A. Wardle. (2005). “Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge”, *Ecological Monographs*, núm. 75, pp. 3-35.
- INEGI. (2016). *México en cifras. Indicadores principales del Banco de Información*. México: INEGI.
- iTerritorial. (2013). “En poco más de medio siglo, el estero El Salado ha perdido 150 hectáreas de su superficie”, *Instituto e Información Territorial del Estado de Jalisco*. México, pp. 1-7.

- Lamarque, P., F. Quetier y S. Lavorel. (2011). “The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management”, *Comptes Rendus Biologies*, núm. 334, pp. 441-449.
- Maass, J. M., P. Balvanera, A. Castillo, G. C. Daily, H. A. Mooney, P. Ehrlich, M. Quesada, A. Miranda, V. J. Jaramillo, F. García-Oliva, A. Martínez-Yrizar, H. Cotler, J. López-Blanco, A. Pérez-Jiménez, A. Búrquez, C. Tinoco, G. Ceballos, L. Barraza, R. Ayala y J. Sarukhán. (2005). “Ecosystem services of tropical dry forests: Insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico”, *Ecology and Society*, núm. 10.
- Mace, G. M., K. Norris y A. H. Fitter. (2012). “Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship”, *Trends in Ecology & Evolution*, núm. 27, pp. 19-26.
- MAE. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Martín-López, B., M. García-Llorente, E. Gómez-Baggeth y C. Montes. (2010). “Evaluación de los servicios de los ecosistemas del sistema socio-ecológico de Doñana”, *Revista de la Cátedra Unesco sobre Desarrollo Sostenible de la UPV/EHU*, núm. 4, pp. 91-111.
- Martín-López, B., J. A. González, S. Díaz, I. Castro y M. García-Llorente. (2007). “Biodiversidad y bienestar humano: El papel de la diversidad funcional”, *Ecosistemas*, núm. 16, pp. 69-80.
- MEA. (2003). *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- . (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Mulder, C., E. M. Bennett, D. A. Bohan, M. Bonkowski, S. R. Carpenter, R. Chalmers, W. Cramer, I. Durance, N. Eisenhauer, C. Fontaine, A. J. Houghton, J.-P. Hettelingh, J. Hines, S. Ibanez, E. Jeppesen, J. A. Krumins, A. Ma, G. Mancinelli, F. Massol, Ó. McLaughlin, S. Naeem, U. Pascual, J. Peñuelas, N. Pettorelli, M. J. O. Pockock, D. Raffaelli, J. J. Rasmussen, G. M. Rusch, C. Scherber, H. Setälä, W. J. Sutherland, C. Vacher, W. Voigt, J. A. Vonk, S. A. Wood, G. Woodward, W. Guy y A. B. David. (2015). “Chapter One - 10 Years Later: Revisiting Priorities for Science and Society a Decade After the Millennium Ecosystem Assessment”, en G. Woodward y D. Bohan (eds.), *Advances in Ecological Research*. Londres: Academic Press, pp. 1-53.
- Pons, S. J. (2010). “La evaluación de los servicios ambientales de los ecosistemas litorales en Catalunya”, *Revista de la Cátedra Unesco sobre Desarrollo Sostenible de la UPV/EHU*, núm. 4, pp. 65-78.

- Quijas, S., L. E. Jackson, M. Maass, B. Schmid, D. Raffaelli y P. Balvanera. (2012). "Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: Expert knowledge assessment", *Journal of Applied Ecology*, núm. 49, pp. 929-940.
- UdeG. (2000). *Plan de Manejo "Área Natural Protegida Zona de Conservación Ecológica Estero El Salado"*. Fideicomiso del Estero del Salado. Puerto Vallarta, Jalisco: Universidad de Guadalajara.
- Vilardy, S. P., J. A. González, B. Martín-López y E. Oteros-Rozas. (2012). "Los servicios de los ecosistemas de la Reserva de Biosfera Ciénega Grande de Santa Marta", *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, núm. 19, pp. 66-83.
- Zárate-Becerra, M. E., E. Espino-Barr, M. Puente-Gómez, A. García-Boa, E. G. Cabral-Solís, D. Hernández-Montaña, C. Meléndez-Galicia, A. Arellano-Torres, R. M. Gutiérrez-Zavala, E. Cabrera-Mancilla, A. Gil-López y A. Labastida-Che. (2011). "Huachinango del Pacífico Centro-Sur, costa de Nayarit a Chiapas", *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo*. México, DF: Instituto Nacional de Pesca, pp. 141-178.

Capítulo IV

Dibujo científico: una herramienta para entender la biología

Ubaldo Sebastián Flores-Guerrero

La comunicación se ha manifestado de variadas formas a través de la historia humana. Ejemplo claro de ello ha sido el desarrollo del lenguaje, la escritura y la ilustración. Esta última ha formado parte de la evolución comunicativa y el desarrollo de conocimiento a través de expresiones gráficas que buscan describir, entender y explicar la realidad. Existen registros que datan del Paleolítico y Neolítico donde los humanos primitivos ya representaban animales, personas, elementos corporales, fenómenos sociales (rituales, costumbres, estilos de caza, etc.) y sucesos que evidenciaban su estrecha relación con la naturaleza (Grilli *et al.*, 2015).

Desde sus inicios la ilustración ha sido una herramienta muy útil en el desarrollo del pensamiento y génesis del conocimiento. El potencial de la ilustración es tan amplio como la imaginación misma de las personas, al ser este arte la matriz principal de la expresión gráfica. Sin embargo, la ilustración científica se entiende de diferente manera, ya que se rige por la línea de la objetividad a partir de los elementos reales.

I. ¿Qué es el dibujo científico?

El dibujo científico es una rama de la ilustración gráfica de gran utilidad. Esta técnica iconográfica tiene el propósito de mostrar algo con

mayor claridad de lo que podría expresarse con palabras. Se emplea en cualquier campo de la ciencia que requiera mostrar de manera objetiva elementos específicos, caracterizar un fenómeno, esquematizar procesos y elementos, enfatizar diferencias entre dos entidades, sugerir movimiento, recrear formas y escenarios, entre otros aspectos.

Este hiperrealismo de la naturaleza es útil para los investigadores y es también un arte cuyo enfoque en el conocimiento científico resulta ser tan disciplinado que despierta la sensibilidad estética ante la armonía de las formas y su relación con la naturaleza. Es en esta dualidad complementaria entre arte y ciencia donde radica el gran valor del dibujo científico (Cocucci, 2000; Mayor-Iborra y Flores-Gutiérrez, 2013).

El dibujo científico tiene como principal característica la vocación de fidelidad y precisión, con el fin de plasmar verdades objetivas de manera creativa (artística), al lograr comprimir, delimitar, resaltar y discriminar elementos específicos que, a través de la línea, aportan una claridad expositiva más amplia que la de la fotografía (Mayor-Iborra y Flores-Gutiérrez, 2013).

II. El dibujo y su importancia en la biología

La biología es la ciencia que se encarga del estudio de la vida y, como tal, requiere de la observación cuidadosa y la descripción de múltiples formas de vida. Una excelente manera de describirlas es ilustrándolas. El biólogo, como observador, debe ser capaz de ir más allá de lo que su vista percibe. Es por ello que los biólogos reconocen la utilidad del dibujo científico, ya que buena parte de su formación en laboratorio y campo estuvo acompañada de manuales, claves taxonómicas y guías especializadas generalmente ilustradas (Dempsey y Betz, 2001).

Algunos ejemplos puntuales del uso del dibujo científico como una herramienta para entender la biología, consisten en la realización de estilizaciones cuando se desea mostrar determinado componente (elemento, parte corporal, órgano, carácter taxonómico, etc.) respecto a un todo. Es decir, supongamos que se desea representar la ubicación de los huesos de un animal respecto al cuerpo en general mediante la ilusión de transparencias (fig. 1). En este caso, el

dibujante es capaz de discriminar los órganos, la piel, entre otros, al representar únicamente el contorno. Lo mismo sucede cuando se desea visualizar la posición de un sistema anatómico respecto al cuerpo mediante la abstracción específica de dicho sistema (Cocucci, 2000) (fig. 2).

El fraccionamiento intencional de los detalles deseados permite profundizar y comprender de mejor manera el elemento plasmado. Por ejemplo, se puede representar una planta en su totalidad y agregar dibujos complementarios de determinadas estructuras, las cuales pueden representarse con la ilusión de un corte transversal, longitudinal, con aumento, entre otros.

Los esquemas diagramáticos también son herramientas derivadas del dibujo científico, en ellos se representan ciclos biológicos como la reproducción, ciclos de vida, metamorfosis, dinámica ambiental o ciclos abióticos. Así, es posible representar las etapas del proceso de muda de un artrópodo o los estadios en la metamorfosis de algún insecto (fig. 3).

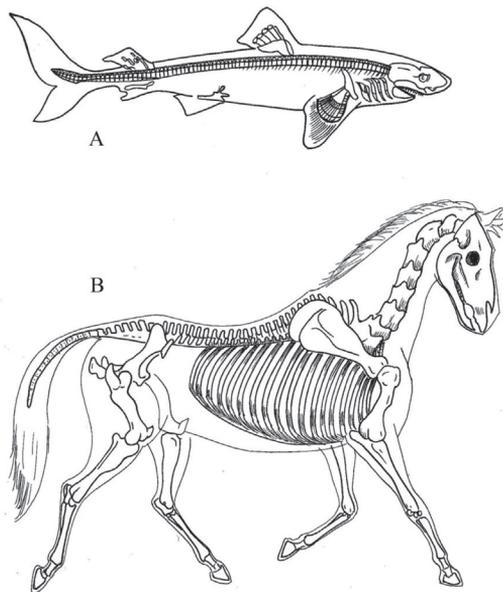


Figura 1. Representación del esqueleto mediante el uso de transparencias. A) Escualo. B) Caballo.

III. Dibujar: una herramienta al alcance de todos

El dibujo, como rama de la ilustración, es producto de la observación, memorización y expresión constante del entorno por parte del dibujante. Para algunas personas será más sencillo expresarse gráficamente, lo cual no significa que el campo de la ilustración sea exclusivo para unos pocos.

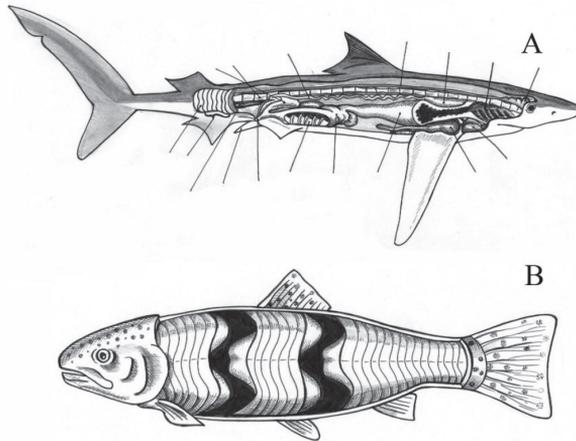


Figura 2. A) Anatomía interna de un tiburón. B) Representación estructural de la musculatura (miotomos) de un pez óseo.

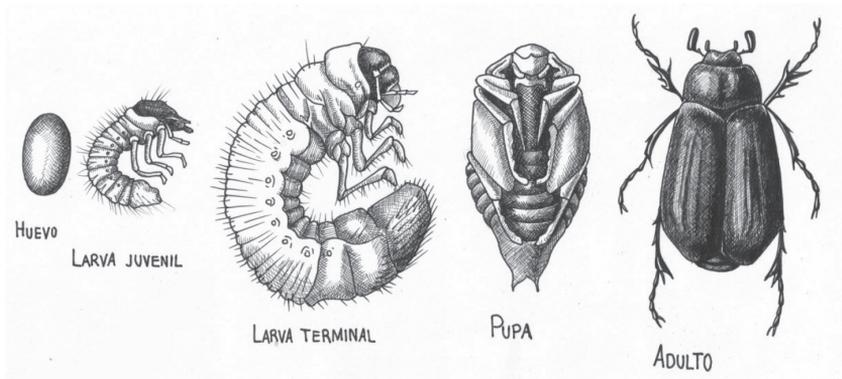


Figura 3. Estadios de la metamorfosis completa de un escarabajo.

El dibujo científico, por sus características de precisión y fidelidad, permite emplear metodologías y técnicas que usualmente son “mal vistas” en el dibujo artístico. Ejemplo de ello es no dibujar a mano alzada (a pulso) sino pegada al papel, calcar usando papel albanene (papel mantequilla) o emplear cuadrículas para copiar y escalar fotos u objetos.

Sin embargo, son estos métodos los que justamente dan sustento y fortaleza al dibujo científico, ya que trasladan al papel los objetos de una manera más fiel y precisa. Esto no quiere decir que el arte sea suprimido, sino que se limitará únicamente a la técnica, al diseño y a la composición del dibujo. Es decir, la técnica para realizar el dibujo y la creatividad para estructurarlo dependerán de la capacidad artística del ilustrador.

En consideración a lo anterior, queda claro que no se necesita ser un prodigio para lograr dibujar científicamente. Para conseguirlo existen métodos relativamente sencillos que, con algo de paciencia, observación, ejercitación y práctica te ayudarán a dibujar sin importar si eres o no un habilidoso con el lápiz.

IV. Consejos prácticos para dibujar científicamente

Seguramente en varias ocasiones, desde preescolar por ejemplo, has tenido que toparte con la práctica constante del dibujo. Específicamente en el campo de la biología, sin importar si eres alumno, docente o investigador, tienes la necesidad de entender y explicar con mayor claridad un determinado tema con la ayuda de ilustraciones (manuales, claves taxonómicas, guías, documentales, fotografías, etcétera).

Es muy común que los profesores encomienden a sus alumnos la realización de dibujos, o bien que sean los mismos profesores quienes dibujen en la pizarra para explicar su tema. Es por eso que a continuación te daré algunos consejos, que incluyen métodos y ejercicios, que te ayudarán a dibujar con mayor fluidez.

Ejercicio 1: observación y descripción

Hablaremos del uso de elementos artísticos para transmitir visualmente los detalles de un objeto mediante la observación y posterior descripción. Este ejercicio propuesto por Dempsey y Betz (2001) consiste en aprender a observar con detenimiento, adquiriendo la capacidad de describir verbalmente los objetos con el fin de familiarizarnos con sus formas, colores, texturas y detalles antes de disponernos a dibujar.

Un modo dinámico de hacerlo es observar un objeto natural (conchas, conos de pino, hojas, etc.) y describirlo verbalmente para que otra persona intente dibujarlo. Esto agudizará nuestra capacidad de observación en los detalles de las formas. Posteriormente se realizará la misma actividad, pero a la inversa. Es decir, se pedirá a la otra persona que observe un objeto y nos lo describa para dibujarlo.

Por ejemplo: “El objeto que estoy observando es un *cilindro curvo (a)*, con *bordes aplanados (b)*. En uno de sus extremos el cilindro se *agudiza suavemente (c)* y en el otro es *redondeado (d)*. En este extremo cuenta con una pequeña *prolongación cilíndrica (e)* (fig. 4). Su textura es *lisa, sin brillo*, de color *amarillo* y con algunas *manchas negras*”.

Ejercicio 2: dibujar usando sólo la memoria

Dempsey y Betz (2001) nos sugieren un ejercicio en que se observe detenidamente un objeto, con la intención de memorizar la mayoría de sus detalles (véase este ejercicio como la continuación del ejercicio 1). Un ejercicio muy práctico para ejercitar nuestra memorización de imágenes consiste en elegir un objeto y observarlo detenidamente por un minuto. Durante ese lapso deberás “descubrir” todos los matices del objeto, examinado al máximo los detalles y texturas. Todo a través del uso exclusivo de la vista.

Una vez transcurrido el tiempo, cerrarás tus ojos e intentarás visualizar el objeto en tu mente. Al realizar esta actividad estimularás tu capacidad de percibir y recrear mentalmente la forma de los objetos.

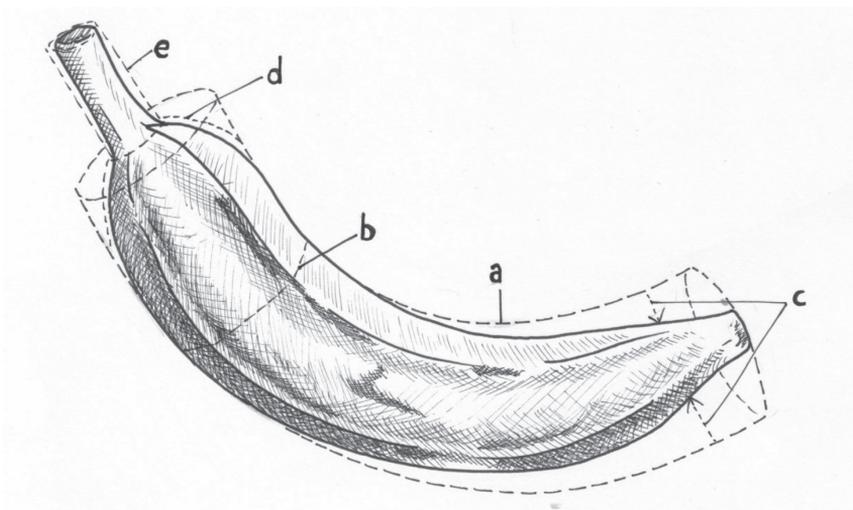


Figura 4. Identificación de la forma y características de un plátano con base en su observación y descripción.

Posteriormente, si tienes la seguridad de conocer el objeto, intenta extraer de tu mente la imagen para dibujarla (siempre recurriendo a tu memorización). Seguramente te sorprenderán los resultados de tu trabajo. Ten siempre presente que el saber dibujar no está restringido únicamente al uso de tus manos. Dicho con otras palabras, “no podemos dibujar algo que no conozcamos”.

Tu observación, memorización y habilidad para el dibujo crecerán en virtud de cuánto te ejercites. Mientras mayor sea la cantidad de formas observadas, mayor será tu memorización y, por ende, tu capacidad para dibujarlas. Recuerda siempre que “la práctica es la clave”.

El boceto: el esqueleto de nuestro dibujo

El boceto consiste en identificar la forma básica del objeto, al realizar un diseño general donde se bosquejan sus proporciones y características. Éste se realiza trazando líneas suaves y sutiles (usualmente con lápiz o carboncillo) que especulan su forma y que sirven como base principal (estructura o esqueleto gráfico) de nuestro dibujo terminado (fig. 5).

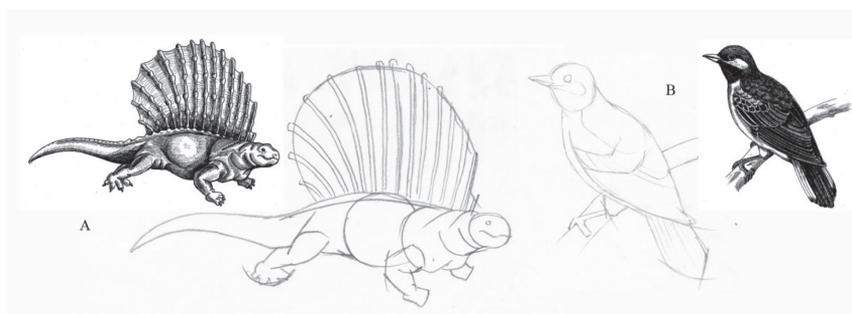


Figura 5. Diseño de un boceto. A) Lápiz. B) Carboncillo.

El boceto puede realizarse directamente sobre el papel de trabajo, o bien se puede hacer pequeño para después ampliarlo si la obra requiere grandes dimensiones (murales o ilustraciones didácticas).

El acabado del dibujo científico generalmente se realiza a tinta, ya que resulta ser más económico llevar a la imprenta nuestras publicaciones con imágenes en blanco y negro. Se recomienda el uso de plumas de tinta china, plumas tubulares, estilógrafos o similares. Te recomiendo usar estilógrafos desechables, generan buenos resultados y son más accesibles al bolsillo.

Antes de comenzar a dibujar es muy importante dominar nuestros instrumentos de trabajo con el fin de hacerlos una extensión de nuestra persona. Por eso, es útil realizar diversos ejercicios con nuestros instrumentos (fig. 6). Éstos serán de utilidad para conocer las propiedades y limitaciones de nuestro equipo de trabajo (Cocucci, 2000).

Otro consejo práctico consiste en ejercitar nuestra mano al realizar bosquejos con la mano apoyada (trazos cortos y precisos) y con la mano levantada (trazos largos, pero más inestables). De este modo nuestra mano adquirirá la plasticidad suficiente para dibujar con más fluidez (Cocucci, 2000).

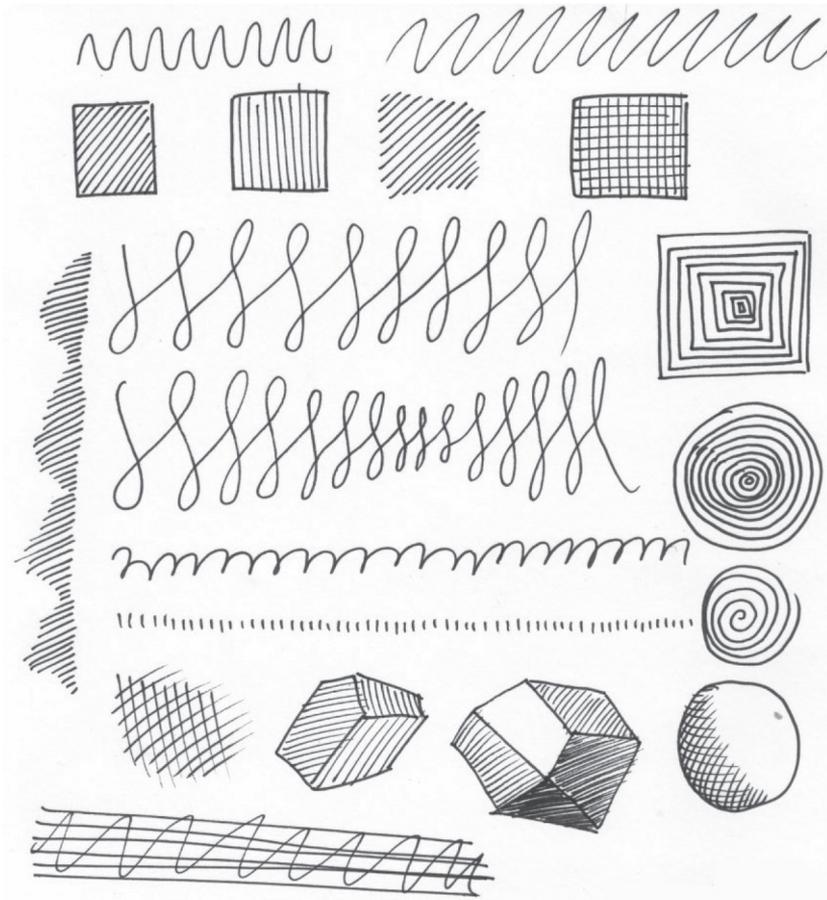


Figura 6. Ejercicios para conocer las propiedades de nuestros instrumentos de trabajo.

Identificar proporciones

Otro aspecto importante del dibujo es la identificación de proporciones, las cuales pueden definirse matemáticamente como la relación entre dos números (cantidades). Esta relación se establece mediante la división entre a/b , c/d , etc., lo cual nos da la noción de cuántas veces una de las cantidades contiene a la otra. En otras palabras, al tomar como referencia las dimensiones de uno de los componen-

tes, vemos cuántas veces éste comprende a otros del mismo objeto (Cocucci, 2000).

El método funciona para cualquier forma de la naturaleza, siempre y cuando logremos identificar las proporciones con base en sus características. Por ejemplo, el canon de proporciones del cuerpo humano adulto establece que la relación de la altura respecto al tamaño de la cabeza es de aproximadamente 7.5. Es decir, nuestra altura consta de 7.5 veces el tamaño de nuestra cabeza (fig. 7). Este canon, por su practicidad, es el más utilizado para realizar dibujos del cuerpo humano, aunque existen otros cánones de proporciones más sofisticados (Canal, 2013).

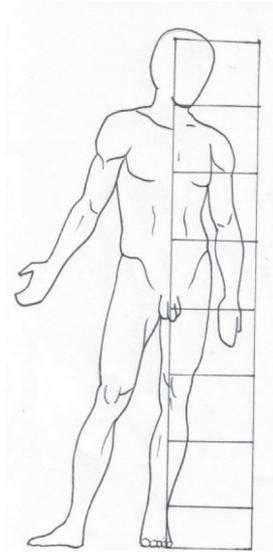


Figura 7. Canon de proporciones del cuerpo humano.

Un ejemplo aplicado a biología que refiera a proporciones, podría ser el siguiente: “las extremidades posteriores de una rana son aproximadamente tres veces el tamaño de las extremidades anteriores” (fig. 8).

La escala: método de la cuadrícula

Como ya se ha mencionado, los dibujos con fines científicos deben respetar una escala respecto al diseño natural del objeto: al aumentar, disminuir o conservar el tamaño original. Para poder llevar a cabo el proceso de reproducción a escala de un objeto es necesario realizar cuidadosas mediciones directamente sobre el objeto para, posteriormente, trasladarlas al papel.

El método más funcional para realizar una reproducción a escala consiste en emplear cuadrículas de dimensiones absolutas como fondo o filtro del modelo. De manera conjunta, se traza a lápiz (para borrar fácilmente) una cuadrícula con la escala deseada sobre el papel donde se realizará el dibujo (Cocucci, 2000). Como siguiente paso, tenemos que “copiar” de uno en uno el contenido de los cuadros de nuestro modelo, trazando lo observado en los cuadros correspondientes en el papel (fig. 9). El método puede aplicarse también sobre fotografías.

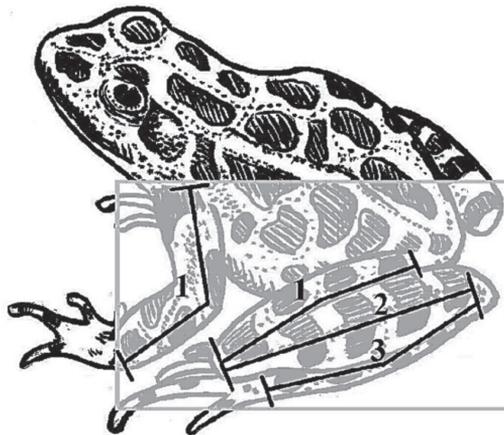


Figura 8. Identificación de las proporciones con base en las extremidades de una rana.

Una manera sencilla para entender las cuadrículas es emplear un sistema de coordenadas, donde las líneas verticales corresponden a A, B, C, D... y las horizontales a 1, 2, 3, 4... (las coordenadas del modelo deben corresponder con las del dibujo) (fig. 9). La precisión

de nuestra reproducción dependerá de la cantidad de cuadros; es decir, será más sencillo reproducir el contenido de un cuadro de 2 x 2 cm que uno de 5 x 5 cm.

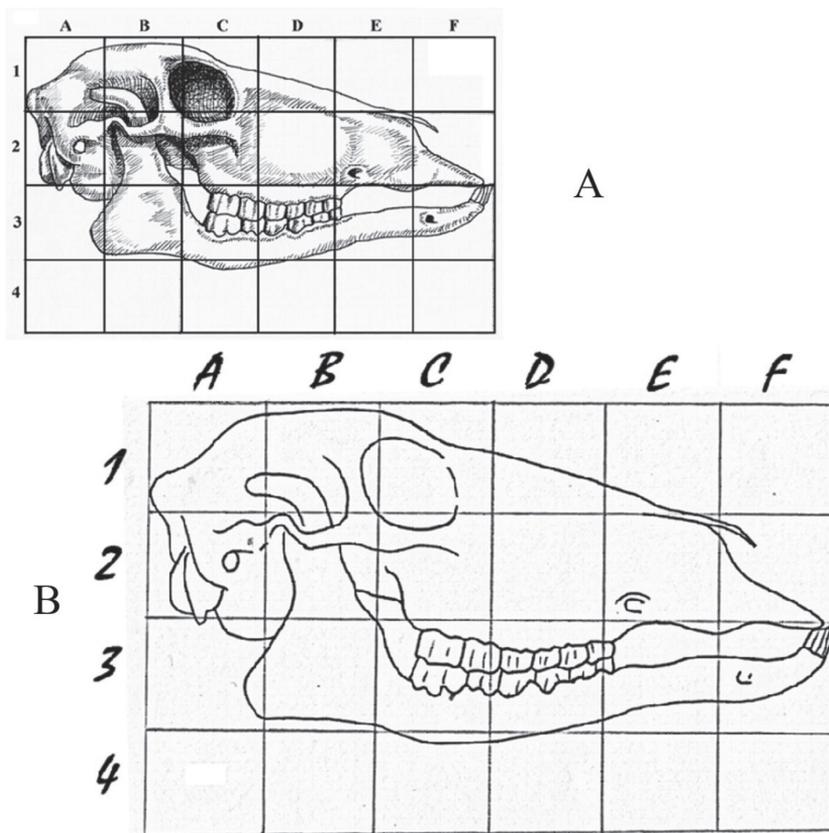


Figura 9. Método de la cuadrícula. A) Cuadrícula base y objeto modelo. B) Reproducción y ampliación del objeto sobre la cuadrícula trazada en el papel (dibujo).

Las cuadrículas fueron usadas desde el Renacimiento para ampliar bocetos destinados para murales. Actualmente existen muchas variantes del método, entre las que destaca el uso de cuadrículas previamente impresas y el uso de pizarras cuando los objetos modelo son muy grandes (Cocucci, 2000). La variante más sofisticada de este método consiste en emplear una caja (la que servirá para contener al

modelo u objeto a dibujar) con una tapa de vidrio, en la que se traza la cuadrícula con la escala deseada (fig. 10).

Si no se usa el método de las cuadrículas, debemos tomar medidas individuales de los componentes del objeto para ampliarlas, reducirlas o conservarlas, según sea el caso. Esto puede hacerse mediante el empleo de vernier (pie de rey), compás, regla, escuadra y otros instrumentos. Además, es de mucha utilidad hacer cálculos matemáticos sencillos (sumas, restas, multiplicaciones, divisiones y reglas de tres) con el propósito de estimar cuánto deberá medir determinado componente al momento de ampliarlo o reducirlo.

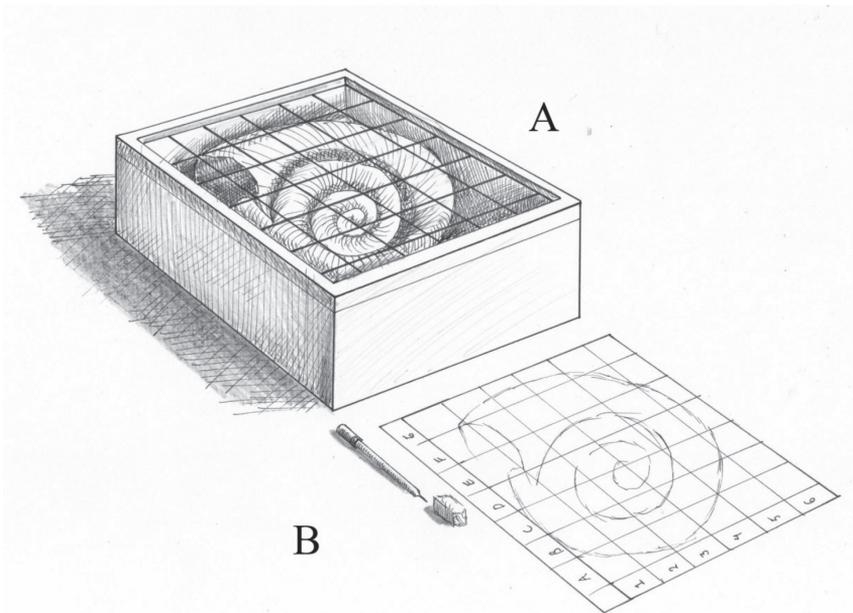


Figura 10. Método de la cuadrícula empleando una caja. A) Caja de madera con tapa de vidrio en donde se traza la cuadrícula de referencia. B) Papel trazado con la cuadrícula (escala) en donde se dibujará el objeto modelo contenido en la caja.

Calcado: dibujando patrones

Seguramente en alguna ocasión en tu clase de arte en la secundaria te viste en la necesidad de “calcar” algún dibujo. Esto pudo ser por la prisa, por practicidad o simplemente por cumplir con un ejercicio.

Sin embargo, es posible que tu profesor o alguno de tus “talentosos” compañeros hubieran criticado tu método, ya que el calcar es visto con algo de desprecio por ser considerado como una especie de trampa o “chapuza”.

Afortunadamente en nuestro campo, el de la biología, este tipo de métodos son extremadamente útiles. Referente al dibujo con enfoque biológico, es muy práctico realizar dibujos terminados a lápiz; éstos nos servirán como patrones para calcar la imagen en el papel donde se entintará la lámina definitiva.

El realizar dibujos empleando patrones (calcando) tiene tres ventajas específicas: la conservación del diseño original como referencia, la libertad de composición de la lámina (diseño y estructura de nuestro dibujo terminado) y la utilización del mismo diseño en más de una lámina (Cocucci, 2000).

a. La conservación del diseño original como referencia

Su importancia radica en las propiedades del material biológico, ya que éste es perecedero. Es por eso que, al tener una o varias referencias gráficas del ejemplar, evitaremos que se dañe. En algunos casos los dibujos se realizan observando los organismos vivos, ya que determinadas características sólo son visibles bajo estas condiciones. Sin embargo, no es posible coleccionar una y otra vez organismos vivos. Por esta razón, el tener una imagen de referencia es de mucha utilidad.

b. Libertad de composición de la lámina

El aspecto más relevante de este punto pone énfasis en el diseño de nuestras láminas, al tomar como referencia uno o varios patrones. En otras palabras, en ocasiones el ilustrador realiza los dibujos patrones de un mismo organismo por separado con el propósito de manipular el diseño de la lámina terminada. Este punto, por sus características, es el que más arte aporta a nuestro trabajo, ya que el diseño y composición de la lámina terminada debe estar bien logrado.

c. Utilización de un mismo diseño en más de una lámina

Si deseamos describir diferentes características de un mismo organismo, el uso de un patrón de referencia nos será de utilidad para poder seleccionar los componentes deseados en el dibujo terminado. Con esto podremos hacer varias reproducciones con base en un mismo diseño sin tener que dibujar patrones de manera innecesaria.

El proceso tradicional de calcado puede efectuarse usando papel albanene debido a sus características (papel traslúcido). El método consiste en colocar el papel albanene sobre nuestro dibujo patrón y fijarlo con clips para que no se mueva. Posteriormente, sobre el papel albanene se calcan (suavemente a lápiz) los trazos deseados. Una vez finalizado el proceso de calcado, se continúa con la etapa de entintado. En esta etapa se delinear los bordes y se realzan los detalles.

Este proceso puede aplicarse también sobre otras láminas terminadas o sobre fotografías. Es importante tener en cuenta lo que deseamos obtener recurriendo a nuestra creatividad para mejorar y aplicar este método.

Actualmente podemos utilizar el negatoscopio (caja de luz), el cual facilita el proceso de calcado. El negatoscopio es empleado para analizar las películas radiográficas y está constituido básicamente por una caja metálica con una tapa de plástico traslúcida de color blanco. La parte interna de la caja cuenta con un sistema de focos o barras. La luz que éstas irradian se proyectará y nos permitirá contrastar las áreas oscuras de nuestros dibujos patrones (fig. 11). Este artefacto puedes fabricarlo tú mismo empleando una caja de madera, un sistema de luz y una tapa de vidrio o mica de color blanco.

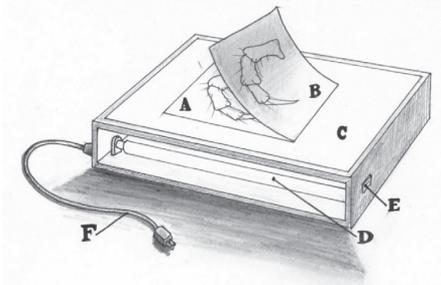


Figura 11. Caja de luz. A) Dibujo patrón. B) Lámina terminada. C) Tapa plástica traslúcida de color blanco. D) Conector. E) Barra de luz. F) Interruptor.

Materiales recomendados y consejos finales

No existe un estilo, técnica o uso de materiales específico para desarrollar el dibujo científico. Sin embargo, te daré una pequeña lista de los materiales que serán de utilidad para comenzar a practicar y hacer tus propias láminas, ya que posiblemente las necesites en un futuro.

Lápices. Los lápices tienen diferentes grados de dureza: 9B, 8B, 7B, 6B, 5B, 4B, 3B, 2B, B, HB, H, F, 2H, 3H, 4H, 5H, 6H, 7H, 8H, 9H; siendo HB el término medio (mejor conocido como el lápiz del número 2). Los de grado “B” son más blandos y oscuros, siendo “9B” el más blando y oscuro de la escala. Los lápices de grado “H” son más duros y de color más tenue, siendo “9H” el más duro y tenue de la escala. Si bien no es necesario contar con toda la escala, te recomiendo tener los grados 4B, 3B, 2B, B, HB y H; ya que los lápices en extremo duros suelen dañar el papel si no se usan adecuadamente.

Tinta. Como anteriormente se mencionó, se recomienda el uso de plumas de tinta china, plumas tubulares, estilógrafos e incluso bolígrafos. Para comenzar, te recomiendo usar estilógrafos desechables porque son fáciles de manipular, resisten el trabajo y suelen ser muy económicos.

Papel. Los tipos de papel más utilizados son el albanene o mantequilla, opalina y cartulina. Te recomiendo usar papel opalina, ya que por sus características genera mayor fluidez al entintar, tiene más dureza y durabilidad. Es importante mencionar que el uso del papel dependerá más de tu estilo y materiales de trazo, por lo que la gama de posibilidades es muy amplia.

Materiales complementarios. Te recomiendo el uso de gomas de migajón, sacapuntas metálico y navaja. Esta última es de utilidad para sacar punta a los lápices blandos, ya que usualmente el sacapuntas las quiebra. Te recomiendo el uso de regla, regla flexible, esquadra y compás.

Te aconsejo que fabriques tus propios artefactos de apoyo: caja de luz, cuadrículas y caja con cuadrícula. Lo anterior con el fin de que adecues los materiales según tus necesidades de trabajo. Si deseas aprender y profundizar acerca del dibujo científico te recomiendo que leas la publicación de Cocucci (2000) (véase en las referencias).

Los métodos, técnicas y estilos que utilices dependerán de ti y del área en la que te desempeñes. Siempre hay que recordar el eje central del dibujo científico y cuál será su utilidad y aplicación en la biología. Recuerda siempre ejercitarte y explorar nuevos retos.

Referencias bibliográficas

- Canal, M. F. (ed.) (2013). *Todo sobre la anatomía artística: Manual imprescindible para el artista*. Barcelona: Parramón.
- Cocucci, A. E. (2000). *Dibujo científico: Manual para biólogos que no son dibujantes y dibujantes que no son biólogos*. Córdoba, Argentina: Sociedad Argentina de Botánica.
- Dempsey, B. C. y B. J. Betz. (2001). "Biological drawing: A scientific tool for learning", *The American Biology Teacher*, núm. 63, pp. 271-279.
- Grilli, J., M. Laxague y L. Barboza. (2015). "Dibujo, fotografía y biología. Construir ciencia con y a partir de la imagen", *Revista Eureka sobre Enseñanza y Divulgación de las Ciencias*, núm. 12, pp. 91-108.
- Mayor-Iborra, J. y M. Flores-Gutiérrez. (2013). "El dibujo científico: Introducción al dibujo como lenguaje en el trabajo de campo", *Virtual Archaeology Review*, núm. 4, pp. 130-134.

Capítulo V

Práctica: claves dicotómicas

José Luis Navarrete-Heredia

Introducción

Al regresar de un día de trabajo de colecta en el campo la tarea continúa en el laboratorio. Hay que procesar el material y preservarlo en condiciones óptimas para su estudio. Posteriormente, viene una de las actividades más fascinantes del trabajo taxonómico: la determinación de los especímenes. El trabajo de determinación se facilita cuando se tiene a la mano literatura especializada, una colección de referencia y claves especializadas del taxón de interés.

¿Qué es una clave? Es una herramienta para el trabajo de determinación. Existen varios tipos de clave (indentada, ilustrada, ramificada, de caja, sinóptica, matricial), siendo las claves dicotómicas las más usuales en trabajos de zoología. En botánica con mayor frecuencia se utilizan las claves indentadas, aunque también se pueden encontrar claves dicotómicas. Debe aclararse que el término clave indentada es un anglicismo. Quizá lo apropiado sería denominarlas claves con sangría.

Durante la construcción de las claves considere los siguientes aspectos:

- a. Describir los estados de carácter de manera clara y directa.
- b. Cada una de las opciones debe distinguirse claramente; utilizar por ejemplo:

1.	1.	1a.
1a.	-	1b.

Por su parte, aunque es lo menos usual, se pueden encontrar situaciones en donde las dicotomías se diferencien por:

- A.
- AA.

Se recomienda que las claves incluyan un glosario e ilustraciones. Esto aclarará el significado de aquellos términos especializados o frases que pueden resultar confusas; por ejemplo:

“Celda marginal con ápice redondeado sobre o casi sobre el margen alar; primera y tercera celdas submarginales con margen posterior de largo subigual, comúnmente mucho más largas que la segunda, que es cuadrada.”

- c. Las opciones deben consistir de características mutuamente excluyentes, con la primera opción positiva y la segunda negativa, o ambas positivas si el atributo es cualitativo.
- d. Deben aclararse sus limitaciones hacia un sexo, estado de desarrollo, edad, distribución geográfica o cualquier otra característica pertinente.

Objetivos

1. El alumno conocerá y será capaz de construir una clave dicotómica.
2. El alumno será capaz de transformar su clave dicotómica a una clave con sangría.

Material

- Pluma o lápiz.
- Lápices de colores.
- Tijeras.
- Lápiz adhesivo.

Desarrollo

1. Considere a cada uno de los integrantes del grupo como perteneciente a un taxón. El nombre del taxón será su nombre propio. En caso de haber dos o más personas con el mismo nombre (homónimos) poner Pancho 1, Pancho 2 ó cualquier otro nombre que permita diferenciarlos.
2. Elaborar una clave dicotómica para los integrantes del curso. Se recomienda que se incluya al profesor. Recuerde ser lo más explícito posible en los estados de carácter que utilice en su clave.
3. La clave puede iniciar de la siguiente manera (si considera hacerlo de otra forma, no hay problema):

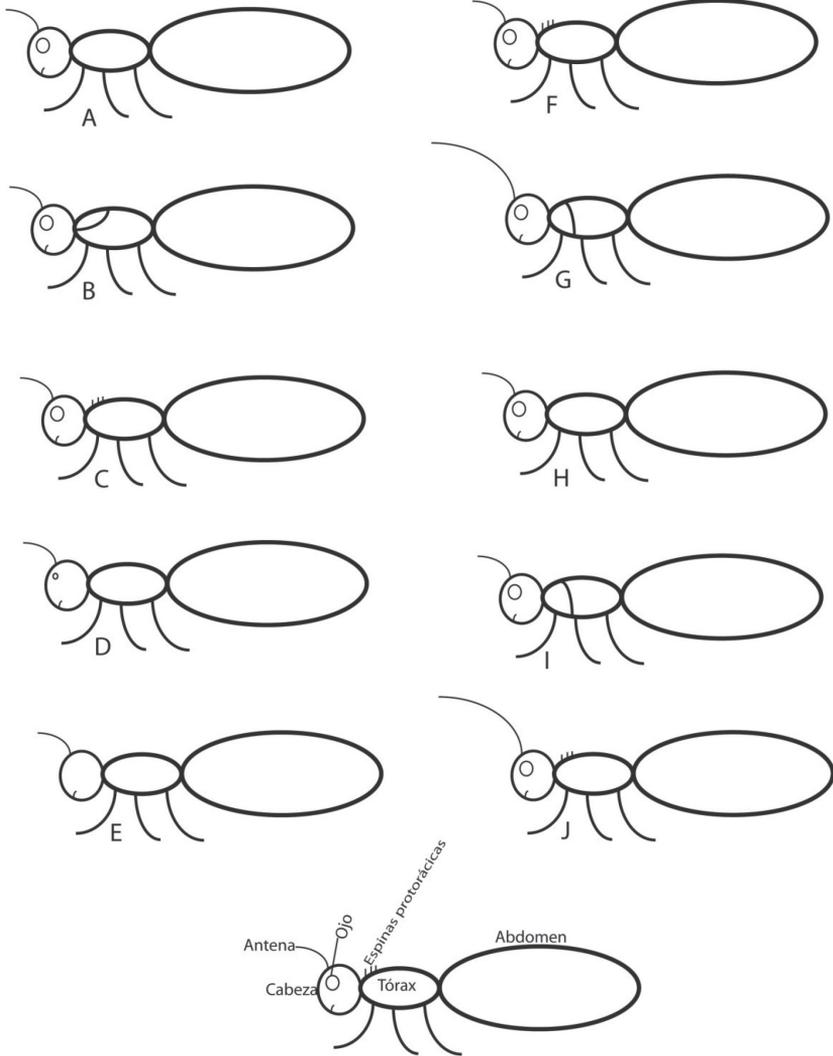
1. Sexo femenino 2

1a. Sexo masculino

Es importante que todos vayan copiando en su cuaderno la clave generada. Al finalizar, el profesor debe buscar a un estudiante o profesor ajeno al grupo, con la finalidad de que utilice la clave elaborada y corrobore la funcionalidad de la misma. Para ello debe elegir a dos personas que de preferencia no conozcan a los alumnos del grupo. Trabjará con la clave y al final debe conocer el nombre del alumno elegido.

Actividades complementarias

1. Con las imágenes de la siguiente lámina elabore una clave dicotómica. Con base en sus conocimientos de nomenclatura, asigne un nombre científico a cada una de las hormigas. Todas pertenecen a un género.
2. Sobre una cartulina pegue la hoja con las imágenes de las hormigas. Recorte cada una de las imágenes. Con las imágenes sueltas construya una clave ilustrada.
3. ¿Cuántos alumnos participaron en la clave? ¿De cuántas dicotomías consta la clave elaborada para los alumnos del curso?
4. ¿Cuántas especies de hormigas hay en la clave? ¿De cuántas dicotomías consta la clave elaborada?
5. ¿Qué conclusión obtiene de las preguntas 4 y 5?



Capítulo VI

Práctica de diseño experimental en bloques completos: determinación del sustrato óptimo para el crecimiento de frijol ejotero (*Phaseolus vulgaris*) bajo diversos tipos de riego en interiores domésticos

Sofía Berenice Rodríguez-Ramírez
Liza Danielle Kelly-Gutiérrez

Introducción

En México existe cultura y tradición para el consumo de frijol en grano, no así para el ejote, a pesar de sus altos contenidos de proteínas, carbohidratos, fibras, calcio y vitaminas (Salinas-Ramírez *et al.*, 2008). Al ejote se le atribuyen propiedades nutraceuticas por presentar un bajo contenido calórico de 133.9 kJ por cada 100 g de fruto fresco.

Por otro lado, la productividad del frijol ejotero a nivel mundial es de 10.6 t/ha. En México se cosechan 10 t/ha en condiciones de riego. Los principales estados productores son Morelos, Puebla, Hidalgo y Sinaloa que, en conjunto, producen 78.9% del total nacional.

Los estudios en frijol ejotero en el país se han efectuado bajo riego, en ambientes de clima cálido subhúmedo, clima seco y clima templado subhúmedo con rendimientos promedio de 8.5 t/ha, superiores a la media para el Estado de México de 3.7 t/ha. Sin embargo,

es limitada la información sobre el comportamiento agronómico del frijol ejotero en condiciones de régimen de lluvia estacional (Salinas-Ramírez *et al.*, 2008).

Antecedentes

Un huerto casero es un pedazo de terreno en el cual se siembran vegetales, frutas o plantas que se consumen en el hogar. Sirve para proporcionar las hortalizas necesarias para el consumo de la familia durante todo el año, aun en regiones frías. Una de las más grandes ventajas de sembrar un huerto familiar es que se pueden obtener hortalizas y granos incluso de mejor calidad que los que se pueden comprar en el mercado (De la Vega, 2006). Los diferentes riegos para aplicarse cada semana a los tratamientos son:

- a. *Riego por goteo*. Ha sido introducido en el campo desde hace algunos años y fue adoptado debido a su alto grado de eficiencia porque logra y, lo más importante, reduce el escurrimiento superficial. Así, el agua aplicada es solamente la que el cultivo requiere para su crecimiento y producción (Medina-Rengifo y Himeur, 2005).
- b. *Riego directo*. La energía que distribuye el agua por la parcela es la derivada de su propio peso al circular libremente. Con este método de riego se suele mojar la totalidad del terreno.
- c. *Riego por aspersión*. El proceso de aplicación de agua de un aspersor consiste en un chorro de agua a gran velocidad que se dispersa en el aire en un conjunto de gotas, distribuyéndose sobre la superficie del terreno.

Objetivo general

Determinar el sustrato óptimo (tierra, arena, materia orgánica, tierra con arena, tierra con materia orgánica, arena con materia orgánica) para el crecimiento de la planta de frijol ejotero en interiores domésticos, al aplicar diferentes tipos de riego (por goteo, directo y aspersión).

Objetivos particulares

1. Conocer el efecto del tipo de riego aplicado por semana sobre la altura de *Phaseolus vulgaris* en seis diferentes sustratos y con seguimiento a lo largo de 21 días posteriores al brote.
2. Medir la altura de las plantas al final de cada periodo semanal por tipo de riego aplicado. Realizar análisis posterior para determinar el sustrato con mayor rendimiento.

Materiales

- Dieciocho vasos de nieve seca del #8.
- Semillas de ejote.
- Seis botellas de plástico de 600 ml.
- Navaja.
- Encendedor.
- Balanza electrónica.
- Vaso plástico de graduación volumétrica.
- Aspersor manual.
- Cinta métrica.
- Agua corriente.
- Tierra común.
- Arena de construcción.
- Materia orgánica (preparado comercial).

Desarrollo

1. Para la preparación de los sustratos se pesaron los componentes en una balanza analítica siguiendo las proporciones del cuadro 1.

Cuadro 1
Composición porcentual de los seis tratamientos

Número	Contenido 1	%	Contenido 2	%	Nombre
1	Tierra	100			T
2	Arena	100			A
3	Materia orgánica	100			MO
4	Tierra	50	Arena	50	TA
5	Tierra	50	Materia orgánica	50	TMO
6	Arena	50	Materia orgánica	50	AMO

2. Se utilizaron vasos de nieve seca de 8 oz y se colocaron tres semillas en cada sustrato. Se realizaron tres réplicas por tratamiento.
3. Se les aplicó el tipo de riego por goteo durante siete días (100 ml por planta). Transcurridos siete días, se midió la altura de cada planta con ayuda de una cinta métrica.
4. Posteriormente a este mismo grupo de plantas se les aplicó el tipo de riego directo (100 ml por planta). Transcurridos siete días, se midió nuevamente la altura de las plantas.
5. Por último, para el mismo grupo de plantas se les cambió el riego y se aplicó por aspersión (100 ml por planta). Pasados siete días, nuevamente se midieron las alturas de las plantas. De esta forma el experimento se realizó durante 21 días consecutivos, siete días para cada tipo de riego.
6. Para determinar el efecto del tipo de riego y sustrato sobre el crecimiento (altura) de las plantas, se realizó un análisis de varianza (Anova) con un nivel de significancia de $P = 0.05$.

Tratamiento estadístico de los datos: diseño en bloques completos

Cuadro 2

Altura de las plantas (cm) de *Phaseolus vulgaris* con tres tipos de riego (bloques = B) y seis tipos de sustrato (tratamientos = T)

T \ B	Bloque 1 Riego por goteo (7 días)			Bloque 2 Riego directo (7 días)			Bloque 3 Riego por aspersión (7 días)		
	1	24	20	18	30	27	23	36	28
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	18	10	19	20	16	26	26	18	29
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	16	20	14	16	21	18	18	25	20
6	5	20	8	8	23	10	14	29	14

- Para realizar el análisis estadístico de los datos se obtuvo el promedio de las tres replicas:

Cuadro 3
 Promedio de las alturas de las plantas (cm) de *Phaseolus vulgaris*
 con tres tipos de riego (bloques) y seis tipos de sustrato
 (tratamientos = T)

		Bloques		
		Tipos de riego empleados en un periodo de 21 días		
		Riego por goteo (7 días)	Riego directo (7 días)	Riego por aspersión (7 días)
T	1	21	27	31
	2	0	0	0
	3	16	21	24
	4	0	0	0
	5	17	18	21
	6	11	14	19

- El objetivo de este diseño es tener comparaciones precisas entre los tratamientos y utilizar bloques; es una forma de reducir y controlar la varianza del error experimental para tener mayor precisión. Usar bloques estratifica a las unidades experimentales en grupos homogéneos.
- Una buena elección del criterio de bloques resulta en menor variación entre las unidades experimentales dentro de los bloques, comparada con la variación entre unidades experimentales de diferentes bloques. Generalmente los criterios para utilizar el bloqueo son los gradientes de concentración del factor de ruido que esté incidiendo sobre las unidades experimentales en una dirección. De manera conceptual, un bloque es un conjunto de unidades experimentales con una o varias características comunes, de modo que en el modelo se les asigna un efecto común (factor de ruido) denominado efecto de bloques.

Cuadro 4

Resumen del análisis de varianza (Anova) para bloques completos

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados Medios	F calculada
Tratamientos	SCA	t - 1	CMA = SCA / t-1	CMA / CME
Bloques	SCB	b - 1	CMB = SCB / b-1	CMB / CME
Error Experimental	SCE	(t - 1)(b-1)	CME = SCE / (t-1)(b-1)	
Total	SCT	t.b - 1		

$$\sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{..})^2 = t \sum_i (\bar{y}_{i.} - \bar{y}_{..})^2 + b \sum_j (\bar{y}_{.j} - \bar{y}_{..})^2 + \sum_i \sum_j (y_{ij} - \bar{y}_{i.} - \bar{y}_{.j} + \bar{y}_{..})^2$$

Variación total	Variación debida a los tratamientos	Variación debida a los bloques	Variación propia de las observaciones
SCT	SCA	SCB	SCE

- Procedimiento del Anova (datos promedio tomados del cuadro 2).

1	Se definen los tratamientos y los bloques. Se ubican las unidades experimentales según los bloques. Se realiza el experimento y se recopilan los datos.	Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3
		1	21	27	31
		2	0	0	0
		3	16	21	24
		4	0	0	0
		5	17	18	21
		6	11	14	19

2	<p>Se suman todos los valores de las unidades experimentales. A ese valor se le llamará y. $y = 240$ Se obtiene el cuadrado de todos los valores de las unidades experimentales y luego se suman, a ese valor se le llamará Σy_{ij}^2.</p> <p>$\Sigma y_{ij}^2 = 5136$</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Tratamiento</th> <th>Bloque 1</th> <th>Bloque 2</th> <th>Bloque 3</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1</td><td>21</td><td>27</td><td>31</td></tr> <tr><td>2</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>3</td><td>16</td><td>21</td><td>24</td></tr> <tr><td>4</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>5</td><td>17</td><td>18</td><td>21</td></tr> <tr><td>6</td><td>11</td><td>14</td><td>19</td></tr> <tr><td colspan="4">SUMA TOTAL = 240</td></tr> </tbody> </table> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Tratamiento</th> <th>Bloque 1</th> <th>Bloque 2</th> <th>Bloque 3</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1</td><td>441</td><td>729</td><td>961</td></tr> <tr><td>2</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>3</td><td>256</td><td>441</td><td>576</td></tr> <tr><td>4</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>5</td><td>289</td><td>324</td><td>441</td></tr> <tr><td>6</td><td>121</td><td>196</td><td>361</td></tr> <tr><td colspan="4">SUMA TOTAL = 5136</td></tr> </tbody> </table>	Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	1	21	27	31	2	0	0	0	3	16	21	24	4	0	0	0	5	17	18	21	6	11	14	19	SUMA TOTAL = 240				Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	1	441	729	961	2	0	0	0	3	256	441	576	4	0	0	0	5	289	324	441	6	121	196	361	SUMA TOTAL = 5136			
Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3																																																															
1	21	27	31																																																															
2	0	0	0																																																															
3	16	21	24																																																															
4	0	0	0																																																															
5	17	18	21																																																															
6	11	14	19																																																															
SUMA TOTAL = 240																																																																		
Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3																																																															
1	441	729	961																																																															
2	0	0	0																																																															
3	256	441	576																																																															
4	0	0	0																																																															
5	289	324	441																																																															
6	121	196	361																																																															
SUMA TOTAL = 5136																																																																		
3	<p>Se calcula la suma de cuadrados del total con la fórmula: $SCT = \Sigma y_{ij}^2 - (y_{...})^2 / n$, donde n es el total de los datos.</p>	<p style="text-align: center;">$SCT = 5136 - (240)^2 / 18 = 1936$</p>																																																																
4	<p>Es necesario encontrar la varianza entre los tratamientos. Primero se obtiene la suma de cada uno de los tratamientos que se llamarán y_i. Cada suma de tratamientos se eleva al cuadrado y se suman los cuadrados (y_i^2).</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Tratamiento</th> <th>Bloque 1</th> <th>Bloque 2</th> <th>Bloque 3</th> <th>y_i</th> <th>y_i^2</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>1</td><td>21</td><td>27</td><td>31</td><td>79</td><td>6241</td></tr> <tr><td>2</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>3</td><td>16</td><td>21</td><td>24</td><td>61</td><td>3721</td></tr> <tr><td>4</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td><td>0</td></tr> <tr><td>5</td><td>17</td><td>18</td><td>21</td><td>56</td><td>3136</td></tr> <tr><td>6</td><td>11</td><td>14</td><td>19</td><td>44</td><td>1936</td></tr> <tr><td colspan="4"></td><td>SUMA =</td><td>$\Sigma =$</td></tr> <tr><td colspan="4"></td><td>240</td><td>15034</td></tr> </tbody> </table>	Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	y_i	y_i^2	1	21	27	31	79	6241	2	0	0	0	0	0	3	16	21	24	61	3721	4	0	0	0	0	0	5	17	18	21	56	3136	6	11	14	19	44	1936					SUMA =	$\Sigma =$					240	15034										
Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	y_i	y_i^2																																																													
1	21	27	31	79	6241																																																													
2	0	0	0	0	0																																																													
3	16	21	24	61	3721																																																													
4	0	0	0	0	0																																																													
5	17	18	21	56	3136																																																													
6	11	14	19	44	1936																																																													
				SUMA =	$\Sigma =$																																																													
				240	15034																																																													
5	<p>Se calcula la suma de cuadrados de los tratamientos con la fórmula: $SCA = \Sigma y_i^2 / r - (y_{...})^2 / n$, donde r es el número de bloques.</p>	<p style="text-align: center;">$SCA = 15034 / 3 - (240)^2 / 18 = 1811.3$</p>																																																																

Práctica de diseño experimental en bloques completos: determinación del sustrato óptimo para el crecimiento de frijol ejotero (*Phaseolus vulgaris*)

6	También se debe encontrar la varianza entre los bloques. Primero, se obtiene la suma de cada uno de los bloques (que se llamarán y_{ij}). Cada suma de bloques se eleva al cuadrado y se suman los cuadrados.	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Tratamiento</th> <th>Bloque 1</th> <th>Bloque 2</th> <th>Bloque 3</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1</td> <td>21</td> <td>27</td> <td>31</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>16</td> <td>21</td> <td>24</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td>17</td> <td>18</td> <td>21</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td>11</td> <td>14</td> <td>19</td> </tr> <tr> <td>SUMA</td> <td>65</td> <td>80</td> <td>95</td> </tr> <tr> <td></td> <td>y_1</td> <td>y_2</td> <td>y_3</td> </tr> <tr> <td>y_j^2</td> <td>4225</td> <td>6400</td> <td>9025</td> </tr> <tr> <td colspan="4" style="text-align: center;">$(\sum y_j^2) = 19650$</td> </tr> </tbody> </table>	Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3	1	21	27	31	2	0	0	0	3	16	21	24	4	0	0	0	5	17	18	21	6	11	14	19	SUMA	65	80	95		y_1	y_2	y_3	y_j^2	4225	6400	9025	$(\sum y_j^2) = 19650$			
		Tratamiento	Bloque 1	Bloque 2	Bloque 3																																									
		1	21	27	31																																									
		2	0	0	0																																									
		3	16	21	24																																									
		4	0	0	0																																									
		5	17	18	21																																									
		6	11	14	19																																									
		SUMA	65	80	95																																									
			y_1	y_2	y_3																																									
y_j^2	4225	6400	9025																																											
$(\sum y_j^2) = 19650$																																														
7	Se calcula la suma de cuadrados de bloques con la fórmula: SCB= $(\sum y_j^2) / t - (y_{...})^2 / n$, donde t es el número de tratamientos.	SCB = $19,650 / 6 - (220)^2 / 18 = 75$																																												
8	Se calculan los grados de libertad de los tratamientos (GLT) que serán: $t - 1$, donde t es el número de tratamientos.	GLT = $6 - 1 = 5$																																												
9	Se calculan los grados de libertad de los bloques (GLB) que serán: $b - 1$, donde b es número de bloques.	GLB = $3 - 1 = 2$																																												
10	Se calculan los grados de libertad del total: $n - 1$	GLtotal = $18 - 1 = 17$																																												
11	Los datos hasta ahora calculados se llenan en la tabla de análisis de varianza. GL son los grados de libertad, SC es la suma de cuadrados y CM son los cuadrados medios.	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5				Bloques	2				Error					Total	17																						
	GL	SC	CM	F																																										
Tratamiento	5																																													
Bloques	2																																													
Error																																														
Total	17																																													

12	<p>Se calculan los grados de libertad del error: GLE: $(t - 1)(b - 1)$ También se pueden calcular como: GLE = gltotal – GLT – GLB, donde gltotal = t.b</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td>10</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5				Bloques	2				Error	10				Total	17			
	GL	SC	CM	F																							
Tratamiento	5																										
Bloques	2																										
Error	10																										
Total	17																										
13	<p>Se calcula la suma de cuadrados del error (SCE), la fórmula es: $\sum y_{ij}^2 - \sum y_{i.}^2 / t - \sum y_{.j}^2 / r + y_{..}^2 / n.$ El primer término se puede tomar de la fórmula de la SCT, el segundo de la SCA. Otra forma de calcular la SCE es: SCE = SCT – SCA – SCB</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td>1,811.3</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td>75</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td>10</td> <td>49.7</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td>1,936</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5	1,811.3			Bloques	2	75			Error	10	49.7			Total	17	1,936		
	GL	SC	CM	F																							
Tratamiento	5	1,811.3																									
Bloques	2	75																									
Error	10	49.7																									
Total	17	1,936																									
14	<p>Se calculan los cuadrados medios de los tratamientos (CMA) con la siguiente fórmula: CMA = SCA / GLT</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td>1,811.3</td> <td>362.26</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td>75</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td>10</td> <td>49.7</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td>1,936</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5	1,811.3	362.26		Bloques	2	75			Error	10	49.7			Total	17	1,936		
	GL	SC	CM	F																							
Tratamiento	5	1,811.3	362.26																								
Bloques	2	75																									
Error	10	49.7																									
Total	17	1,936																									
15	<p>Se calculan los cuadrados medios de los bloques (CMB) con la siguiente ecuación: CMB = SCB / GLB</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td>1,811.3</td> <td>362.26</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td>75</td> <td>37.5</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td>10</td> <td>49.7</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td>1,936</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5	1,811.3	362.26		Bloques	2	75	37.5		Error	10	49.7			Total	17	1,936		
	GL	SC	CM	F																							
Tratamiento	5	1,811.3	362.26																								
Bloques	2	75	37.5																								
Error	10	49.7																									
Total	17	1,936																									
16	<p>Se calculan los cuadrados medios del error (CME) con la siguiente fórmula: CME = SCE / GLE</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td>1,811.3</td> <td>362.26</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td>75</td> <td>37.5</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td>10</td> <td>49.7</td> <td>4.97</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td>1,936</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5	1,811.3	362.26		Bloques	2	75	37.5		Error	10	49.7	4.97		Total	17	1,936		
	GL	SC	CM	F																							
Tratamiento	5	1,811.3	362.26																								
Bloques	2	75	37.5																								
Error	10	49.7	4.97																								
Total	17	1,936																									
17	<p>Se calcula el valor F de los tratamientos con la siguiente fórmula: F = CMA / CME</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td>1,811.3</td> <td>362.26</td> <td>72.88</td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td>75</td> <td>37.5</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td>10</td> <td>49.7</td> <td>4.97</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td>1,936</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5	1,811.3	362.26	72.88	Bloques	2	75	37.5		Error	10	49.7	4.97		Total	17	1,936		
	GL	SC	CM	F																							
Tratamiento	5	1,811.3	362.26	72.88																							
Bloques	2	75	37.5																								
Error	10	49.7	4.97																								
Total	17	1,936																									

Práctica de diseño experimental en bloques completos: determinación del sustrato óptimo para el crecimiento de frijol ejotero (*Phaseolus vulgaris*)

18	Se calcula el valor F de bloques con la siguiente fórmula: $F = CMB / CME$	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>GL</th> <th>SC</th> <th>CM</th> <th>F</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Tratamiento</td> <td>5</td> <td>1,811.3</td> <td>362.26</td> <td>72.88</td> </tr> <tr> <td>Bloques</td> <td>2</td> <td>75</td> <td>37.5</td> <td>7.54</td> </tr> <tr> <td>Error</td> <td>10</td> <td>49.7</td> <td>4.97</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Total</td> <td>17</td> <td>1,936</td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>		GL	SC	CM	F	Tratamiento	5	1,811.3	362.26	72.88	Bloques	2	75	37.5	7.54	Error	10	49.7	4.97		Total	17	1,936		
	GL	SC	CM	F																							
Tratamiento	5	1,811.3	362.26	72.88																							
Bloques	2	75	37.5	7.54																							
Error	10	49.7	4.97																								
Total	17	1,936																									
19	Se busca en las tablas de la distribución F para los tratamientos con el 0.05 (5%) de significancia. Los grados de libertad de los tratamientos serán los grados de libertad del numerador y, los grados de libertad del error, serán los grados de libertad del denominador.	F 0.05, 5/10 = 3.33																									
20	Se busca en las tablas de la distribución F para los bloques con el 0.05 (5%) de significancia. Los grados de libertad de los bloques serán los grados de libertad del numerador y, los grados de libertad del error, serán los grados de libertad del denominador.	F 0.05, 2/ 10 = 4.10																									
21	Para determinar diferencias entre tratamientos: Si la F calculada es mayor que la F de las tablas , se concluye que sí hay diferencia entre tratamientos; de lo contrario, se concluye que no hay diferencias entre tratamientos.	Como 72.88 > 3.33 , se concluye que sí hay diferencias entre tratamientos. Se procede a buscar las diferencias y, por ende, determinamos el sustrato óptimo con una prueba de hipótesis de dos muestras independientes pequeñas.																									

22	Para determinar diferencia entre bloques: Si la F calculada es mayor que la F de las tablas , se concluye que sí hay diferencia entre bloques; de lo contrario, se concluye que no hay diferencias entre bloques.	Como 7.54 > 4.10 , se concluye que sí hay diferencias entre bloques; es decir, el bloque sí tiene algún efecto en el diseño experimental. El óptimo sistema de riego se determina con la prueba de hipótesis de dos muestras independientes pequeñas.
----	---	---

- Se concluye, con un 95% de confianza, que existe un efecto por riego (factor bloque) y por el tipo de sustrato (factor tratamiento) en el crecimiento de las plantas.
- Para encontrar en dónde hubo diferencias significativas, tanto en el factor tratamiento como en el factor bloque se realizaron comparaciones múltiples con la prueba de hipótesis para dos muestras pequeñas independientes (*t* de Student), con el mismo nivel de significancia utilizado para el Anova.
- Con base en las comparaciones múltiples se concluye, con un nivel de confianza del 95%, que existe diferencia significativa entre: el tipo de riego aplicado en la planta por goteo, directo y aspersión; así como entre los tipos sustrato aplicados a las plantas: sustrato materia orgánica y sustrato tierra con materia orgánica.

Discusión

Al día de hoy, un suelo con un 3% de materia orgánica se considera un buen suelo. La gran mayoría están entre el 1 y 2% y a veces no se llega ni al 1%. Sin embargo, perfectamente un sustrato puede alcanzar niveles del 70% en materia orgánica, incluso en algunos casos hasta el 90%, como en el presente trabajo. Se utilizó el sustrato con materia orgánica hasta la concentración de 100% y se obtuvieron buenos resultados. De igual forma, si se mezcla con el sustrato tierra se puede lograr un buen sustrato mixto. Otros factores como la porosidad, la capacidad de intercambio de aire y de retención de agua son importantes al momento de la elección o creación de sustrato. Desafortunadamente estos factores no se tomaron en cuenta al planear

nuestro diseño experimental; pero para el caso del sustrato de arena, que posee una mayor capacidad de retención de agua, es posible que la falta de crecimiento de las plantas resulte de la insuficiencia en la cantidad de agua suministrada en el riego (Agromática, 2014).

Técnicamente homogenizamos el sistema de los riegos y a todos los sustratos se les aplicó el mismo volumen de agua (100 ml) al día; ya sea por goteo, un método directo o con aspersores. De acuerdo con la literatura, la arena es uno de los sustratos que más se utiliza por su facilidad de uso, granulometría y porque nos da un buen drenaje general al homogenizarse bien con el resto de componentes del sustrato. Las mejores arenas para este fin son las de río, ya que tienen una capacidad de retención de agua media. La desventaja de este material empleado como sustrato vegetal es su gran capacidad de compactación, lo que provoca la pronta absorción de agua y, por lo tanto, la necesidad de mayor cantidad de ella (Infoagro, 2016). Se recomienda que para el desarrollo de futuros proyectos se profundice en analizar las diferentes propiedades de retención y porosidad en cada sustrato a utilizar. De igual forma, si se utiliza la arena como sustrato, se recomienda que se mezcle con otro componente, ya que resulta más efectiva en la retención. El ejemplo más claro es el de este trabajo, donde se mezcló con materia orgánica.

Referencias bibliográficas

- Agromática. (2014). *Tipos de sustratos*. www.agromatica.es/tipos-de-sustrato
- De la Vega de Orduña, A. (2006). *Manual huertos sostenibles en casa*. Alicante, España: Diputación de Alicante.
- Infoagro. (2016). *Tipos de sustratos de cultivo*, 1ª parte. www.infoagro.com/industria_auxiliar/tipo_sustratos.htm
- Medina-Rengifo, J. y Y. Himeur. (2005). *Manual de operación y mantenimiento de un sistema de riego por goteo: Manual elaborado en el marco del proyecto: "Prevención y preparación en comunidades altoandinas, afectadas por sequías, heladas y otros peligros en cuatro distritos de las regiones de Moquegua y Arequipa*. Arequipa, Perú: Predes, Fondo Editorial.
- Salinas-Ramírez, N., J. A. Escalante-Estrada, M. T. Rodríguez-González y E. Sosa-Montes. (2012). "Rendimiento y calidad nutrimental de frijol ejotero en dos ambientes", *Fitotecnia Mexicana*, 35(4): 317-323.

Capítulo VII

Práctica de diseño experimental en bloques incompletos: inhibición del crecimiento de *Escherichia coli* utilizando extractos etanólicos vegetales

Javier Oswaldo García-Díaz

Berenice Pacheco-Gómez

Nelson Emmanuel Sahagún-Uribe

Juan Heriberto Torres-Jasso

Liza Danielle Kelly-Gutiérrez

Introducción

Uno de los problemas que la humanidad enfrenta en pleno siglo XXI ha sido el aumento de bacterias resistentes a los antibióticos. Desde su introducción en la década de 1940, los antibióticos han sido usados para tratar infecciones. Su uso continuo y excesivo ha provocado un incremento en las bacterias resistentes. La Organización Mundial de la Salud (OMS) señala que debido al mal uso de los antibióticos, éstos se han vuelto “menos efectivos o inefectivos” y, como consecuencia, la seguridad sanitaria mundial puede ser amenazada (OMS, 2014). Bacterias como la *Escherichia coli*, que crece de manera inofensiva en el tracto gastrointestinal de muchos animales y humanos, es fundamental para el buen funcionamiento de los

procesos digestivos. Sin embargo, existen diferentes tipos de cepas de *E. coli* que en ocasiones son responsables de producir brotes infecciosos (Ingerson-Mahar y Reid, 2011). Cepas patógenas, tales como O157:H7, alteran el funcionamiento del cuerpo provocando diarrea. Las cepas más peligrosas afectan principalmente los riñones y el sistema nervioso causando daños permanentes y, en algunas ocasiones, la muerte (Ingerson-Mahar y Reid, 2011).

Algunos de los compuestos presentes en el ajo, canela y clavo han sido reportados como inhibidores del crecimiento bacteriano (Al-Delaimy y Ali, 1970; Khan *et al.*, 2009; Sheng *et al.*, 2014). Estas propiedades antibacterianas pudieran ser estudiadas más a fondo para la aplicación médica, combatiendo bacterias patógenas resistentes a los antibióticos convencionales, incluso pudiendo tener un efecto sinérgico entre los compuestos obtenidos de extractos vegetales con los antibióticos actuales, inhibiendo el crecimiento de bacterias o reduciendo su virulencia.

Objetivo general

Determinar la efectividad de los extractos etanólicos del ajo, la canela, el clavo y compararlos con la acción del antibiótico amoxicilina/ácido clavulánico en la inhibición del crecimiento de bacterias *E. coli*.

Objetivos particulares

1. Obtención de los extractos etanólicos del ajo, la canela y el clavo.
2. Preparar solución madre de *E. coli* de un aislado de heces fecales humanas.
3. Determinar, mediante análisis estadísticos, cuál de los extractos etanólicos del ajo, la canela y el clavo es más efectivo en la inhibición de bacterias *E. coli*.

Materiales

- Veinte cajas de Petri.
- Diez tubos de ensayo.
- Tres matraces Erlenmeyer de 500 ml.
- Seis vasos de precipitado de 250 ml.
- Pipeta graduada.
- Probeta.
- Embudo.
- Autoclave.
- Mechero de Fisher.
- Dos mecheros Bunsen.
- Asas de nicromo.
- Agar nutritivo.
- Caldo nutritivo.
- Micropipetas.
- Papel Whatman núm. 1.
- Balanza analítica.
- Pinzas.
- Guantes.

Desarrollo

Extracción de fotoquímicos

- *Secado.* Se utilizaron 30 g de ajo, canela y clavo. Previo a la extracción etanólica, la canela (*Cinnamomum cassia*), el clavo (*Syzygium aromaticum*) y el ajo fresco (*Allium sativum*), este último cortado en láminas finas, fueron puestos al horno a 50°C, hasta su desecación (Pundir, 2010). El tiempo de secado fue de 15 min para la canela y 30 min para el clavo, mientras que las láminas de ajo fresco tardaron 3 h 30 min.
- *Preparación de extractos etanólicos vegetales.* Los vegetales fueron macerados y conservados en recipientes de cristal con 200 ml de etanol y mantenidos en refrigeración durante cuatro semanas a una temperatura de 4 °C, con el propósito de extraer los com-

puestos bioactivos. Los extractos se dejaron evaporar a temperatura ambiente hasta tener un volumen de 100 ml, evitando que la temperatura excediera los 38°C (Kelly-Gutiérrez, 1999).

- *Preparación de caldo nutritivo como solución madre de E. coli.* Se preparó un medio de caldo nutritivo de acuerdo con las especificaciones del fabricante (Bioxon), disolviendo 2.3 g de polvo en 100 ml de agua destilada, esterilizando por autoclave a 15 psi y 121°C por 15 min. El caldo nutritivo esterilizado se vació en tubos de ensayo y se inoculó con un cultivo de colonias de *E. coli* aisladas de heces fecales humanas y se incubaron por 24 h a una temperatura de 37°C.
- *Preparación de placas Petri con medio de cultivo agar nutritivo y vaciado en placa.* Se mezclaron 15 g de agar nutritivo en 500 ml de agua destilada en un matraz Erlenmeyer. Posteriormente se calentó y agitó la mezcla, hirviendo por 1 min los componentes hasta que se disolvieron completamente y se introdujeron a la autoclave a 15 psi a 121°C por 15 min. Durante el vaciado en placa se mantuvo cerca un mechero de Bunsen para conservar el área de trabajo estéril. Se vertieron 25 ml de agar nutritivo por cada placa Petri y se mantuvieron cerca del mechero hasta solidificar (30-60 min). Se invirtieron las placas y se dejaron reposar durante el transcurso de la noche, guardándolas en bolsas de plástico a 4°C (Hudzicki, 2009).

Prueba de susceptibilidad antimicrobiana: método de difusión en disco (método Kirby-Bauer)

- *Preparación de placa de agar nutritivo.* Antes de la inoculación se permitió que la placa alcanzara la temperatura ambiente. Cada una de las placas se etiquetó con las seis concentraciones diferentes, el tratamiento asignado y su pertenencia a la réplica 1 ó 2 del diseño experimental de bloques incompletos balanceados (BIB).
- *Inoculación de placa de agar nutritivo.* Se sumergió un hisopo en el tubo de ensayo con solución madre de *E. coli*. El hisopo se rotó en contra de las paredes del tubo con la finalidad de remover el exceso de fluido. Se inoculó la superficie de la placa de agar nutritivo para distribuir el líquido del hisopo uniformemente sobre

la superficie de la placa. Se mantuvo la tapa ligeramente abierta y se dejó reposar a temperatura ambiente de 3 a 5 min para que la placa lograra secarse (Hudzicki, 2009).

- *Posicionamiento de sensidiscos en la placa de agar nutritivo y medición del crecimiento bacteriano.* Los extractos etanólicos de ajo, canela, clavo amoxicilina/ácido clavulánico 500 mg/125 mg (Clamoxín) con etanol, se probaron con seis concentraciones: 300 mg/ml, 150 mg/ml, 75 mg/ml, 37.5 mg/ml, 18.75 mg y 9.38 mg/ml, además de con un control presente en todas las placas (Tomprefa *et al.*, 2009). Se colocaron tres sensidiscos de 6 mm por placa de Petri a una distancia mínima de 20 mm sin que éstos se encontraran muy cerca de las orillas de la placa. Los sensidiscos fueron impregnados con los diferentes tratamientos con sus respectivas concentraciones y fijados a la placa asignada con una de las seis distintas concentraciones. Los sensidiscos fueron fijados en la superficie de la placa y distribuidos de acuerdo con un diseño experimental de bloques incompletos balanceado, sujeto a un previo proceso de aleatorización, donde cada placa contenía dos tratamientos distintos con la misma concentración y un control impregnado con etanol. La medición de los halos de inhibición se realizó con un vernier o pie de rey después de 24 h de incubación a 37°C.
- *Análisis de datos.* Los halos de inhibición del diseño de la réplica 1 y 2 fueron promediados y se corrieron mediante una Anova para bloques incompletos balanceados con $P = 0.05$ para determinar la existencia de diferencias significativas entre los extractos etanólicos de ajo, canela, clavo y amoxicilina/ácido clavulánico con etanol.

*Tratamiento estadístico de los datos: diseño en bloques incompletos**Cuadro 1*

Tabla de promedios de réplicas de los halos de inhibición (mm) de cuatro tratamientos a seis diferentes concentraciones en el diseño experimental BIB

Concentraciones Sustancias	300 mg/ml	150 mg/ml	75 mg/ ml	37.5 mg/ml	18.75 mg/ml	9.38 mg/ml
Clamoxín	—	12.5	9.5	8.25	—	—
Clavo	7.5	—	—	—	7	5
Canela	—	7.5	—	7	—	4
Ajo	0	—	0	—	0	—

—: tratamiento no probado a esa concentración.

Montgomery (2004) señala que en algunos experimentos en los que se utilizan diseños en bloques aleatorizados es posible que no se puedan realizar todas las combinaciones de los tratamientos dentro de un mismo bloque. Casos como éste pueden ocurrir debido a escasez de recursos o por el tamaño físico del bloque.

Para un diseño de bloques incompletos balanceados (BIBD), Onyiah (2004) indica que “todos los tratamientos son considerados de igual importancia en todos los bloques, independientemente de que los experimentos sean corridos en bloques incompletos”. Las propiedades que incluye este diseño son las siguientes: a) cada bloque contiene el mismo número de tratamientos; b) cada tratamiento ocurre el mismo número de veces en todo el experimento, y c) cada par de tratamientos ocurre el mismo número de veces en cada bloque, y aparece tantas veces como cualquier otro par de tratamientos en todo el diseño.

Planteamiento del problema

Determinar con un $P = 0.05$ si existe diferencia significativa en el efecto inhibitor de los cuatro tratamientos (ajo, canela, clavo y amoxicilina/ácido clavulánico) en bacterias *E. coli*.

- Procedimiento estadístico del diseño en bloques incompletos.

Planteamiento de hipótesis:

- H_0 : Todos los cuatro tratamientos (amoxicilina/ácido clavulánico, clavo, canela y ajo) presentan el mismo efecto de inhibición de *E. coli*.
- H_a : Al menos uno de los cuatro tratamientos (amoxicilina/ácido clavulánico, clavo, canela y ajo) es diferente en la inhibición de *E. coli*.

En el siguiente cuadro se puede observar que se tienen $k = 4$ tratamientos y $b = 6$ bloques; cada tratamiento aparece en $r = 3$ bloques, en cada bloque corren $t = 2$ tratamientos, mientras que cada par de tratamientos ocurren juntos en $\lambda = 2$ bloques.

Bloque							
Tratamiento	300 mg/ml	150 mg/ml	75 mg/ml	37.5 mg/ml	18.75 mg/ml	9.38 mg/ml	Y_i
Antibiótico	-	12.5	9.5	8.25	-	-	30.25
Clavo	7.5	-	-	-	7	5	19.5
Canela	-	7.5	-	7	-	4	18.5
Ajo	0	-	0	-	0	-	0
Y_j	7.5	20	9.5	15.25	7	9	$Y'' = 68.25$

Anova para el diseño en bloques incompletos

Fuente de variabilidad	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	F_0
Tratamientos (ajustados)	Ss_{trataj}	$K-1$	Cm_{trataj}	Cm_{trataj} CM_E
Bloques	SS_B	$B-1$	CM_B	
Residuos	SS_E	$Bt-k-b+1$	CM_E	
Total	SS_T	$Bt-1$		

Donde:

Ss_{trataj} = suma de cuadrados de los tratamientos ajustados.

SS_B = suma de cuadrados de los bloques.

SS_E = suma de cuadrados del error.

SS_T = suma de cuadrados del total.

K = número de tratamientos.

N = número total de datos ($n_1 + n_2 + n_3 + \dots$).

B = número de bloques.

Cm_{trataj} = cuadrado medio de los tratamientos ajustados.

CM_B = cuadrado medio de los bloques.

CM_E = cuadrado medio del error.

Análisis estadístico:

La suma de cuadrados total (SS_T) es: $SS_T = \sum_i \sum_j y_{ij}^2 - \frac{y_{..}^2}{12}$,

$$SS_T = (12.5^2 + 9.5^2 + 8.25^2 + 7.5^2 + 7^2 + 5^2 + 7.5^2 + 7^2 + 4^2 + 0^2 + 0^2 + 0^2) - (68.25^2/12) = 178.2710$$

La suma de cuadrados de los bloques (SS_B) es: $SS_{\text{Bloques}} = \frac{1}{3} \sum_{j=1}^4 y_{.j}^2 - \frac{y_{..}^2}{12}$,

$$SS_B = [(7.5^2 + 20^2 + 9.5^2 + 15.25^2 + 7^2 + 9^2) / 3] - (68.25^2 / 12) = 85.1540$$

La suma de cuadrados de los tratamientos ajustados para los bloques, primero se determinan los totales de los tratamientos ajustados por medio de la siguiente ecuación:

$$Q_i = y_{i.} - \frac{1}{k} \sum_{j=1}^b n_{ij} y_{.j} \quad i = 1, 2, \dots, a$$

$$Q_1 = 30.25 - [(20 + 9.5 + 15.25) / 2] = 7.875$$

$$Q_2 = 19.5 - [(7.5 + 7 + 9) / 2] = 7.75$$

$$Q_3 = 18.5 - [(20 + 15.25 + 9) / 2] = -3.625$$

$$Q_4 = 0 - [(7.5 + 9.5 + 7) / 2] = -12$$

Suma de cuadrados de los tratamientos ajustados (ss_{trataj}) es:

$$SS_{\text{Tratamientos(ajustados)}} = \frac{k \sum_{i=1}^a Q_i^2}{\lambda a}$$

$$SS_{\text{trataj}} = 2(7.875^2 + 7.75^2 + 3.625^2 + 12^2) / 2(4) = 69.8046$$

La suma de cuadrados del error (SS_E) es: $SS_E = SS_T - SS_{\text{Tratamientos (ajustados)}} - SS_{\text{Bloques}}$

$$SS_E = 178.271025 - 69.8046 - 85.1540 = 23.3124$$

Se completan los datos de la tabla Anova para diseño en bloques incompletos

Fuente de variabilidad	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado medio	F_o
Tratamientos (ajustados)	69.8046	3	23.2682	$F_o = 23.2682 / 7.7708 = 2.9943$
Bloques	85.1540	5	17.0308	$F_o = 17.0308 / 7.7708 = 2.1916$
Residuos	23.3124	3	7.7708	
Total	178.2710	11		

GL = grados de libertad.

El cuadrado medio de los tratamientos ajustados es: $Cm_{\text{trataj}} = Ss_{\text{trataj}} / k - 1$,

$$Cm_{\text{trataj}} = 69.8046 / 3 = 23.2682$$

Cuadrado medio de los bloques es: $CM_B = SC_B / b - 1$,

$$CM_B = 85.1540 / 5 = 17.0308$$

Cuadrado medio del error es: $CM_E = SC_E / bt - k - b + 1$,

$$CM_E = 23.3124 / 3 = 7.7708$$

Valor crítico: F, P con $(k-1, bt-k-b+1)$ grados de libertad (se lee con certeza),

$$F(3, 3) = 9.28 \quad P < 0.05$$

Con un 95% de certeza, se concluye que los tratamientos de canela, clavo y amoxicilina/ácido clavulánico tienen el mismo efecto inhibi-

dor en el crecimiento de bacterias *E. coli*. Los extractos presentan la misma efectividad que el antibiótico. Tampoco se encontraron diferencias en las concentraciones, lo que significa que se probaron en concentraciones muy altas. En el ajo no hubo inhibición en el crecimiento de *E. coli*. De haberse encontrado diferencias significativas, el paso a seguir sería la aplicación de pruebas estadísticas de comparaciones múltiples.

Discusión

Se conoce que los extractos y aceites esenciales de ajo, canela y clavo poseen propiedades antibacterianas (Burt, 2004; Pundir, 2010; Sheng, 2014) y en este experimento se demostró que, efectivamente, los extractos etanólicos presentaron inhibición en bacterias de *E. coli*, lo que alienta a que se sigan estudiando los efectos y los métodos de extracción para obtener los compuestos activos responsables de la inhibición de bacterias. Una vez que se estandaricen los procesos de extracción y se determinen los compuestos y las dosis para su utilización *in vivo*, se podrían utilizar de modo sinérgico con los antibióticos actuales o entre ellos mismos, para combatir casos donde los antibióticos ya no son tan eficaces combatiendo el crecimiento de bacterias resistentes.

El método de difusión por disco es una alternativa para probar efectos de inhibición de diferentes sustancias con compuestos antibacterianos; su costo es relativamente bajo, aunque los experimentos basados en procedimientos donde se utiliza agar demandan mucho tiempo y trabajo. A pesar de su simpleza, los métodos de difusión no siempre son fiables para probar la actividad antimicrobiana de extractos de plantas, debido a que los compuestos naturales antimicrobianos, por su naturaleza hidrofóbica, previenen una difusión uniforme en el agar (Klancnik *et al.*, 2010).

La total ausencia de halos de inhibición en el extracto etanólico de ajo resultó sorpresiva al haber estudios donde se prueba que los líquidos de alicina producen halos de > 33 mm cuando se usaba la concentración terapéutica propuesta de 500 µg/ml (0.0005% w/v) en pruebas de difusión en placas de agar Muller-Hinton (Cutler y Wilson, 2004). También se ha demostrado que la alicina se presenta en

bulbos de ajos frescos recién machacados, activándose de esta forma su actividad antimicrobiana (Wallock-Richards, 2014). En nuestro estudio los extractos se mantuvieron 30 días después de la extracción, razón por la cual el ajo ya no tuvo el efecto inhibidor esperado, ya que el principio antibacteriano de la alicina declina en soluciones acuosas y etanólicas a temperatura ambiente, mostrando una vida media química y biológica de entre seis y 11 días (Fujisawa *et al.*, 2008). De cualquier manera, se pueden aprovechar las propiedades antibacterianas del ajo fresco recién machacado para la inhibición del crecimiento de bacterias.

Los extractos de canela y clavo tuvieron un efecto similar en la inhibición de bacterias, aunque la canela presentaba halos del mismo tamaño a 150 mg/ml que el clavo a 300 mg/ml.

Los resultados aquí encontrados concuerdan con los de Prabuseenivasan *et al.*, donde se probaron 21 aceites esenciales de plantas (incluidos aceites de clavo y canela) sobre *E. coli* y otras cinco cepas de bacteria; siendo la canela la más efectiva como agente antibacteriano, atribuyéndosele el efecto inhibidor al cinamaldehído, el constituyente más abundante en el aceite de canela (Prabuseenivasan *et al.*, 2006).

Las repuestas de inhibición en Clamoxín fueron muy constantes y homogéneas, los halos se redujeron al disminuir la concentración. Los otros tres extractos también presentaron una reducción en el halo al disminuir la concentración, pero a diferencia de Clamoxín, los extractos tuvieron una mayor fluctuación en el tamaño de sus halos.

Conclusión

Fue posible determinar que los extractos etanólicos de canela y clavo presentaron propiedades antibacterianas. El ajo, a pesar de su conocida eficacia como bactericida, no presentó efecto inhibidor en este experimento. Es necesario hacer más estudios de los compuestos activos presentes en extractos de ajo, canela y clavo para evaluar su potencial antibacteriano en bacterias resistentes a antibióticos. De demostrarse su efectividad, es posible que puedan ser utilizados de modo sinérgico con antibióticos convencionales o combinados entre

ellos para reducir o inhibir el crecimiento de bacterias en pacientes con infecciones causadas por bacterias resistentes a antibióticos.

Referencias bibliográficas

- Al-Delaimy, K. S. y D. H. Ali. (1970). "Antibacterial action of vegetable extracts on the growth of pathogenic bacteria", *Journal of the Science of Food and Agriculture*, núm. 21, pp. 110-112.
- Burt, S. (2004). "Essential oils: Their antibacterial properties and potential applications in foods. A review", *International Journal of Food Microbiology*, núm. 94, pp. 223-253.
- Cutler, R. R. y P. Wilson. (2004). "Antibacterial activity of a new, stable, aqueous extract of allicin against methicillin-resistant *Staphylococcus aureus*", *British Journal of Biomedical Science*, 61(2): 71-74.
- Fisher, R. A. y F. Yates. (1957). *Statistical tables for biological, agricultural and medical research*, 6ª edición. Londres: Oliver & Boyd.
- Fujisawa, H., K. Suma, K. Origuchi, H. Kumagai, T. Seki y T. Ariga. (2008). "Biological and chemical stability of garlic-derived allicin", *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56(11): 4229-4235.
- Hudzicki, J. (2009). *Kirby-Bauer Disk Diffusion Susceptibility Test Protocol*. <http://www.microbelibrary.org/component/resource/laboratory-test/3189-kirbybauer-disk-diffusion-susceptibility-test-protocol>
- Ingerson-Mahar, M. y A. Reid. (2011). *FAQ: E. coli: Good, bad & deadly*. <http://academy.asm.org/index.php/faq-series/528-ecolifa>
- Kelly-Gutiérrez, L. D. (1999). *Detección y variación estacional de bioactividad en invertebrados bentónicos de Bahía Concepción, BCS, México*, tesis de maestría, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada.
- Khan, M. S. A., M. Zahin, S. Hasan, F. M. Husain y I. Ahmad. (2009). "Inhibition of quorum sensing regulated bacterial functions by plant essential oils with special reference to clove oil", *Letters in Applied Microbiology*, núm. 49, pp. 354-360.
- Klancnik, A., S. Piskernik, B. Jersek y S. S. Mozina. (2010). "Evaluation of diffusion and dilution methods to determine the antibacterial activity of plant extracts", *Journal of Microbiological Methods*, 81(2): 121-126.
- Montgomery, D. C. (2004). *Diseño y análisis de experimentos*. México: Limusa.
- Onyiah, L. (2008). *Design and analysis of experiments: Classical and regression approaches with SAS*. Boca Raton, Florida: Chapman & Hall/CRC.

- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2014). *Antimicrobial resistance: Global report on surveillance*. Ginebra: OMS.
- Prabuseenivasan, S., M. Jayakumar y S. Ignacimuthu. (2006). "In vitro antibacterial activity of some plant essential oils", *BMC Complementary and Alternative Medicine*, núm. 6. doi: 10.1186/1472-6882-6-39.
- Pundir, R. K., P. Jain y C. Sharma. (2010). "Antimicrobial activity of ethanolic extracts of *Syzygium aromaticum* and *Allium sativum* against food associated bacteria and fungi", *Ethnobotanical Leaflets*, núm. 14, pp. 344-360.
- Sheng, L. y M. Zhu. (2014). "Inhibitory effect of *Cinnamomum cassia* oil on non-O157 Shiga toxin-producing *Escherichia coli*", *Food Control*, núm. 46, pp. 374-381.
- Wallock-Richards, D., C. J. Doherty, L. Doherty, D. J. Clarke, M. Place, J. R. W. Govan y D. J. Campopiano. (2014). "Garlic revisited: Antimicrobial activity of allicin-containing garlic extracts against *Burkholderia cepacia* Complex", *PLoS One*, 9(12), e112726. doi: 10.1371/journal.pone.0112726.

Capítulo VIII

Pesticidas: efecto y detección en animales silvestres¹

Rosío Teresita Amparán-Salido
María del Carmen Navarro-Rodríguez

Introducción

Según el Codex Alimentarius (Comisión creada en 1963 por la Food and Agricultural Organization —FAO— y la Organización Mundial de la Salud —OMS— o WHO, World Health Organization, pertenecientes a la ONU), se entiende por plaguicida o pesticida cualquier sustancia destinada a prevenir, destruir, atraer, repeler o combatir cualquier plaga, incluidas especies indeseadas de plantas o animales, durante la producción y/o almacenamiento, transporte, distribución y elaboración de alimentos, productos agrícolas o alimentos para animales, o que pueda administrarse a los animales domésticos para combatir ectoparásitos.

En nuestro país, de acuerdo con el *Catálogo oficial de plaguicidas* se encuentran permitidos un promedio de 270 pesticidas, de los cuales son comercializados aproximadamente 2,000 presentaciones destinadas para uso en agricultura, ganadería, salud pública y en el hogar. Todos los ingredientes activos de estos productos son para un uso específico y para prevenir la acción tóxica no deseada

1. Parte de este trabajo se publicó previamente en *Revista de Toxicología en Línea* (Retel), núm. 18, 2009.

y la aparición de sus residuos en la vida silvestre o en el ambiente (Waliszewski, 2001; Wilburn, 2002; Anguiano *et al.*, 2005).

Se reconocen varios métodos de control de plagas, principalmente el biológico y el químico, siendo este último el más empleado debido a su rapidez de acción, lo cual asegura una buena producción de elementos alimentarios, pero a un alto costo ambiental y de salud pública.

Diversas investigaciones sobre el impacto de los pesticidas en la vida silvestre señalan que tienen un efecto negativo en la reproducción, crecimiento, desarrollo neurológico, comportamiento y en el funcionamiento del sistema endocrino e inmunológico de los seres vivos (Pérez y Landeros, 2009).

Badii y Varela (2008) señalan que utilizar pesticidas de manera inadecuada o los de uso restringido por su daño a la salud humana, a los animales y al ambiente trae como consecuencia que los residuos de pesticidas se acumulen en éstos, rebasando el límite máximo permitido, lo cual es motivo de preocupación, ya que en México se carece de mecanismos para detectar y cuantificar los efectos tóxicos resultantes a largo plazo debidos al consumo cotidiano de los pesticidas.

El uso intensivo de los pesticidas, principalmente en agricultura, implica la necesidad de tener al alcance las técnicas analíticas para determinar las concentraciones de sus residuos en productos agropecuarios, silvestres y ambientales, con la finalidad de prevenir la intoxicación o en su caso implementar medidas de mitigación (Fuentes-Contreras, 2003; Deinlein, 2004).

Actualmente en nuestro país se carece de una política regulatoria que mediante ésta, la autoridad pueda ejercer un control en el uso de los pesticidas, situación por la cual laboratorios y centros de investigación son los encargados de utilizar métodos analíticos, desarrollados para tener respuestas certeras a las condiciones que prevalecen en los organismos y el ambiente. Los investigadores mexicanos y los laboratorios que comercializan los pesticidas deben colaborar con instituciones de otros países para establecer y homogenizar las políticas y los métodos analíticos que determinan la concentración de residuos tóxicos de los pesticidas en vida silvestre, doméstica y humana.

Un ejemplo de la acción de los pesticidas es la disminución de poblaciones de aves, donde una alta mortalidad indica deterioro ambiental y, por consiguiente, la de los organismos que dependen de éste son perjudicados por el uso de los pesticidas. En Estados Unidos, desde la disminución de las aves canoras a comienzos de los años cuarenta del siglo pasado, los descensos poblacionales de los halcones peregrinos (*Falco peregrinus*), las águilas pescadoras (*Pandion haliaetus*) y de otras aves rapaces, detectados por primera vez en los años sesenta, hasta las muertes de más de un 5% de la población mundial del gavilán de swainson (*Buteo swainsoni*) durante el invierno de 1995, las aves han sido víctimas indirectas por la contaminación causada por los pesticidas utilizados en agricultura (Mineau, 2005; Martínez-López *et al.*, 2007; Clark *et al.*, 2009).

A medida que aumenta la evidencia entre los vínculos humanos y la exposición a los pesticidas, se han presentado como consecuencias: las tasas de esterilidad, las diversas clases de cáncer, la alteración hormonal, mutaciones genotípicas, diversos tipos de alergias, problemas graves en el sistema nervioso central, enfermedades congénitas, los desórdenes del sistema inmunológico humano, entre muchos otros (Loffredo *et al.*, 2001; Baldi *et al.*, 2003; Douwes *et al.*, 2003; Mills, 2003; Shaw *et al.*, 2003). Lo cual convierte en prioridad el prestar atención a estas señales de advertencia y a las proporcionadas principalmente por la fauna silvestre.

Exposición a los pesticidas

Se entiende por pesticida 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 en el bienestar del ser humano o de otra especie de su interés (Vega, 1985).

La toxicidad de los pesticidas se refiere al nivel venenoso que presentan. Algunos pesticidas son altamente tóxicos, mientras que otros son relativamente poco tóxicos. La exposición se refiere a la longitud de tiempo durante el cual el animal está en contacto con el pesticida (Helfrich *et al.*, 1996).

Helfrich y colaboradores (1996) mencionan que la exposición a algunos químicos puede tener un efecto pequeño, mientras que una exposición prolongada puede causar un daño severo o viceversa en muchos casos. La exposición de los animales silvestres a un pesticida depende de su disponibilidad biológica, la bioconcentración, la biomagnificación y la persistencia en el ambiente.

La disponibilidad biológica se refiere a la cantidad de pesticida en el ambiente disponible a la fauna silvestre o doméstica.

La bioconcentración es la acumulación del pesticida en el tejido animal, como en órganos y sobre todo en las grasas.

La biomagnificación es la acumulación de los pesticidas en cada nivel sucesivo de la cadena alimenticia. La bioacumulación de los pesticidas es el aumento que se presenta en cada nivel de la cadena alimenticia, donde se muestra una mayor concentración del pesticida. Por ejemplo, si un pesticida está presente en cantidades pequeñas en el agua, puede absorberse por las plantas acuáticas que son, a su vez, consumidas por insectos y pececillos. Éstos también se contaminan. A cada paso en la cadena alimenticia, la concentración del plaguicida va en aumento. Los peces al ser consumidos por otros animales o por los humanos, transfieren la bioconcentración de niveles altos de contaminantes pesticidas depositados en la grasa de sus cuerpos.

Deinlein (2004) señala las siguientes formas de exposición a los pesticidas:

Efectos directos. La ingestión es probablemente la manera más frecuente por parte de la fauna silvestre. Ya que pueden tragarse el pesticida directamente; por ejemplo, al confundir un gránulo de pesticida por una semilla, o indirectamente al consumir presas contaminadas. Otros ejemplos: las aves también pueden ingerir residuos de pesticidas al arreglarse las plumas con el pico; los animales pueden consumir los pesticidas al beber o bañarse en agua contaminada. Cuando los pesticidas son aplicados por vía aérea, pueden ser inhalados o absorbidos por la piel.

La causa de la exposición a los pesticidas depende de una serie de factores, incluidos la toxicidad de los químicos, la magnitud y duración de la exposición y la recurrencia de la exposición. Los efectos perjudiciales potenciales abarcan desde la muerte inminente debida al envenenamiento agudo hasta una diversidad de efectos

denominados “subletales”, incluidos los siguientes: debilitamiento; deformación de los embriones; tasas de crecimiento lento; reducción de la atención brindada por los adultos; reducción de la defensa territorial; falta de apetito y pérdida de peso; de manera general pueden presentar un comportamiento aletargado; inhibición de las reacciones del sistema inmunológico; mayor vulnerabilidad a la depredación; interferencia con la regulación de la temperatura del cuerpo; perturbación del funcionamiento hormonal normal e incapacidad de orientarse en la dirección adecuada para la migración. Cada uno de estos efectos “subletales” contribuye a la reducción de las poblaciones, dado que reducen las posibilidades de supervivencia o de reproducción exitosa, o de ambas.

Efectos indirectos. Los pesticidas también pueden afectar indirectamente, ya sea mediante la reducción de la cantidad de alimento disponible o por la alteración del hábitat. Por ejemplo, los animales que se alimentan de insectos, se encuentran en problemas cuando los insecticidas reducen las poblaciones de insectos disponibles. En el caso de las aves, muchas especies presentan su temporada de reproducción coincidiendo con la máxima abundancia de insectos. Desafortunadamente para ellas, la máxima abundancia de insectos también significa el máximo uso de insecticidas, lo cual perjudica directamente las poblaciones de varias especies de aves.

Los herbicidas también pueden dar lugar a la disminución de poblaciones de insectos disponibles, al eliminar las malezas en que viven los insectos —una cadena de eventos responsable de las vertiginosas disminuciones de una especie de faisán (*Perdix perdix*) en el Reino Unido—. Las fuentes de alimentos de las aves que consumen semillas de malezas también pueden ser reducidas por los herbicidas. En Gran Bretaña una especie consumidora de semillas (*Carduelis cannabina*) ha dejado de ser un ave abundante en las tierras agrícolas para convertirse en un ave extremadamente rara, todo esto debido al efecto indirecto de los herbicidas (Deinlein, 2004).

Otra de las maneras en que los herbicidas pueden afectar a la fauna silvestre es reduciendo la cantidad de cobertura de las plantas disponibles para evitar la presencia de depredadores. Por ejemplo, los herbicidas han sido utilizados extensivamente en los estados del oeste de Estados Unidos con el fin de transformar el hábitat de vegetación original de arbustos en tierras para el pastoreo. Esta pér-

dida ha causado descensos entre los gorriones de Brewer (*Spizella breweri*), que requieren de la cobertura ofrecida por las plantas para anidar (Deinlein, 2004).

Factores tóxicos producidos por la exposición al pesticida
(Vega, 1985; Vallejo, 1992; Carter, 2001)

La toxicidad del pesticida. Es su capacidad para causar daño o lesión en un organismo vivo. La toxicidad además depende de varios factores, tales como la dosis absorbida, la vía de ingreso al organismo, las propiedades fisicoquímicas del pesticida, la duración de la exposición y la susceptibilidad individual.

Susceptibilidad de la población expuesta. Algunos individuos responden de manera distinta a la acción de los químicos, debido a la amplia variabilidad biológica, a factores genéticos (deficiencias enzimáticas), a la edad, sexo, estado nutricional, entre otros. En la susceptibilidad también intervienen otros factores como:

- La activación metabólica. Algunos individuos metabolizan las sustancias más rápidamente que otros, por lo tanto sería de gran riesgo para los metabolizadores rápidos si el metabolito es más tóxico que el compuesto original.
- Mecanismos de reparación del daño originado por el químico. Estos mecanismos dependen de la dosis y de la activación metabólica y varían de individuo a individuo, como en el caso de la mutagénesis.
- Factores hormonales. Pueden influenciar la susceptibilidad al químico. Está demostrado que las hormonas sexuales desempeñan un papel importante en el metabolismo de los tóxicos, ya que los estrógenos favorecen la síntesis de numerosas enzimas. Cuando estas enzimas pertenecen a los sistemas orgánicos de eliminación, es favorecedor porque disminuye el riesgo, pero cuando las enzimas estimuladas son las que producen activación metabólica se incrementará la toxicidad.
- Alteración del sistema inmunológico. Algunos químicos pueden causar reacciones alérgicas y otros no. La llegada al organismo de una sustancia o de sus metabolitos, puede promover su conjugación con proteínas, formando lo que se llama antígeno. Este es considerado por los sistemas orgánicos de defensa como una

proteína extraña, que estimula la producción de anticuerpos. La reacción antígeno-anticuerpo produce lesiones celulares y liberación de diversas aminas (histamina, adrenalina, etc.) responsables de las reacciones alérgicas de tipo dérmico (urticaria, dermatitis, eritema, erupciones, etc.) o de carácter sistémico (asma, rinitis, shock anafiláctico, etcétera).

Condiciones de exposición. La exposición a una sustancia química dada es una medida del contacto entre la sustancia y la superficie exterior o interior del organismo. La intensidad de una exposición es función de la concentración de la sustancia en contacto con la superficie corporal y la duración del contacto.

La exposición de la superficie exterior del organismo se efectúa a través del contacto de la sustancia con la piel; en el interior del organismo se efectúa a través de la ingestión de alimentos o agua, y por inhalación de polvos o vapores de una sustancia.

Carter (2001) señala que los principales mecanismos de exposición son: a) vía oral o por ingestión de sustancias; b) vía dérmica o por contacto a través de la piel, y c) vía inhalatoria o pulmonar.

Es importante mencionar que muchos químicos pueden ingresar al organismo por más de una vía, por lo tanto la exposición total será igual a la suma de todas las exposiciones individuales (Vallejo, 1992).

Vallejo (1992) menciona dos factores que afectan la magnitud de la exposición, una es la vía de exposición y otra es la duración de dicha exposición. La duración indica el periodo en el cual el individuo o la población están expuestos. Se encuentran diferentes grados de exposición que incluyen: una simple y/o una permanente (exposición por toda la vida o una exposición continua por periodos).

Para el propósito de la evaluación de riesgos, y teniendo en cuenta el tiempo de duración de la exposición, se clasifican las exposiciones en tres tipos (Vega, 1985; Vallejo, 1992; Carter, 2001):

- Instantánea o exposición aguda. Es producida generalmente por un solo contacto con el químico, frecuentemente en concentraciones elevadas, en un periodo de menos de un día, produciendo un efecto nocivo inmediato.
- Repetida por periodos cortos. Es la que comúnmente se asocia a la exposición frecuente por diferentes periodos de tiempo.

- Continua por periodos largos. Este tipo de exposición es conocida como crónica, ya que las exposiciones son repetidas y en pequeñas cantidades por periodos largos, los cuales pueden registrarse a través de una gran parte o por toda la vida del individuo; por lo tanto sus efectos son tardíos. Esta exposición puede ocurrir a través del consumo de alimentos, por inhalación de residuos de pesticidas y por un ambiente contaminado.

Efectos tóxicos por la exposición al pesticida

Los posibles efectos tóxicos o intoxicaciones producidos por la exposición a los pesticidas, de acuerdo con el tiempo transcurrido entre la exposición al tóxico, la intensidad y duración de las consecuencias, se dividen en tres categorías (Vega, 1985; Vallejo, 1992; López y Gallardo, 2001):

Intoxicaciones agudas. Se producen cuando hay una exposición de corta duración y el agente químico en una o varias dosis son absorbidas rápidamente, apareciendo los efectos de inmediato o en un periodo no mayor de 24 horas.

Intoxicaciones subagudas. Se producen por exposiciones frecuentes o repetidas durante un periodo de varios días a semanas, antes de que aparezcan las manifestaciones. Generalmente se producen por dosis moderadas del tóxico y muchas veces con efectos acumulativos.

Intoxicaciones crónicas. Se producen por exposición repetida a muy bajas dosis del tóxico, durante periodos largos y con efectos tardíos.

En los humanos hay una alta frecuencia de complicaciones y secuelas después de una intoxicación aguda, subaguda y especialmente después de la crónica, reflejándose efectos dañinos a largo plazo, como son el cáncer, mutaciones, teratogenia, efectos en la reproducción, neurotoxicidad retardada, inmunidad deteriorada, interrupción endocrina, principalmente (Vega, 1985; Vallejo, 1992; López y Gallardo, 2001; Yáñez *et al.*, 2001).

Tipos de pesticidas de importancia toxicológica

De acuerdo con el *Diccionario de la Real Academia Española*, pesticida es una sustancia química que se emplea para combatir plagas; el término abarca todos los químicos que matan o controlan aquello que los humanos han clasificado como plaga o peste. Dichos químicos pueden agruparse por el tipo de uso, de acuerdo con el organismo al que están destinados, tales como los insecticidas (contra insectos), los herbicidas (contra las malezas), los fungicidas (contra los hongos), los acaricidas (contra ácaros) o los rodenticidas o raticidas (contra los roedores). Otro grupo está determinado por la estructura química de las sustancias con actividad pesticida, como los 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, entre muchos otros (Vega, 1985; Vallejo, 1992; Helfrich *et al.*, 1996; Wilburn, 2002; Deinlein, 2004).

La mayoría de los compuestos pesticidas empleados hoy en día son sintéticos; uno de los daños inherentes del uso de venenos sintéticos es que una vez liberados en el entorno pueden afectar a otras víctimas y tener efectos imprevistos (Vallejo, 1992; Helfrich *et al.*, 1996; Deinlein, 2004).

De acuerdo con Montoya (2001) y Vallejo (1992), se clasifican y describen los plaguicidas de importancia toxicológica:

- Insecticidas: organoclorados, carbamatos, organofosforados y piretroides (los organofosforados y los carbamatos son inhibidores de la colinesterasa).
- Fungicidas: etilenbisditiocarbamatos y oxiclóruo de cobre.
- Herbicidas: bupiridilos y fenoxiacéticos.

A nivel mundial los insecticidas han sido objeto de la mayor cantidad de estudios, por considerarse de:

- Alto consumo. En nuestro país los pesticidas con un consumo mayor del 50% son los insecticidas.
- Daño a la salud. Los insecticidas organofosforados y carbamatos son los de mayor toxicidad para los humanos y animales.

- Persistencia y residualidad. Los organoclorados son grandes agresores ecológicos por ser no-biodegradables, persistentes y acumulables en los humanos, animales y alimentos de ambos.

Insecticidas:

Organoclorados (Vallejo, 1992; Montoya, 2001; Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012). Tienen varias estructuras moleculares pero presentan en común las siguientes características:

- Son hidrocarburos cíclicos con varios átomos de cloro sustituyentes en la molécula.
- Muy estables en los ecosistemas por su poca biodegradabilidad, debida a que los cloros sustituyentes no son reactivos.
- Alto coeficiente de partición, es decir, son muy liposolubles y por tanto bioacumulables; esta característica es por el enlace C-CL que en la molécula es no polar.
- Se integran a los procesos de biomagnificación a través de las cadenas alimentarias, por lo cual presentan efectos a largo plazo.
- Son neurotóxicos por ser estimulantes del sistema nervioso central.
- Están clasificados entre los pesticidas de mediana a baja toxicidad aguda.
- Pueden producir efectos a largo plazo como las neuropatías periféricas, carcinógenesis, mutagénesis e inducción enzimática.

El DDT (dicloro difenil tricloroetano) pertenece a una clase de insecticidas conocidos como organoclorados, que también incluyen, entre otros, el dicofol, el dieldrín, el endrín, el heptacloro, el clordano, el lindano y el metoxicloro. Algunos de estos ingredientes de los pesticidas, como el dieldrín y el heptacloro son venenosos en cantidades mínimas. Sin embargo, las características más peligrosas de los organoclorados son su persistencia, es decir, su tendencia a permanecer químicamente activos por largo tiempo y su solubilidad en las grasas, lo que significa que se almacenan en los tejidos grasos de organismos y con el tiempo pueden acumularse. Por estas dos características, los niveles de contaminación se concentran mucho más a cada paso ascendido en la cadena alimenticia, dando como resultado un proceso conocido como biomagnificación. Por ejemplo, cuando las águilas pescadoras se alimentan repetidamente de pescado contami-

nado con DDT, en su cuerpo se almacenan mayores concentraciones del pesticida. La biomagnificación explica por qué las aves rapaces, estando en la cima de la cadena alimenticia, son las más seriamente afectadas por los pesticidas organoclorados (Helfrich *et al.*, 1996; Deinlein, 2004).

Deinlein (2004) menciona que en Estados Unidos se prohibió, a principio de los años setenta del siglo pasado, el uso del DDT y de la mayoría de los demás organoclorados. Desde entonces algunas de las especies de animales silvestres han recuperado sus poblaciones, mientras que otras siguen siendo afectadas, ya que el DDT, sus derivados y otros organoclorados aún se encuentran presentes en el ambiente.

Si el uso de DDT fue prohibido a principios de los años setenta, ¿por qué persiste el problema hoy en día? Una de las razones es que Estados Unidos continúa exportando DDT, así como otros pesticidas peligrosos para la salud ambiental y humana. Por ejemplo, en los países latinoamericanos, destino invernal de muchas aves migratorias que se reproducen en Estados Unidos y en Canadá, también son el destino de muchos de estos pesticidas exportados. Como resultado, se tiene que los residuos de estos pesticidas se comparten entre los países del continente y entre muchas especies de animales que integran la cadena trófica con las especies migratorias (Stickel, 1986; Deinlein, 2004).

Debido a la prohibición del DDT y a las severas restricciones impuestas a los organoclorados, hoy en día lo que predomina es una gran cantidad de nuevos pesticidas. En la actualidad los compuestos de organofosforados y carbámicos son dos de las clases de ingredientes activos más comunes hallados en los productos pesticidas. Aunque los compuestos organofosforados y de carbámicos no sean tan persistentes como los organoclorados, son mucho más tóxicos, lo que significa que incluso en cantidades mínimas pueden causar el envenenamiento severo (Stickel, 1986).

Se estima una considerable cifra de animales silvestres que se encuentran expuestos a pesticidas en las tierras agrícolas, donde la extensión total de fatalidades entre los animales silvestres causadas por pesticidas es sumamente difícil de determinar pues la mayoría de muertes pasan inadvertidas (Vega, 1985).

Sin embargo, se han documentado cifras enormes de aves muertas. Por ejemplo, en 1995 el pesticida monocrotofós, empleado para acabar con los saltamontes en Argentina causó la muerte de 20 mil gavilanes de Swainson. Gracias a los esfuerzos del American Bird Conservancy y de otras organizaciones, Novartis (anteriormente Ciba-Geigy), uno de los principales productores de monocrotofós, acordó acabar con la producción y venta de este pesticida (Deinlein, 2004).

En Estados Unidos más de 150 incidentes han involucrado la muerte de aproximadamente 700 aves, éstos han sido atribuidos al diazinón, un insecticida organofosforado usado para el cuidado de los jardines en zonas urbanas. En 1990 el diazinón fue clasificado como un ingrediente de uso restringido y prohibido en los campos de golf y en el pasto para jardines; es reconocida como la primera ocasión en que se tomó alguna medida legislativa para la protección de aves específicamente. Sin embargo, en la mayoría de los estados aún se puede adquirir en los mostradores con el fin de usarse en jardines residenciales y parques. De manera que, a pesar de la condición de uso restringido, en Estados Unidos se emplean anualmente casi 10 millones de libras de diazinón, principalmente por propietarios de residencias. Los continuos informes sobre fatalidades entre las aves, así como la evidencia adicional concerniente a la extrema toxicidad del diazinón y de su metabolismo para los animales acuáticos invertebrados y los mamíferos ha dado lugar a que el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (US Fish and Wildlife Service) y un consorcio de organizaciones ambientalistas acudieran a la Agencia para la Protección Ambiental (Environmental Protection Agency – EPA) para que se restrinjan aún más los usos del diazinón (Stickel, 1986; Deinlein, 2004).

En 1989 la EPA reportó que el carbofurán estaba estimado como causante de la muerte de 1-2 millones de aves anualmente en Estados Unidos. Este pesticida carbámico fue creado a mediados de los años sesenta del siglo pasado, pero sólo a partir de 1994 le fueron impuestas reglamentaciones al productor (la Corporación FMC). En la actualidad este pesticida en forma granulada está prohibido para la mayoría de usos debido a la generalizada muerte de aves. Sin embargo, se siguen utilizando anualmente en forma líquida unos dos millones de libras (Helfrich *et al.*, 1996; Deinlein, 2004).

Hasta ahora en los pesticidas se han encontrado casi 40 ingredientes activos letales para la fauna silvestre, incluso al utilizarse según las recomendaciones del productor. Solamente una cuarta parte de estos ingredientes ha sido prohibida en Estados Unidos y la mayoría sigue utilizándose en otros países. Entre los ingredientes activos que se han demostrado más letales están: diazinón, forato, carbofurán, monocrotofós, isofenfós, clorpirifós, aldicarb, azinfós-metilico y paratión (Helfrich *et al.*, 1996; Stickel, 1986).

Carbamatos (Vallejo, 1992; Montoya, 2001). Son derivados del ácido carbámico y tienen en común las siguientes características:

- Son biodegradables. La fotodegradación es el principal mecanismo para desaparecer del ecosistema.
- No bioacumulables. Algunos tienen un coeficiente alto por los grupos aromáticos sustituyentes en la molécula.
- Menos volátiles que los organofosforados y por lo tanto tienen una vida media de semanas en el ambiente.
- Son de mediana a baja toxicidad, con excepción del aldicarb y carbofurán que son de alta toxicidad aguda.
- Son inhibidores transitorios de la enzima colinesterasa, ya que el complejo formado por el carbamato y la enzima es sumamente lábil, hidrolizándose con rapidez y regenerando la enzima con facilidad; por lo tanto el cuadro colinérgico es más benigno que el que presentan los insecticidas organofosforados.

Organofosforados (Vallejo, 1992; Montoya, 2001; Hernández-Antonio y Hansen, 2011; Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012). Químicamente son éteres del ácido fosfórico y sus homólogos (fosfónico, tiofosfórico, ditiofosfórico) y tienen en común las siguientes características:

- Biodegradables; se hidrolizan en mayor o menor proporción, dependiendo de su estructura química.
- La porción fosfato, tio o ditiofosfato de la molécula le imparte polaridad y por lo tanto tendrán diferentes grados de liposolubilidad y no serán bioacumulables.
- Alta presión de vapor, su volatilidad es muy variable y es aumentada con la temperatura, disminuyendo su acción residual al disiparse fácilmente en el ambiente.

- No se incluyen en procesos de concentración a través de las cadenas tróficas.
- Alta toxicidad por ser inhibidores permanentes de la colinesterasa.
- Algunos producen efectos a largo plazo, causando neurotoxicidad retardada y son sospechosos de producir carcinogénesis (diclofos, malatión, paratión, triclofón, tetraclorvinfos).
- Los fosforados orgánicos se absorben por todas las vías, tanto oral, dérmica, conjuntival, rectal e inhalatoria.

Los insecticidas organofosforados son de importancia, ya que en México se comercializan actualmente 95 insecticidas, correspondiendo 45 a organofosforados y también son compuestos con variados usos: acción insecticida, fungicida, herbicida, acaricida, rodenticida, entre otros (Badii y Varela, 2008).

Clark Jr. y colaboradores (1995) hacen referencia al impacto de colonias de murciélagos (*Tadarida brasiliensis*) localizadas al norte de nuestro país a través del Pacífico y del Atlántico; en los cuales encontraron importantes cantidades de insecticidas organofosforados y carbamatos.

Piretroides (Vallejo, 1992; Montoya, 2001). Son insecticidas sintéticos similares a las piretrinas vegetales, las cuales han sido reemplazadas ampliamente por tener mayor estabilidad y acción insecticida. Presentan las siguientes propiedades:

- Baja toxicidad aguda.
- Poco persistentes, no acumulables-sensibilizantes. En los humanos las lesiones causadas por los piretroides resultan más frecuentemente de las propiedades alergénicas (dermatitis, asma, rinitis, conjuntivitis) que de su toxicidad directa.
- Son neurotóxicas a dosis altas (convulsiones, etc.); a dosis pequeñas repetidas producen neuropatías periféricas.
- Las que contienen un radical CN en su molécula pueden producir hipotensión.
- Se isomerizan en condiciones apropiadas de almacenamiento, dando lugar a compuestos de mayor toxicidad, pero por ser de un metabolismo muy rápido no producen efectos agudos en el organismo.

Fungicidas:

Etilenbisditiocarbamatos (Vallejo, 1992; Montoya, 2001). Sus características son las siguientes:

- Son fungicidas de amplio espectro, de baja toxicidad aguda.
- La exposición a estos compuestos produce síntomas menores como cefalea y reacciones sensibilizantes (dermatitis, alergias, etcétera).
- El problema toxicológico radica en que estos fungicidas *in vivo*, *in vitro*, durante la cocción de los alimentos y en síntesis dan lugar a un metabolito: la “etilentiourea ETU”, considerado como agente antitiroideo, cancerígeno, mutágeno y teratógeno.
- En nuestro país los más utilizados son: mancozeb, zineb, maneb.

Sales de cobre (Vallejo, 1992; Montoya, 2001). Las sales de cobre más utilizadas para dar muerte a esporas de hongos y coagular el protoplasma celular son: el oxiclورو de cobre y el sulfato de cobre. Algunas características son las siguientes:

- Estas sales son eméticas. Sobre la piel y mucosas y con un contacto prolongado se producen lesiones necrótidas. Además, lesiones renales y hepáticas.
- Si el tamaño de partículas en las aspersiones es mayor a 80 micras, no llegarán al tracto respiratorio inferior; de lo contrario penetrarán a los pulmones para ocasionar lesiones irreversibles (cáncer).
- En exposiciones ocupacionales se ha observado desmielinización de fibras nerviosas del sistema nervioso periférico (neuropatías).

Herbicidas:

Bipiridilos (Vallejo, 1992; Montoya, 2001; Viveros-Ruiz, 2001; González-Márquez y Hansen, 2009; Hernández-Antonio y Hansen, 2011). Los bipiridilos como el paraquat y el diquat son los herbicidas orgánicos más importantes por su uso muy difundido como herbicidas de contacto. Tienen en común las siguientes características:

- Son sales de amonio cuaternario, y por lo tanto corrosivas de piel y mucosas.
- No volátiles y solubles en agua, disociándose por completo, siendo solamente activo el catión.

- No son metabolizadas por los seres vivos (plantas, animales y seres humanos).
- No son residuales, ni persistentes, debido a que son inactivados por la luz solar, por los microorganismos de los suelos y por absorción.
- Tienen alta toxicidad.
- Sus efectos tóxicos son de naturaleza irreversible (fibrosis pulmonar).
- No se tiene antídoto eficiente que asegure la supervivencia del intoxicado y los tratamientos existentes tampoco ofrecen el resultado exitoso.
- Alto índice de mortalidad, debido a las intoxicaciones agudas que causan y los efectos retardados. La absorción de unas cuantas gotas de estos compuestos puede provocar la muerte aproximadamente a los 12 días de la exposición.

Fenoxiacéticos (Vallejo, 1992; Montoya, 2001; Viveros-Ruiz, 2001). Los herbicidas fenoxiacéticos también son llamados herbicidas hormonales por estar relacionados con la hormona del crecimiento. La mayoría de estos herbicidas son de acción sistémica, ya que se absorben por los tejidos vegetales y se transportan por la savia a velocidad muy elevada (de 10 a 100 cm/h). Dentro de estos herbicidas el más utilizado es el 2,4D (diclorofenoxiacético) en forma de sus sales y ésteres. Algunas características de éstos son:

- La exposición puede ocurrir por ingestión, inhalación o contacto dérmico.
- Son de toxicidad de tipo agudo como crónico, no volátiles, residuales (vida media en el ambiente alrededor de un año).
- Productos derivados del ácido fenoxiacético, es potencialmente embiotóxica, mutagénica y teratogénica para los seres humanos. Se ha informado que también produce cáncer en animales de laboratorio (Viveros-Ruiz, 2001).

Triazínicos (González-Márquez y Hansen 2009; Hernández-Antonio y Hansen, 2011). A pesar de que el uso de atrazina ha sido prohibido y restringido en varias partes del mundo, en México este herbicida se sigue usando sin restricción alguna (principalmente no debe ser utilizado cerca de humedales), porque se ha demostrado que afecta

a la calidad del agua, cuando las concentraciones de atrazina y de su metabolito (desetilatrazina) son mayores a $2 \mu\text{g L}^{-1}$ rebasan el límite permitido para consumo humano.

Propiedades de los pesticidas que determinan su cinética ambiental

Vega (1985) menciona las propiedades físico-químicas de los pesticidas que son determinantes en su cinética ambiental:

- Solubilidad en agua. Las sustancias con solubilidad acuosa mayor a 500 ppm (partes por millón = puede equivaler a mg/litro, mg/kg, g/m al cubo, mg/dm al cubo, etc.) son muy móviles en los suelos y en los otros elementos del ecosistema; su mayor concentración se encuentra en los ecosistemas acuáticos. Por otro lado, las sustancias con una solubilidad acuosa mayor de 25 ppm no son persistentes en los organismos vivos, en tanto que aquéllas con una solubilidad acuosa menor a 25 ppm tienden a inmovilizarse en los suelos y a concentrarse en los organismos vivos. En general los plaguicidas organofosforados tienen una solubilidad acuosa mayor a los 25 ppm, en tanto que los plaguicidas organoclorados tienen una solubilidad menor a los 25 ppm.
- El coeficiente de partición lípido/agua. El coeficiente de partición lípido/agua de una sustancia muestra cuánto una sustancia se disuelve en agua y cuánto en lípido; este coeficiente de una manera indirecta proporciona información sobre la solubilización y distribución de una sustancia en un organismo vivo. Por ejemplo, el aldrín y el DDT tienen un coeficiente de partición lípido/agua mayor a uno, por lo tanto son liposolubles y podemos inferir que se absorben fácilmente a través de las membranas biológicas y que se acumulan en el tejido graso.
- La presión de vapor. La presión de vapor de una sustancia determina su volatilidad. Las sustancias con presión de vapor mayor a 10^{-3} mm de Hg a 25°C son muy volátiles, por lo tanto tienen gran movilidad y se dispersan hacia la atmósfera; existen sustancias ligeramente volátiles, menos móviles, con presiones entre 10^{-4} a 10^{-6} mm de Hg a 25°C , y las no volátiles, que son más persistentes en suelos y agua, con presión de vapor menor a los 10^{-7} mm de Hg. Por ejemplo, los herbicidas tienen presiones de vapor muy bajas; las clorotriazinas, del grupo de las triazinas (probablemen-

te los herbicidas más utilizados) tienen presiones de vapor menores a los 10^{-7} mm de Hg. Este grupo es de mayor persistencia y menor volatilidad que las metoxitriazinas, con presiones de vapor igual o mayores a los 10^{-7} mm de Hg.

- Disociación e ionización. Las sustancias al solubilizarse se pueden o no disociar; las que no se disocian son sustancias no iónicas sin carga. Las que se disocian son sustancias iónicas, las cuales pueden tener carga positiva (catiónicas) o bien carga negativa (aniónicas).

Los pesticidas aniónicos y los no iónicos son móviles en los suelos, en tanto los catiónicos son absorbidos, inmovilizándose en ellos. El paraquat y el diquat son sustancias catiónicas que se absorben fuertemente a las partículas de los suelos, en tanto que los plaguicidas fenoxiacéticos, sustancias aniónicas, se movilizan fácilmente.

- Degradabilidad. Es importante considerar también las propiedades químico-biológicas de degradabilidad de los pesticidas. Dichas propiedades se refieren a que la actividad de un pesticida puede ser permanente o bien puede disminuir con el tiempo en función de su descomposición, ya sea química (quimiodegradabilidad), por acción de la luz (fotodegradabilidad), o por acción de sistemas microbianos (biodegradabilidad).

Contaminación por pesticidas (Vega, 1985; Vallejo, 1992; Carter, 2001; Sánchez-Barbudo *et al.*, 2012)

Contaminación terrestre: suelos y biota

Los pesticidas contaminan los suelos y la biota terrestre cuando se aplican directa y deliberadamente o se precipitan de la atmósfera como consecuencia de las aspersiones aéreas, o bien por el uso para riego de aguas contaminadas.

Los pesticidas en los suelos y en la biota pueden persistir desde unos días hasta años. La persistencia de un contaminante se puede definir como la propiedad de un compuesto para retener sus características físicas, químicas y funcionales en el medio a través del cual

es transportado o distribuido por un periodo limitado después de su emisión.

Los pesticidas que persisten más tiempo en el ambiente tienen una mayor probabilidad de interacción con otros elementos del sistema. Por otro lado, si su vida media y su persistencia es mayor a la frecuencia con la que se aplica, el plaguicida tiende a acumularse tanto en los suelos como en la biota.

Contaminación acuática

El agua es contaminada por pesticidas, ya sea porque se aplican directamente o bien porque se encuentran en precipitaciones atmosféricas o en los deslaves de tierras, cultivos, etcétera.

Tanto los pesticidas solubles en el agua como los insolubles interactúan con la biota acuática. Sin embargo, los hidrosolubles persisten en el medio según sus propias características antes señaladas y los insolubles se absorben a las partículas no solubles, a los sedimentos y se concentran en la biota acuática.

Contaminación de alimentos

Como consecuencia de la amplia distribución de los pesticidas en el aire, suelos, aguas y biota, se produce una acumulación variable de ellos en los elementos que constituyen la alimentación humana y por ende en el organismo humano. La contaminación de alimentos se puede presentar tanto por la aplicación directa a ellos, por acumulación de plaguicidas en las cadenas tróficas, como a través del manejo, transporte y almacenamiento de los productos comestibles.

Métodos analíticos para determinar el nivel de contaminantes pesticidas

En nuestro país, de acuerdo con el *Catálogo oficial de plaguicidas*, se han registrado y permitido más de 270 ingredientes activos de pesticidas, de los cuales se han comercializado aproximadamente dos mil presentaciones destinadas para su uso en agricultura, ganadería, salud pública y en el hogar. Todos los ingredientes activos de estos

productos son para un uso específico y para prevenir la acción tóxica no deseada y la aparición de sus residuos en el producto tratado o en el ambiente.

Las concentraciones de residuos del pesticida que se quedan después de su aplicación, así como la cinética de su comportamiento en el lugar de aplicación (antes de introducir un producto al mercado) son estudiados por el fabricante en sus laboratorios para establecer la dosis efectiva y el tiempo de utilización, que determina los días necesarios para disminuir la concentración del producto y alcanzar el valor de no toxicidad para los humanos y la fauna silvestre. El uso intensivo de los pesticidas, principalmente en la agricultura, implica la necesidad de tener al alcance las técnicas analíticas para determinar las concentraciones de sus residuos en productos agropecuarios y prevenir la posibilidad de intoxicación.

En ausencia de presiones regulatorias, quienes investigan los residuos de pesticidas deben participar en colaboración con los laboratorios para establecer el uso de métodos analíticos adecuados, y al mismo tiempo aprovechar las experiencias de colegas de otros países.

El análisis de residuos de pesticidas en tejidos de plantas, animales y productos alimenticios presenta diversos problemas que se han tratado de resolver desde 1939, ya que el uso de plaguicidas se ha incrementado en gran escala, produciendo contaminación general del ambiente y su gran propagación. Desde principios de 1940 se ha tratado de evaluar las concentraciones de residuos de pesticidas con diferentes técnicas analíticas (como la cromatografía de capa fina y el desarrollo de reacciones químicas específicas) para identificar y determinar cuantitativamente los residuos presentes después de su aplicación. Estas técnicas antiguas fueron muy laboriosas y requerían largos procesos de purificación del extracto para eliminar sustancias interferentes en la identificación. La introducción, desde 1960, de la cromatografía de gases como un instrumento analítico y el desarrollo de detectores específicos hicieron posible realizar con mayor facilidad la determinación de los pesticidas o sus metabolitos en productos alimenticios, en seres vivos o en el ambiente. Los detectores de elementos específicos de los heteroátomos, desarrollados durante 1960 y 1970, como el fotométrico de llama (FPD), ionización de llama alcalina (AFID), captura de electrones (ECD) y posteriormente

el termoespecífico (TSD), permitieron la recepción de una respuesta específica para los heteroátomos que forman la molécula de un pesticida, avanzando en el análisis de sus residuos (Waliszewski, 2001).

Al revisar la bibliografía sobre los métodos analíticos para determinar residuos de pesticidas, encontramos que los primeros se caracterizan por ser muy largos, tediosos y complicados. La razón de introducir varios pasos de purificación se justifica por ser un campo nuevo en la analítica. Desafortunadamente, los métodos antiguos influyen todavía en las costumbres existentes y necesitan de una reevaluación constante, en particular el tiempo que es indispensable para realizar un análisis. Como ejemplo se puede mencionar la concentración de un extracto y evaporación del solvente, que antes se realizaba en varias horas. Los nuevos sistemas de distribución rápida de alimentos requieren que los análisis se realicen antes de que los productos agrícolas lleguen al mercado y se vendan, por lo que resulta imposible esperar mucho tiempo el resultado de un laboratorio analítico para responder sobre la calidad de un producto. Los métodos analíticos publicados siempre llevan consigo intereses particulares de los laboratorios participantes.

La Asociación de Químicos Analíticos Oficiales de Estados Unidos (AOAC) publica periódicamente las referencias consideradas como oficiales y de calidad para poder realizar estudios analíticos de residuos de pesticidas. Por la gran variedad de sustancias químicas no naturales existentes en el ambiente, así como el gran número de pesticidas utilizados, durante un análisis puede presentarse una variedad de ellos, interfiriendo de manera cualitativa y cuantitativa en la determinación.

Vega (1985), Vallejo (1992), Waliszewski (2001) y Sánchez-Barbudo y colaboradores (2012) señalan que para analizar los residuos de pesticidas deben considerarse dos factores principales como objetivos de selección de un método analítico: a) la detección de los residuos, y b) la polaridad del compuesto químico de un pesticida.

El primer factor se relaciona estrictamente con la composición química de la molécula. Los detectores específicos desarrollados sólo para la cromatografía de gases son muy sensibles para determinar los heteroátomos de nitrógeno, fósforo, azufre o halógenos, que con frecuencia constituyen la molécula de un plaguicida. Por fortuna la mayor parte de los compuestos naturales de los alimentos

no contienen estos heteroátomos, que pudieran interferir en el análisis de residuos de pesticidas. Algunas verduras de la familia de la brassica y del pimiento pueden originar problemas analíticos por poseer compuestos naturales de organonitrógeno y organoazufre, ello implica el uso adicional de unos pasos de purificación de la muestra para separar los compuestos naturales de los plaguicidas a estudiar. El mismo caso se puede llegar a encontrar en los tejidos animales y en el ambiente.

Los compuestos químicos polares contienen radicales polares como hidroxilo, amino, nitro, carboxilo y carbonilo. El grado de polaridad de una molécula aumenta con el alza del número de grupos funcionales y baja con el aumento del peso molecular. La regla en la analítica de pesticidas indica que compuestos no polares no presentan grandes problemas en su detección y cuantificación, mientras los compuestos polares más reactivos siempre originan problemas en su análisis durante la extracción, purificación y determinación por cromatografía de gases, causados por su adsorción o degradación química o térmica.

Los pesticidas susceptibles a la degradación térmica se determinan por cromatografía de líquidos de alta presión; algunos plaguicidas más polares necesitan columnas más polares que las comunes para separarlos de las demás sustancias químicas. Para la determinación o confirmación de la presencia de los residuos de pesticidas se utilizan reacciones químicas específicas de derivación de la molécula metilación, acetilación, benzilación, para posteriormente determinar el derivado por cromatografía. Este paso se emplea para las moléculas de gran polaridad o poca volatilidad (Waliszewski, 2001).

La polaridad de los pesticidas está muy relacionada con su solubilidad en el agua y su disponibilidad durante el proceso de extracción. El paso de los residuos de la fase acuosa a la orgánica es indispensable, ya que el agua interfiere en la mayor parte de los procesos de purificación y determinación. Algunos métodos analíticos aprovechan este elemento para remover las sustancias polares de origen natural, como los azúcares, féculas, aminoácidos, pero también el agua puede remover los pesticidas libres, polares o conjugados. Los residuos no polares son relativamente fáciles para extraer, procesar y determinar debido a su baja solubilidad en este líquido, mientras que los polares dificultan su extracción y separación de la fase acuosa.

sa. La polaridad del pesticida también determina la posibilidad de usar los pasos de purificación común sobre las columnas de florisil, óxido de aluminio, gel de sílice o ácido silícico. Los plaguicidas no polares, por su poca adsorción y reactividad, se eluyen con recuperación completa de los adsorbentes, y los pesticidas con múltiples grupos funcionales requieren solventes polares. El uso de solventes polares para remover los pesticidas polares del material adsorbido de la columna influye en el grado de recuperación y al mismo tiempo causa coelución de varios compuestos naturales que pueden interferir o hasta imposibilitar la determinación cromatográfica (Vega, 1985; Waliszewski, 2001).

Tipo de muestra

Es importante mencionar el procedimiento para tratar las muestras de diversos productos alimenticios, tejidos de animales y en el ambiente, para realizar el análisis de residuos de pesticidas (Cochran, 1963). Por ejemplo, en las frutas y las verduras se analizan para determinar agua, proteínas, grasas, extracto libre de nitrógeno, fibra y cenizas; en la leche se determinan principalmente las proteínas; en la carne sólo fibra y el extracto libre de nitrógeno que contiene carbohidratos y ácidos orgánicos. Los constituyentes fundamentales para tratar en los análisis de residuos de pesticidas son agua, grasa y fibra en las muestras de poca humedad. Aunque la fibra y las macroproteínas del músculo no son removibles por los solventes orgánicos utilizados en la extracción, es necesario considerarlas por su potencial de retener los residuos de pesticidas que se pueden adsorber o ser incorporados por estas estructuras. El extracto de una muestra puede contener cierta cantidad de agua, proteínas, grasas, carbohidratos o ácidos orgánicos. La cantidad relativa de cada uno de ellos varía según el tipo de muestra, el solvente utilizado en el proceso de extracción y el tipo de proceso de extracción. Los parámetros de un análisis se escogen de acuerdo con las siguientes clasificaciones de las muestras para procesar:

- Muy húmeda y poco grasosa (ejemplo: frutas y verduras).
- Muy húmeda y muy grasosa (ejemplo: carne).
- Poco húmeda y poco grasosa (ejemplo: heno).
- Poco húmeda y muy grasosa (ejemplo: coco).

Esta clasificación es muy extrema y se ha seleccionado para simplificar la discusión. El conocimiento de los parámetros o el tipo de muestra puede ayudar en la selección o el desarrollo de los métodos analíticos adecuados que no se encuentran en la clasificación básica.

Preparación de la muestra

De acuerdo con Vega (1985), Cooper y colaboradores (1988) y Waliszewski (2001), cada grupo necesita su procesamiento específico para prepararlo; se trituran para obtener una muestra representativa y uniforme para el proceso analítico subsiguiente. Con excepción de las muestras líquidas, siempre es necesario mezclarlas y triturarlas para que la parte tomada para el análisis sea representativa de la muestra total. El tamaño final de las partículas de una muestra triturada debe ser adecuado para que el solvente extractor pueda interactuar con facilidad en ellas. Las partículas de muestras húmedas pueden llegar hasta unos milímetros, ya que reaccionan con los solventes que se mezclan con el agua y se rompen con facilidad durante el proceso de extracción. Las muestras de baja humedad presentan matrices rígidas, a las cuales debe penetrar el solvente extractor para liberar los residuos de pesticidas. Las muestras de poca humedad y ricas en grasa requieren el tamaño final de las partículas menores de 0.5 mm obtenidas de la muestra durante el proceso de ultra homogenización. Los procesos de homogenización de la muestra pueden iniciar la degradación del pesticida expuesto a la variedad de sustancias reactivas naturales. Al mismo tiempo, las muestras sometidas al proceso de secado pueden perder la mayor parte de los residuos por su volatilización.

Los estudios sobre procesos de extracción conducidos por Luke y Masumoto (1987) observaron degradación en las primeras seis horas después de una homogenización hasta de 50% de clorotalonilo en muestras de guisantes. Como resultado de este estudio se confirmó que durante la trituración de la muestra empieza el proceso de degradación de los pesticidas, lo que depara resultados menores. Para el fenómeno de iniciación del proceso de degradación de los pesticidas durante la homogenización de la muestra se deben considerar las propiedades físico-químicas de los plaguicidas al preparar la muestra para su análisis.

Extracción de la muestra

Conceptos básicos de la extracción. Los métodos antiguos empleados en el análisis de residuos de pesticidas para productos húmedos y poco grasosos utilizan el proceso de extracción con una licuadora de gran velocidad y solventes no polares, como hexano o benceno. El uso de licuadoras tipo *Waring* en la extracción se aceptó por su gran eficacia y buena recuperación. El proceso de licuación reduce las partículas de la muestra e incrementa la interacción entre ésta y el solvente de extracción. Los problemas de emulsificación que se presentaban durante la extracción con solventes no polares han sido resueltos por la aplicación de isopropanol como segundo solvente o al saturar el extracto con cloruro de sodio o sulfato de sodio.

Las determinaciones tratadas con insecticidas demostraron que con dos solventes de polaridad diferente se obtienen mejores resultados, comparado con la extracción realizada con un solo solvente no polar. Los resultados superiores obtenidos con dos solventes indican que el solvente penetró a la matriz de la muestra. Como consecuencia de varios estudios, los analistas de pesticidas seleccionaron el acetonitrilo como el mejor solvente polar para la extracción, el cual proporciona un extracto bastante limpio y con recuperación cuantitativa de los pesticidas; este solvente de extracción se extendió para casi todos los plaguicidas determinados en productos húmedos y poco grasosos. De esta manera, su uso eliminó la necesidad de extracciones múltiples para obtener la recuperación cuantitativa de los residuos; el factor de recuperación depende del volumen de acetonitrilo utilizado en la extracción (Mills *et al.*, 1963). Técnicas similares de un solo paso de extracción se han desarrollado con acetona (Luke *et al.*, 1988) y acetato de etilo (Waliszewski *et al.*, 1988, 1997) como solventes de extracción. La razón del uso de estos solventes es la capacidad de disolver agua, grasa, proteínas y otros compuestos de la matriz de la muestra; además, pueden romper los enlaces entre el pesticida y la matriz de la muestra, con lo que la extracción se define como el proceso de partición entre el contenido de la muestra y el solvente.

El análisis de las muestras ricas en agua y grasa (por ejemplo, carne y productos lácteos) requiere de solventes que se mezclan con el agua para desnaturalizar la muestra. Por lo general, en el análisis

se emplean mezclas de solventes polares con no polares (por ejemplo, éter etílico y éter de petróleo) para extraer la grasa de la muestra. Los métodos analíticos diseñados para productos ricos en agua y grasa limitan el tamaño de la muestra, de la cual no se deben extraer más de 2 g de grasa. Las tolerancias establecidas para este tipo de productos están diseñadas con base en los lípidos extraídos y no en la muestra fresca o total. El análisis de productos ricos en grasa se limita principalmente a los pesticidas liposolubles que se acumulan en ella; la menor parte y la de menos interés la constituyen los pesticidas polares que se pueden encontrar básicamente en la fase acuosa de la muestra, después de la extracción de los plaguicidas no polares (Waliszewski, 2001).

El análisis de productos poco húmedos (como heno o paja) requiere que el solvente orgánico (por ejemplo, acetonitrilo) utilizado en la extracción se mezcle con agua en cantidad aproximada 65+35 (Waliszewski *et al.*, 1985). La acción del agua en este tipo de extracción consiste en la desactivación de los centros activos y de los grupos hidroxilos presentes en la fibra de celulosa que adsorben con gran fuerza a los pesticidas (Waliszewski y Rezepczynski, 1980). Aparte de la desactivación, el agua utilizada rompe la estructura de celulosa, lo que permite una migración mucho más fácil de los residuos de plaguicidas hacia la fase orgánica del solvente.

Valoración del proceso de extracción

Para precisar la exactitud de un método analítico se realiza siempre un estudio de fortificación, añadiendo una cantidad conocida del pesticida a la muestra y más tarde se siguen todos los pasos que incluye el método. El porcentaje de recuperación, aunque no necesariamente proporciona las medidas de exactitud del método, puede indicar datos sobre la eficacia del paso de extracción de la muestra; esto señala que los plaguicidas, cuando se adicionan a la muestra, son adsorbidos de inmediato por la matriz de ésta. El error de los estudios de recuperación comienza en la extracción, cuando la muestra entera es licuada con el solvente. La recuperación alrededor de 100% se logra cuando la manera de fortificación consiste en rociar, por encima de la muestra, una solución de testigos y después se adicionan los solventes de extracción. Al contrario, se esperan resulta-

dos bajos al inyectar la solución de testigos dentro de la muestra y después de varias horas se procesa la extracción. Los resultados de los estudios sobre la extracción de algunos plaguicidas con solventes de diferente polaridad ilustran la dificultad de diseñar un proceso de recuperación que refleje con exactitud la eficiencia de la extracción. Cuando las muestras de carne y leche fortificada con insecticidas han sido extraídas por la mezcla de hexano y éter etílico, la recuperación aumenta de 10 a 92%, a pesar de que sólo se extrajo 10% de las grasas de la carne y la leche. Las recuperaciones mayores de 10% indican que los insecticidas de la solución de testigos no penetraron a la matriz del glóbulo de grasa. Las recuperaciones bajas indican que los plaguicidas fueron adsorbidos por compuestos hidrofóbicos e hidrofílicos de la superficie del glóbulo de grasa. Al utilizar etanol en la extracción para destruir la membrana del glóbulo de grasa de 1,1, la recuperación de los pesticidas aumenta de 77 hasta 92%. La recuperación menor de 100% se debe a las fuerzas de enlace en la fase acuosa de la muestra (Waliszewski y Rezepczynski, 1980; Waliszewski *et al.*, 1985, 1988, 1997).

Los estudios de fortificación, por tanto, deben revelar una evaluación de la exactitud del método analítico, de acuerdo con la cantidad del pesticida agregado a la matriz de la muestra antes de su extracción y el nivel de fondo que puede interferir en el porcentaje de recuperación.

Luke y Masumoto (1987) realizaron estudios con insecticidas marcados con C^{14} y les indicaron una buena recuperación al utilizar la homogenización de la muestra con licuadora y una mezcla de solventes isopropanol y hexano. La radioactividad de C^{14} se recuperó cuantitativamente cuando a la extracción inicial con licuadora siguió la extracción completa en el aparato de Soxhlet utilizando la mezcla de metanol con cloroformo (Gorbach, 1977; citado por Waliszewski, 2001).

En una muestra de suelo se logró la extracción completa con una mezcla de solventes isopropanol y hexano y se recuperó hasta 92% de los insecticidas, mientras que la extracción con acetato de etilo o cloruro de metileno sin el paso de desactivación de los centros activos de la muestra de suelo, recuperó 77 y 65% de los pesticidas, respectivamente (Burke *et al.*, 1966). Al repetir los pasos de extracción,

la recuperación de los pesticidas de la muestra de suelo aumentó a 85%. La desactivación de la muestra de suelo con agua, la cual disminuye las fuerzas de enlace, aumenta la recuperación de los pesticidas, alcanzando hasta 98% (Waliszewski y Rezepczynski, 1980; Waliszewski *et al.*, 1985). El proceso de extracción con acetonitrilo desarrollado por Mills y colaboradores (1963) presentó alrededor de 100% de recuperación de los pesticidas, lo que dependió de la relación entre la cantidad de la muestra y el volumen de acetonitrilo utilizado, así como del número de extracciones.

Los resultados indican que la recuperación suficiente se logra cuando se utiliza la proporción del solvente y la muestra en cantidad de dos a uno. Algunos autores señalan la obtención de valores bajos en los estudios de recuperación, originados por la imposibilidad del pesticida para reaccionar con la matriz de la muestra al dejarlo en contacto por un corto tiempo. En los estudios de Szymczynski y Waliszewski (1982) las muestras fortificadas se dejaron por 24 horas para que el pesticida penetrara a la matriz de la muestra o reaccionara químicamente con la muestra, estimulando las condiciones normales del ambiente, antes de pasar a la extracción. En estas condiciones, al alcanzar la recuperación mayor de 80% justifican los resultados de concentraciones de pesticidas determinados, ya que reflejan las concentraciones verdaderas de contaminación. Cuando los resultados de extracción oscilan alrededor de 100% para una variedad de productos y pesticidas, esto indica que la relación entre la matriz constituida por agua, proteínas, grasa y fibra de la muestra ha sido rota por la acción del solvente.

El método de Luke y colaboradores (1988) sustituyó el acetonitrilo del método de Mills y colaboradores (1963) por la acetona, y obtuvo valores parecidos. La extracción triple con acetona rompió en su totalidad los enlaces con la matriz de la muestra, dejando al final de la extracción un polvo blanco de celulosa. El método de Waliszewski y Waliszewski (1986a, 1997) reveló los resultados compatibles de recuperación con los métodos de Mills y colaboradores (1963) y de Luke y colaboradores (1988), y además una elevada recuperación para los insecticidas polares, solubles en agua, como el metamidofos.

Por lo tanto, y con base en los estudios mencionados, se pueden recomendar los tres solventes (acetonitrilo, acetona y acetato de etilo) como los más apropiados en la determinación de residuos de pesti-

das, tomando en cuenta la cantidad de agua contenida en la muestra para desactivar con agua los centros activos de una muestra seca.

Aunque es posible extrapolar el valor de la extracción entre las muestras pobres en grasa, el problema se complica con las muestras grasosas. Los estudios de fortificación antes mencionados, que proporcionaron la recuperación desde 77 hasta 92%, constituyen hasta la fecha el método reconocido y recomendado por la AOAC para la extracción de grasas. Es importante mencionar que la AOAC publica periódicamente las referencias consideradas como oficiales y de calidad para poder realizar estudios analíticos de residuos de pesticidas (Waliszewski, 2001).

Residuos enlazados y conjugados

Los términos residuos enlazados y residuos conjugados provienen de estudios con pesticidas marcados con elementos radioactivos que se aplicaron a plantas, animales y suelo, los cuales fueron no extraídos por métodos convencionales. Los plaguicidas y sus metabolitos obtenidos de la matriz como resultado de la interacción con los productos naturales de las plantas, animales o suelo se denominan residuos conjugados. El material radioactivo atrapado y que no se extrajo durante las extracciones con solventes se denomina residuos enlazados. Hasta ahora no se ha definido con exactitud qué parte de un pesticida es atrapada por la estructura de la matriz, por un tipo desconocido de enlaces, o dónde los metabolitos de los pesticidas son químicamente enlazados por un fragmento insoluble (Szymczynski y Waliszewski 1982; Waliszewski, 2001).

Las investigaciones realizadas en el campo con pesticidas marcados con el carbono C^{14} para comparar la eficacia de varios solventes orgánicos, indican al metanol como el solvente con mayor capacidad de recuperar el pesticida marcado (Gorbach, 1977; citado por Waliszewski, 2001; Wheeler *et al.*, 1983). La mayor potencia del metanol en recuperar el pesticida marcado con C^{14} se explica por su participación en reacciones solvolíticas, que liberan los pesticidas enlazados de las matrices insolubles, así como por la mayor polaridad que permite competir con los enlaces electrostáticos entre el pesticida y la matriz de una muestra.

Las tolerancias establecidas por las autoridades sanitarias no incluyen en sus normas a los residuos enlazados y conjugados (esto en Estados Unidos; para México se desconocen). Su grado de toxicidad en forma de un complejo se considera como baja, pero al liberarse en el tracto digestivo con los alimentos, en sus condiciones hidrolíticas, pueden presentar un valor tóxico que no se ha considerado; por ello se recomienda el uso de condiciones hidrolíticas durante la extracción o un solvente de gran polaridad, que permita liberar a los plaguicidas atrapados por los enlaces de las sustancias naturales, para lograr la extracción completa de los residuos contenidos en una muestra estudiada (Gorbach, 1977, citado por Waliszewski, 2001; Szymczynski y Waliszewski, 1982).

Selección del solvente y la concentración del extracto

En la selección del solvente la propiedad más importante es su temperatura de ebullición (t. eb.), que determina el tiempo necesario para concentrar el extracto a un grado requerido para alcanzar la sensibilidad de la técnica analítica. El uso de un solvente con temperatura de ebullición baja reduce significativamente el tiempo requerido para su concentración. Como ejemplo, se puede citar uno de los métodos antiguos que utilizó una columna cromatográfica con carbono en la purificación del extracto de acetonitrilo. El método contempló la recuperación de los residuos de plaguicidas utilizando acetonitrilo (t. eb. 81.6°C), benceno (t. eb. 80.1°C) y después acetato de etilo (t. eb. 77°C). Al evaporar la mezcla de los solventes hasta 1 ml, se agregó isopropanol (t. eb. 82.5°C) y se concentró dos veces para remover los restos de acetonitrilo. Luke y colaboradores (1988) en su método consideraron el paso de purificación del extracto acetonitrílico recuperando los residuos de pesticidas de la columna con cloruro de metileno (t. eb. 39.8°C) y acetona (t. eb. 56.3°C). Los residuos de cloruro de metileno que disuelven las fases de las columnas y afectan a los detectores de cromatógrafos de gases fueron removidos por éter de petróleo. El tiempo necesario para la concentración de los solventes en el método de Luke y colaboradores (1988) fue de 15 min, en comparación con las una a tres horas necesarias para la concentración de los solventes pesados (Szymczynski y Waliszewski, 1982; Waliszewski, 2001).

Las técnicas analíticas que utilizan hexano (t. eb. 69° C) como solvente se pueden modificar si se sustituye por la fracción de éter de petróleo 40-60° C o mejor por la fracción de 40-50° C (Waliszewski y Rezepczynski, 1980). En comparación con el tiempo requerido para concentrar 100 ml de un solvente en el concentrador de Kuderna-Danish, el éter de petróleo necesita sólo 5 min, mientras el hexano demora hasta 20 min. Por ello, el éter de petróleo se puede utilizar en lugar de benceno (que además es muy tóxico), y el cloruro de metileno en vez de cloroformo o tetracloruro de carbono.

El uso de acetona en la determinación de residuos de pesticidas presenta ventajas sobre el acetonitrilo, el cual afecta y se considera como un veneno para los detectores selectivos de cromatógrafos de gases; por ello es necesario un cambio de solvente eliminando los residuos de acetonitrilo antes de realizar una corrida cromatográfica. El metanol, cuya molécula es parecida a la de la acetona, no está permitido en el análisis residual por su propiedad solvolítica. Los estudios comparativos de la respuesta de un cromatógrafo de gases en soluciones de carbarilo en metanol y en acetona revelaron picos grandes y reproducibles en la solución acetónica, mientras que en la solución metanólica los picos apenas fueron detectados. Estos resultados indican una gran reactividad solvolítica del metanol. En otros estudios se han comparado las respuestas cromatográficas de las soluciones de clorotalonilo, preparadas en metanol, acetona e isooctano, y hay una respuesta de 70% en la solución metanólica en comparación con 100% de los otros solventes. Además, los estudios de concentración de los extractos en el aparato de Kuderna-Danish revelaron que el metanol prácticamente estaba destruyendo a los pesticidas, razón por la que sólo se usa como participante de las mezclas de extracción para romper los enlaces entre el pesticida y la matriz de una muestra (Waliszewski *et al.*, 1997; Waliszewski y Rezepczynski, 1980).

Para la concentración de extractos voluminosos hasta unos mililitros, algunos analíticos inclinan su preferencia por el aparato de Kuderna-Danish, el cual con algunas modificaciones permite evaporar, en paralelo, varias muestras. El rotavapor con una baja presión requiere mucho cuidado para no perder los residuos de pesticidas cuando el extracto se está evaporando casi hasta sequedad. Los estudios sobre la recuperación de pesticidas durante la concentración

de extractos con el rotavapor indicaron que las mayores pérdidas de pesticidas son causadas por el chorro de aire que entra y pasa por la muestra para equilibrar la presión. La modificación del aparato consistió en la eliminación de la manguera que conduce el aire hacia el matraz que contiene la muestra, y se eliminó así el paso directo de aire por la muestra; lo que proporcionó resultados sorprendentes durante el proceso de concentración, logrando hasta 100% de recuperación para los pesticidas muy volátiles, como el diclorvos y aldicarb (Waliszewski y Waliszewski, 1992).

El chorro de nitrógeno se utiliza con frecuencia para reducir el volumen final de la muestra antes de analizarla por cromatografía de gases o líquidos. Se han detectado grandes pérdidas de la mayor parte de los residuos de pesticidas, ya que son volátiles, y especialmente cuando el volumen del solvente se aproxima a sequedad. Las pérdidas bajo estas condiciones pueden ser menores cuando la solución se concentra antes del paso de purificación, ya que los residuos están protegidos por las sustancias coextraídas procedentes de la muestra. El uso de la microcolumna de Snyder permite concentrar rápidamente la cantidad del extracto hasta 0.1 a 0.3 ml en baño maría y bajo un chorro de nitrógeno, sin tener pérdidas significativas de los pesticidas. Esta técnica se recomienda sólo para las soluciones relativamente limpias, ya que los extractos crudos por la presencia de sustancias de origen natural pueden causar pérdidas por proyección rápida del solvente (Waliszewski y Waliszewski, 1992).

Principios de purificación

Durante el análisis de residuos de pesticidas, de ser posible se debe evitar el paso de purificación del extracto, que siempre origina pérdidas de los pesticidas o sus metabolitos. Hasta el proceso cromatográfico de permeación por geles que separa los compuestos químicos de acuerdo con su peso molecular, causa algunas pérdidas inexplicables, ya que teóricamente el plaguicida debería recuperarse en forma cuantitativa. El desarrollo de los detectores específicos de cromatógrafos de gases, redujo la necesidad del paso de purificación de los extractos, disminuyendo el fondo de la muestra, que no fue posible de lograr con el detector de captura de electrones (ECD) (Drescher *et al.*, 1983, citado por Waliszewski y Waliszewski 1986a,

1986b; Waliszewski, 2001). Las muestras grasosas siempre requieren el paso de separación de las grasas, las cuales, por ser poco volátiles, se acumulan en el inyector del cromatógrafo y afectan el proceso de cuantificación y separación de los compuestos determinados, e interfieren también en la inyección subsiguiente. La purificación del extracto durante el análisis de pesticidas a veces es indispensable, cuando en la determinación de una muestra no purificada se obtienen resultados irregulares con un gran fondo o el pico del pesticida es deformado o sobrepuesto por otra sustancia procedente de la muestra. El proceso de purificación también resulta benéfico por el hecho de que el pesticida se recupera de una columna con absorbentes que tienen un volumen característico y previamente establecido para un pesticida, confirmando así su identidad (Drescher *et al.*, 1983; citado por Waliszewski y Waliszewski 1986a, 1986b; Waliszewski, 2001).

Partición

Generalmente la técnica de partición se utiliza para remover de los extractos de la muestra el agua y otras sustancias polares, solubles en agua, como azúcares o almidones. Esta técnica suele identificarse como la parte íntegra que sigue después de la extracción de una muestra. Mills y colaboradores (1963) en su método utilizan la partición con agua para remover los solventes hidrosolubles utilizados en la extracción cuando su presencia no es deseada y pueden interferir en el proceso de purificación. Durante este paso los pesticidas con mayor grado de hidrosolubilidad (por ejemplo el metamidofos) pueden presentar grandes pérdidas en su recuperación (Waliszewski y Waliszewski, 1986a). El método de Luke y Masumoto (1987) no contempla la adición de agua, por lo que revela una buena recuperación de los pesticidas polares y no polares.

El contenido de grasa en el extracto se puede reducir por la partición entre el acetonitrilo y el éter de petróleo (Waliszewski, 1981; Waliszewski y Waliszewski, 1986b). El principio de esta técnica consiste en la poca solubilidad de las grasas en el acetonitrilo y una muy buena solubilidad en el éter de petróleo. Una muestra que contiene hasta 3 g de grasa en su extracto, por medio de la partición reduce su contenido a 0.2 g o menos, cantidad aceptable para la cromatografía de columna. Si se repite tres veces la partición entre el acetonitrilo

y el éter de petróleo, muchas veces se habilita una muestra grasosa para su inyección inmediata al cromatógrafo de gases. Esta partición remueve sólo las grasas, y a veces es necesario realizar la purificación en la columna cromatográfica para separar los plaguicidas de los compuestos procedentes de la muestra que interfieren en la determinación final.

Cromatografía de adsorción

Florisil

El florisil es una mezcla de minerales con gran poder adsorbente para algunas sustancias orgánicas. El florisil contiene una mezcla de 15.5% de MgO, $84.0 \pm 0.5\%$ SiO₂, 0.5-1.0% Na₂SO₄ que es purificada en el horno a 677° C durante su proceso de fabricación. Antes de su uso el florisil se activa en el laboratorio por un tiempo mínimo de cinco horas a 130° C. Su fuerza de adsorción se verifica por la elución de 1 ml de una mezcla de testigos de pesticidas para identificar el porcentaje de recuperación, así como para establecer las mezclas de solventes idóneas para la recuperación cuantitativa de los pesticidas y la recuperación menor posible de sustancias que interfieren en la determinación cromatográfica. De las mezclas de solventes utilizadas para la elución se pueden mencionar las siguientes:

- Éter de petróleo y cloruro de metileno (80+20) (Stijve y Cardinale, 1974; Bong, 1975; Stijve y Brand, 1977).
- Hexano y cloruro de metileno (80+20) (Smyth, 1972).
- Hexano y éter etílico (96+4) (Solomon, 1979).
- Hexano y éter etílico (95+5) (Dmochewitz y Ballschmiter, 1982).

Szymczynski y Waliszewski (1982) desactivaron el florisil previamente activado a una temperatura de 130° C, pasando por la columna una mezcla de éter de petróleo y éter etílico con 2% de etanol (70+30) y los residuos de pesticidas se recuperaron con una mezcla de éter de petróleo y éter etílico con 2% de etanol (94+6), lo que disminuyó de manera significativa el volumen de los solventes con una recuperación cuantitativa de los pesticidas estudiados.

Para mejorar la separación de los pesticidas de los carotenos y los sulfatos orgánicos procedentes de las muestras, cubrieron la su-

perficie del florisil con nitrato de plata (Beyer, 1981, y Thier, 1981, citados por Suzuki *et al.*, 1979; Waliszewski, 2001).

La purificación de los extractos en las columnas empacadas con florisil se recomienda para los pesticidas no polares o moderadamente polares (Viersino *et al.*, 1971). Por ello, la estandarización del florisil se realiza con compuestos relativamente no polares. Los pesticidas polares, como el metamidofos, debido a su fuerte enlace con el adsorbente son casi imposibles de recuperar. Cierta variación en la fuerza adsorbente del florisil entre los lotes diferentes puede afectar la elución de los pesticidas estudiados, lo que indica cambios importantes en el volumen de elución, especialmente para los pesticidas más polares. Al cambiar a un lote nuevo se recomienda realizar un estudio de elución para determinar el volumen de retención para los plaguicidas estudiados y evaluar el porcentaje de recuperación durante el proceso de purificación de la muestra.

Óxido de aluminio

El óxido de aluminio se introdujo en el análisis de residuos de pesticidas sustituyendo al florisil, con la ventaja de su menor precio y condiciones constantes de adsorción. Para recuperar los residuos de pesticidas de una columna de óxido de aluminio se utilizan los mismos solventes orgánicos recomendados para el florisil; para mejorar la recuperación de los pesticidas de una columna de óxido de aluminio, se procede a la desactivación previa con una determinada cantidad de agua. Así, para el análisis Greve y colaboradores (1974, citado por Waliszewski, 2001) utilizaron óxido de aluminio Woelm básico desactivado con 9% de agua.

Steinwandter y colaboradores (1975, 1979, citados por Waliszewski, 2001) seleccionaron el óxido de aluminio básico Merck Art. 1061 desactivado con 3 ó 4% de agua como el idóneo, y que permitió obtener picos angostos de volumen de elución durante el análisis de residuos de pesticidas. Para obtener mejores resultados de purificación de los extractos de pesticidas en comparación con el florisil, Wells y colaboradores (1977) y Kveseth y Brevik (1979) desactivaron el óxido de aluminio con 5% de agua antes de su uso; mientras que Telling y colaboradores (1977) lo desactivaron hasta con 10% de agua para mejorar la recuperación de los pesticidas de una columna

cromatográfica, manteniendo una buena purificación de los extractos de las muestras.

Gel de sílice

El gel de sílice desactivado previamente con una determinada cantidad de agua introdujo en el análisis de pesticidas por la fuerte y selectiva adsorción de algunos pesticidas por el florisil y el óxido de aluminio, que causó una disminución significativa de recuperación, así como por un mayor precio de ambos adsorbentes. Lo anterior recomendó al gel de sílice desactivado con 0.5 hasta 30% de agua para la purificación de los extractos durante el análisis con una recuperación cuantitativa de los pesticidas estudiados. Kveseth y Brevik (1979) han recomendado para el análisis de pesticidas el gel de sílice Woelm 0.063-0.2 mm activado durante 24 horas en el horno a 130° C y después desactivado con 0.5% de agua. Sin embargo, Steinwandter (1980, citado por Waliszewski, 2001) y Steinwandter (1982) han recomendado como idóneo el Kieselgel 60, 70-230 mesh de Merck Art. 7734, activado durante 16 horas en el horno a 130° C y desactivado después con 10% de agua. El proceso de miniaturización del análisis de los pesticidas llevó consigo a una drástica disminución de la cantidad del adsorbente utilizado hasta 1 g, lo que en consecuencia redujo el volumen de los solventes orgánicos necesarios para la recuperación de los residuos de pesticidas (Specht y Tillkes, 1980; Lores *et al.*, 1987; Cetinkaya, 1988). Este procedimiento permitió reducir significativamente hasta en 80% el costo durante el análisis de residuos de pesticidas.

Carbón

El objetivo de los métodos analíticos que utilizan el carbón es remover de los extractos las sustancias orgánicas de peso molecular mayor, como los pigmentos de plantas y grasas. Normalmente el carbón se mezcla con óxido de magnesio o con Celite® 545, y después de pasar el extracto por la columna, los residuos de pesticidas se recuperan con acetona o con cloruro de metileno. El carbón tiende a adsorber con mayor fuerza los compuestos clorados y los que contienen el anillo de benceno en su estructura química. Si el uso del carbón es

indispensable para purificar un extracto que contiene un pesticida con el anillo bencénico, para recuperarlo se necesita una mezcla de solventes muy polares, como benceno y acetonitrilo. Los pesticidas polares (como metamidofos) han reaccionado con el carbón disminuyendo drásticamente la recuperación. El uso del carbón y sus derivados en el análisis de residuos de pesticidas se recomienda para las muestras que contienen compuestos de azufre y que interfieren en la determinación cromatográfica. Los estudios de Luke y Masumoto (1987) sobre el poder de purificación del carbón de origen distinto no indicaron diferencias en la capacidad de detener los pesticidas entre los diversos lotes de carbón ni en la capacidad de purificar los extractos estudiados. La mezcla de carbón con ácido no reveló su influencia para detener los pesticidas ni tampoco en la calidad del eluato. En el desarrollo de métodos analíticos de pesticidas el carbón no es de gran importancia, y encuentra su uso sólo en algunos casos específicos.

Diatómitos

Para purificar los extractos acetónicos de vegetales fortificados con 24 insecticidas organofosforados, Hopper (1988) ha introducido los diatómitos desactivados con fosfatos. Los resultados de recuperación indicaron valores excelentes de 100% de los pesticidas, y hasta 80% de recuperación del metamidofos, conocido por ser muy difícil de recuperar de los demás adsorbentes.

Permeación por geles

Otro método en la purificación de los extractos vegetales y animales durante el análisis de los residuos de pesticidas es la cromatografía sobre geles. Este proceso consiste en una filtración fraccionada a través de resinas colocadas en una columna cromatográfica que separa los compuestos químicos de acuerdo con su peso molecular. Como fases estacionarias se utilizan geles granulados, y como medio de elución, mezclas de solventes orgánicos. En el análisis de los residuos de pesticidas, la permeación por geles fue utilizada por primera vez por Stalling y colaboradores (1972, citado por Waliszewski, 2001) para purificar un extracto de aceite de pescado que pasaron por una

columna de 27 cm de longitud empacada con resina Bio-Bead SX-2. La elución de los pesticidas se realizó con ciclohexano. Los estudios subsiguientes realizados por Stalling (1974, citado por Waliszewski, 2001), Griffitt y Craun (1974) y Johnson y colaboradores (1976) seleccionan a la resina Bio-Bead SX-3 y a una mezcla eluyente de tolueno y acetato de etilo (1+3) como los más apropiados para el análisis de residuos de pesticidas. Meemken y colaboradores (1977, citados por Waliszewski, 2001) ocuparon una columna más larga de 35 cm de longitud empacada con resina Bio-Bead SX-3 en el análisis, y eluyeron los pesticidas con una mezcla de tolueno y acetato de etilo (1+3). Posteriormente varios estudios (Fuchsbichler, 1979; Specht *et al.*, 1979; Ault *et al.*, 1979; Beyer, 1981; citados por Waliszewski, 2001) utilizaron la permeación por geles sobre la resina Bio-Bead SX-3 y una mezcla de ciclohexano y cloruro de metileno en proporción (85+15) como eluyente en la recuperación de los pesticidas para purificar las muestras ambientales contaminadas con éstos. Al investigar el comportamiento de 90 pesticidas durante el proceso de purificación de los extractos, Specht y Tillkes (1980), Sandmeyer (1981) y Hopper y colaboradores (1988) obtuvieron mejores resultados de purificación y recuperación al realizar la permeación sobre primera resina Bio-Bead SX-3 y recuperar los pesticidas con una mezcla de acetato de etilo y ciclohexano (1+1). En la purificación de los extractos de alimentos en la determinación de 85 pesticidas Hopper (1981) obtuvo muy buenos resultados de purificación y recuperación con la resina ORPVA-2000, al utilizar la mezcla de cloruro de metileno y acetona (30+70) como eluyentes.

Waliszewski (2001) hace referencia a la compañía ABC Laboratory que ha desarrollado un sistema automático para procesar sobre una columna empacada con resina Bio-Bead SX-3 23 muestras de extractos vegetales o animales en la determinación de los residuos de pesticidas. Durante la noche, en el tiempo de descanso del personal del laboratorio, el sistema realizó la etapa de purificación de los extractos y recolectó para el día siguiente los eluatos limpios y listos para la determinación cualitativa y cuantitativa por cromatografía.

Cole y colaboradores (2002) mencionan los métodos analíticos para determinar el nivel de contaminantes organoclorados en peces depredadores de los Grandes Lagos, Estados Unidos. A continuación se describen.

Para la determinación en lípidos se obtuvieron muestras de suero de 9.5 ml, se les agregó el rojo-cima, se utilizó como separador el gel de sílice. Se centrifugaron los tubos con la muestra a varios volúmenes y se pusieron en refrigeradores. Un nivel o perfil del lípido (el colesterol total, colesterol de lipoproteína de alta densidad, colesterol de lipoproteína de baja densidad y triglicéridos) se determinan con varios métodos, señalados por Cole y colaboradores (2002). Los fosfolípidos se aislaron mediante cromatografía de capa delgada y cromatografía de gases (Holub y Skeaf, 1987; Ferrier *et al.*, 1995).

Para la determinación de contaminantes organoclorados las muestras se ponen en bifenilos policlorados (PCBs) y en 10 ml de lavanda-cima Vacutainer® que contiene el ácido etilendiaminotetraacético, para realizar el análisis de los pesticidas organoclorados. La muestra se centrifuga y se colecta el plasma, el cual se transfiere a una pipeta de vaso de Teflón® rayado; se refrigera posteriormente. Son determinados los plaguicidas organoclorados como diclorodifenildicloroetileno (por ejemplo, el DDE) y el diclorodifeniltricloroetano (por ejemplo, el DDT) al 0.03 µg/l; y hexaclorobenzeno (HCB), hexaclorociclohexano (HCH), mirex, oxiclordano y transnonacloro al 0.02 µg/l.

Los métodos analíticos

Se basan generalmente en separación cromatográfica y son métodos caros y lentos, que requieren de una preparación de muestra compleja, de personal calificado y de un laboratorio muy equipado.

La cromatografía de gases es la técnica más empleada para el análisis multirresidual de pesticidas, siendo capaz de conseguir límites de detección muy bajos (µg/l-ng/l). Muchos métodos oficiales de análisis están basados en esta técnica (empleando como detectores nitrógeno y fósforo) de captura electrónica, de ionización de llama o de espectrometría de masas.

Para el análisis de compuestos de alto peso molecular, altamente polares o térmicamente lábiles, se emplea la cromatografía líquida de alta resolución, la cual es muy usada en la actualidad, especialmente con el acoplamiento a un espectrómetro de masas.

El inmunoensayo

Es un test bioquímico en el que se mide la concentración de una sustancia en un medio biológico basándose en la reacción de un anticuerpo a un antígeno. La ventaja de los anticuerpos es su elevada afinidad al antígeno en cuestión.

Los ensayos ELISA (*enzyme-linked immuno sorbent assay*) son un tipo de inmunoensayo en el que se realizan simultáneamente numerosas determinaciones en una placa de 96 celdas o pocillos.

Existen numerosos *kits* ELISA para detectar pesticidas y se trata de un procedimiento muy adecuado para controlar la presencia de un residuo en muchas muestras. Sin embargo, requiere de personal calificado y de un laboratorio bien acondicionado.

Los biosensores

Las posibilidades de los biosensores consisten en ser un método rápido de medida, económico, automatizado y sencillo de utilizar, pero previamente es necesario avanzar en algunos aspectos relevantes como:

- Homogenizar las materias activas empleadas en los diferentes países, de modo que se emplee un menor número de plaguicidas pero a mayor escala.
- Desarrollar biosensores pequeños y portátiles que permitan su utilización tanto en campo o como en agroindustria.
- Validar los nuevos instrumentos y técnicas para que sus resultados sean comparables con los que se obtienen con las técnicas analíticas de referencia.

Conclusiones

Actualmente los procesos ecológicos y todos los organismos integrantes de los ecosistemas que en conjunto integran la biosfera, se encuentran seriamente amenazados por el empleo excesivo o poco cuidadoso de pesticidas. El uso de estos productos pretende mejorar la calidad de vida de grupos humanos, ayudando a proveerlos de alimentos suficientes mediante el combate a los vectores que causan

enfermedades en animales y plantas, propiciando con frecuencia situaciones ambientales totalmente indeseables y peligrosas. Razón por la cual es muy importante considerar antes de tomar una decisión sobre el uso de cualquier pesticida, tener la información precisa sobre las ventajas y riesgos del uso de estas sustancias, teniendo en cuenta las condiciones establecidas para su utilización, así como las propiedades adversas, como la persistencia o secuelas que pueden ocasionar.

Siempre existe algún nivel de toxicidad en los pesticidas, aun cuando sean productos poco tóxicos, ya que se ha demostrado que afectan gravemente la salud de los animales silvestres incluso cuando llegan a ser expuestos a cantidades mínimas. Estos problemas de salud no sólo dependen de la toxicidad del producto, sino también de la cantidad de exposición al pesticida.

Como consecuencia encontramos que algunas especies de animales silvestres son más sensibles que otras a los efectos de determinados pesticidas, a tal grado que importantes poblaciones, principalmente de varias especies de aves, peces y otros vertebrados han llegado a considerarse en diversas categorías de riesgo.

Una de las alternativas que intentan reducir el exceso en el uso de pesticidas es el “manejo integrado de plagas”. Éste consiste en encontrar y emplear métodos biológicos, culturales y otros para reducir las poblaciones de insectos plaga, de tal manera que ocasionen el menor impacto ecológico, económico y productivo, induciendo que los sistemas sean menos dependientes de los pesticidas.

Otra opción es la agricultura orgánica, que excluye el empleo de pesticidas y se basa en la aplicación de abonos orgánicos y prácticas agrícolas que están diseñadas para restablecer y mantener un balance ecológico, por ejemplo entre insectos plagas e insectos benéficos. De manera concreta, el manejo de plagas se lleva a cabo aplicando controles como la rotación de cultivos, el reciclaje de residuos, el incremento de poblaciones de insectos benéficos, los cultivos trampa, los atrayentes, la diversificación del hábitat, entre otros.

Se reconocen varios métodos de control de plagas; sin embargo, el más empleado es el químico, debido a su rapidez de acción, lo cual asegura beneficios inmediatos. En cualquiera de los casos se deben considerar algunos aspectos, como:

- Homogenizar el uso de pesticidas empleados en diferentes países. Al mismo tiempo, establecer los criterios de uso y aplicación de los mismos.
- Desarrollar biosensores pequeños y portátiles que permitan su utilización en campo, laboratorio y en la industria.
- Desarrollar sistemas multianalíticos que sean capaces de detectar la presencia de más de un único ingrediente plaguicida.
- Reducir los costos de los análisis para la determinación de los compuestos pesticidas.
- Validar los nuevos instrumentos y técnicas para que sus resultados sean comparables con los que se obtienen con las técnicas analíticas de referencia.
- Aplicar correctamente los plaguicidas de acuerdo con las recomendaciones del fabricante, siguiendo las correspondientes medidas de seguridad, aplicando las dosis adecuadas.
- Establecer y respetar a todos los niveles una normatividad nacional sobre la regulación de los residuos pesticidas, la cual sea revisada y actualizada frecuentemente, así como una inspección continua a los fabricantes y usuarios de estos productos.

El uso intensivo de los pesticidas implica la necesidad de tener al alcance las técnicas de muestreo y análisis adecuadas, como de bajo costo, para determinar las concentraciones de residuos de estas sustancias en animales, plantas, agua, suelo y otros, para que dado el caso estar en condiciones de determinar la afectación ambiental. La presencia de plaguicidas en concentraciones superiores a los límites establecidos sugiere la necesidad de realizar monitoreos de vigilancia de manera permanente por parte de la autoridad correspondiente. Para ello se recomienda implementar programas de monitoreo dirigidos a la protección de la fauna y flora silvestre, el ambiente, y por consiguiente la salud humana.

Referencias bibliográficas

Anguiano, O. L., M. S. Souza, A. Ferrari, J. Soleño, A. M. Pechen de D'Angelo y C. M. Montagna. (2005). *Conociendo los efectos adversos de los plaguicidas podremos cuidar nuestra salud y la del ambiente*.

- te, Libiquima-Facultad de Ingeniería-Escuela Superior de Salud y Ambiente-Escuela de Medicina, Argentina.
- Badii H., M. y S. Varela. (2008). "Insecticidas organofosforados: Efectos sobre la salud y el ambiente", *CULCYT/Toxicología de Insecticidas*, núm. 28, pp. 5-17.
- Baldi, I., P. Lebailly, B. Mohammed-Brahim, L. Letenneur, J. F. Dartigues y P. Brochard. (2003). "Neurodegenerative diseases and exposure to pesticides in the elderly", *American Journal of Epidemiology*, 157(5): 409-414.
- Bong, R. L. (1975). "Determination of hexachlorobenzene and mirex in faty products", *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 58, pp. 557-561.
- Burke, J. A., P. A. Mills y D. C. Bostwick. (1966). "Experiments with evaporation of solutions of chlorinated pesticides", *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 49, pp. 999-1006.
- Carter, D. (2001). "Introducción a la toxicología ambiental", en O. Rivero, P. Rizo, G. Ponciano y G. Oláiz (eds.), *Daños a la salud por plaguicidas*. México: El Manual Moderno, pp. 1-60.
- Cetinkaya, M. (1988). "Organophosphorus-und organochlorpestizidrückstände in Rohkaffee", *Deutsche Lebensmittel-Rundschau*, núm. 84, pp. 189-190.
- Clark, Jr. D. R., A. Moreno-Valdés y M. A. Mora. (1991). "Organochlorine residues in bat guano from nine Mexican caves, 1991", *Ecotoxicology*, núm. 4, pp. 258-265.
- Clark, K. E., Y. Zhao y C. M. Kane. (2009). "Organochlorine pesticides, PCBs, dioxins, and metals in postterm peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from the Mid-Atlantic states, 1993-1999", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57(1): 174-184.
- Cole, D. C., J. Sheeshka, E. J. Murkin, J. Kearney, F. Scott, L. A. Ferron y J. P. Weber. (2002). "Dietary intakes and plasma organochlorine contaminant levels among Great Lakes fish eaters", *Archives of Environmental Health*, 57(5): 496-509.
- Cooper, G. R., G. L. Myers y S. J. Smith. (1988). "Standardization of lipid, lipoprotein and apolipoprotein easurements", *Clinical Chemistry*, 34(8B): B95-B105.
- Deinlein, M. (2004). *Cuando se trata de pesticidas, las aves son presa fácil*. Washington, DC: Smithsonian Migratory Bird Center, National Zoo. http://nationalzoo.si.edu/conservationandscience/aves_migratorias/educacion/folletos/default.cfm?fxsht=8
- Dmochewitz, Z. y K. Ballschmiter. (1992). "Rückstandsanalyse von chlorkohlenwasserstoffen in humanknochenmark durch hochauflösen-

- de gas-chromatographie mit electroneneinfang detector”, *Fresenius’ Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 10, pp. 6-12.
- Douwes, J., P. Thorne, N. Pearce y D. Heederik. (2003). “Bioaerosol health effects and exposure assessment: progress and prospects”, *Annals of Occupational Hygiene*, 47(3): 187-200.
- Ferrier, L. K., L. J. Caston y S. Leeson. (1995). “Alpha-linolenic acid- and docosahexaenoic acid-enriched eggs from hens fed flaxseed: Influence on blood lipids and platelet phospholipid fatty acids in humans”, *The American Journal of Clinical Nutrition*, núm. 62, pp. 81-86.
- Fuentes-Contreras, E. (2003). “Los insecticidas en la agricultura del nuevo siglo”, en G. Silva Aguayo y R. Hepp Gallo (eds.), *Bases para el manejo racional de insecticidas*. Chile: Trama Editores, pp. 293-307.
- González-Márquez, L. C. y A. M. Hansen. (2009). “Adsorción y mineralización de atrazina y relación con parámetros de suelos del DR 063 Guasave, Sinaloa”, *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, núm. 26, pp. 587-599.
- Griffitt, K. R. y J. C. Craun. (1974). “Gel permeation chromatographic system: An evaluation”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 57, pp. 168-172.
- Helfrich, L. A., D. L. Weigmann, P. Hipkins y E. R. Stinson. (1996). *Pesticides and aquatic animals: a guide to reducing impacts on aquatic systems*. Estados Unidos: Virginia Cooperative Extension.
- Holub, B. J. y C. M. Skeaff. (1987). “Nutritional regulation of cellular phosphatidylinositol”, *Methods in Enzymology*, núm. 141, pp. 234-244.
- Hopper, M. L. (1981). “Gel permeation system for removal of fats during analysis of food residues of pesticides and herbicides”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 64, pp. 720-723.
- . (1988). “Improved method for partition of organophosphate pesticide residues on a solid phase partition column”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 71, pp. 731-734.
- Johnson, L. D., R. H. Waltz, J. P. Ussay y F. E. Kaiser. (1976). “Automated gel permeation chromatographic clean up of animal and plant extracts for pesticide residue determination”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 59, pp. 174-187.
- Kveseth, N. J. y E. M. Brevik. (1979). “Column chromatographic method for cleaning up extracts from biological material and simultaneous separation of PCB’s and DDE”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 21, pp. 213-218.
- Loffredo, C. A., E. K. Silbergeld, C. Ferencz y J. Zhang. (2001). “Association of transposition of the great arteries in infants with maternal exposu-

- res to herbicides and rodenticides”, *American Journal of Epidemiology*, 153(6): 529-536.
- López, C. L. y M. A. Gallardo. (2001). “Efectos en la salud de las exposiciones agudas y crónicas a los plaguicidas”, en O. Rivero, P. Rizo, G. Ponciano y G. Oláiz (eds.), *Daños a la salud por plaguicidas*. México: El Manual Moderno, pp. 61-74.
- Lores, E. M., J. C. Moore y P. Moody. (1987). “Improved gel cleanup for organophosphorus pesticides”, *Chemosphere*, núm. 16, pp. 1065-1069.
- Luke, M. A. y H. T. Masumoto. (1987). “Pesticide residue analysis of foods”, en G. Zweig y J. Sherma (eds.), *Analytical methods for pesticides and plant growth regulators*, vol. XV. Orlando: Academic Press, pp. 161-200.
- Luke, M. A., H. T. Masumoto, T. Cairns y H. K. Hundley. (1988). “Levels and incidents of pesticide residues in various foods and animal feeds analyzed by the Luke multiresidue methodology for fiscal years 1982-1986”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 71, pp. 415-433.
- Martínez-López, E., P. María-Mojica, J. E. Martínez, J. F. Calvo, J. Wright, R. F. Shore, D. Romero y A. J. García-Fernández. (2007). “Organochlorine residues in booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) and goshawk (*Accipiter gentilis*) eggs from southeastern Spain”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(11): 2373-2378.
- Mills P. A., J. H. Onley y R. A. Gunther. (1963). “Rapid method for chlorinated pesticides in nonfatty foods”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 46, pp. 186-191.
- Mills, P. K. y R. Yang. (2003). “Prostate cancer risk in California farm workers”, *The Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 45(3): 249-258.
- Mineau, P. (2005). “Patterns of bird species abundance in relation to granular insecticide use in the Canadian prairies”, *Ecoscience*, 12(2): 267-278.
- Montoya, M. A. (2001). “Tratamiento de las intoxicaciones por plaguicidas: Aspectos terapéuticos”, en O. Rivero, P. Rizo, G. Ponciano y G. Oláiz (eds.), *Daños a la salud por plaguicidas*. México: El Manual Moderno, pp. 145-170.
- Pérez, A. y C. Landeros. (2009). “Agricultura y deterioro ambiental”, *Elementos*, núm. 73, pp. 19-25.
- Real Academia Española. (1992). *Diccionario de la lengua española*, tomo II, 21ª edición. Madrid: Espasa Calpe.
- Sánchez-Barbudo, I. S., P. R. Camarero y R. Mateo. (2012). “Intoxicaciones intencionadas y accidentales de fauna silvestre y doméstica en España:

- Diferencias entre comunidades autónomas”, *Revista de Toxicología*, núm. 29, pp. 20-28.
- Sandmeyer, U. (1981). “Schnelle untersuchung von milch auf chlorierte kohlenwasserstoffe mittels automatischer gel-chromatographie”, *Deutsche Lebensmittel-Rundschau*, núm. 77, pp. 175-178.
- Shaw, G. M., V. Nelson, D. M. Iovannisci, R. H. Finnell y E. J. Lammer. (2003). “Maternal occupational chemical exposures and biotransformation genotypes as risk factors for selected congenital anomalies”, *American Journal of Epidemiology*, 157(6): 475-484.
- Smyth, R. J. (1972). “Detection of hexachlorobenzene residues in dairy products, meat fat and eggs”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 55, pp. 806-808.
- Solomon, J. (1979). “Sample cleanup and concentration apparatus for the determination of chlorinated hydrocarbon residues in environmental samples”, *Analytical Chemistry*, núm. 51, pp. 1861-1863.
- Specht, W. y M. Tillkes. (1980). “Gaschromatographische bestimmung von rückständen an pflanzenbehandlungsmitteln nach cleanup über gel-chromatographie und mini-kieselgel-säule-chromatographie”, *Fresenius’ Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 301, pp. 300-307.
- Steinwandter, H. (1982). “Contribution to silica gel application in pesticide residue analysis. III. An on-line method for extracting and isolating chlorinated hydrocarbon pesticides and polychlorinated biphenyls (PCB’s) from milk and dairy products”, *Fresenius’ Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 312, pp. 342-345.
- Stickel, L. F. (1986). “Pesticide residues in birds and mammals”, en C. A. Edwards (ed.), *Environmental pollution by pesticides*. Londres: Plenum Press, pp. 254-311.
- Stijve, T. y E. Brand. (1977). “A rapid, low cost, small scale clean-up, method for the determination of organochlorine pesticide residues in fats and oils”, *Deutsche Lebensmittel Rundschau*, núm. 2, pp. 41-43.
- Stijve, T. y E. Cardinale. (1975). “Rapid determination of chlorinated pesticides, polychlorinated biphenyls and a number of phosphated insecticides in fatty foods”, *Mitteilungen aus Lebensmitteluntersuchung und Hygiene*, núm. 65, pp. 131-150.
- Suzuki, T., K. Ishikawa, N. Sato y K. Sakai. (1979). “Determination of chlorinated pesticide residues in foods. III. Simultaneous analysis of chlorinated pesticide and phthalate esters residues by using AgNO₃ coated florasil colum chromatography for cleanup of various samples”, *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 62, pp. 689-694.

- Szymczynski, G. A. y S. M. Waliszewski. (1982). "A method for the determination of chlorinated pesticides in human semen", *Journal of Andrology*, núm. 3, pp. 149-150.
- Telling, G. M., D. J. Sissons y H. W. Brinkman. (1977). "Determination of organochlorine insecticide residues in fatty foodstuffs using a cleanup technique based on a single column of activated alumina", *Journal of Chromatography*, núm. 137, pp. 405-423.
- Vallejo, M. C. (1992). "Toxicidad de los plaguicidas y su impacto en la salud", *Los plaguicidas en América Latina, Colección: Salud, ambiente y desarrollo*, tomo II. Bogotá, Colombia: Ministerio de Salud, pp. 103-128.
- Vega, S. (1985). *Evaluación epidemiológica de riesgos causados por agentes químicos ambientales: Generalidades. I*. México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud/Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud.
- Viersino, B., M. T. Van der Venne, H. Vissers y C. C. R. Euraton-Ispra. (1971). "Comparison of some cleanup columns for residue analysis of chlorinated and phosphorus-containing pesticides", *Journal of Association of Official Analytical Chemists*, núm. 54, pp. 147-149.
- Viveros-Ruiz, A. D. (2001). "Herbicidas", en L. Albert (ed.), *Curso básico de toxicología ambiental*. México: Uteha Noriega Editores, pp. 289-302.
- Waliszewski, S. M. (1981). "Bestimmung von rückständen von triazophos (hostathion) in rapssamen", *Fresenius' Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 306, pp. 401-402.
- . (2001). "Determinación de plaguicidas y sus metabolitos en muestras ambientales y biológicas", en O. Rivero, P. Rizo, G. Ponciano y G. Oláiz (eds.), *Daños a la salud por plaguicidas*. México: El Manual Moderno, pp. 75-85.
- Waliszewski, S. M. y K. N. Waliszewski. (1986a). "Gas-chromatographic determination of acephate, Methamidophos and terbufos in tobacco", *Fresenius' Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 325, p. 395.
- . (1986b). "Gas-chromatographic determination of triazofos (hostathion) in garlic", *Fresenius' Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 325, p. 393.
- . (1988). "GC determination of dichlofluanid (euparen) residues and its metabolite dimethylphenylsulfamide (DMSA) in strawberries", *Fresenius' Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 331, pp. 528-529.
- . (1992). *Simple and rapid determination of organophosphorus and carbamate pesticide residues*, Fourth Annual Meeting of the International Society for Environmental Epidemiology, Cuernavaca, Morelos, México, p. 163.

- Waliszewski, S. M. y M. Rezepczynski. (1980). "Bestimmung von rückständen von organochlorinsecticiden im boden. I. Bestimmung von alfa-, beta-, gamma-, delta-, epsilon-HCH und HCB", *Fresenius' Zeitschrift für Analytische Chemie*, núm. 301, pp. 301-320.
- Waliszewski, S. M., G. A. Szymczynski y Z. Rogowska. (1985). "Rapid and low cost method for monitoring determination of selected chlorinated pesticides in food mixture", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 34, pp. 518-526.
- Waliszewski, S. M., V. T. Pardío, K. N. Waliszewski y J. N. Chantiri. (1997). "Low cost monitoring method for organophosphorus and carbamate pesticide residues determination", *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, núm. 13, pp. 41-45.
- Wells, D. E. y S. J. Johnstone. (1977). "Method for the separation of organochlorine residues before gas-liquid chromatographic analysis", *Journal of Chromatography*, núm. 140, pp. 17-28.
- Wheeler, W. B., R. L. Edelstein y N. P. Thompson. (1983). "Extraction of pesticide residues from plants", en J. Miyamoto, P. C. Kearney, R. Greenhalgh y N. Drescher (eds.), *Pesticide chemistry, human welfare and the environment*. Estados Unidos: Pergamon Press, pp. 49-54.
- Wilburn, S. (2002). "Protecting patients and staff from pesticides", *American Journal of Nursing*, 102(9): 128.
- Yáñez, L., M. D., Ortiz y F. Díaz-Barriga. (2001). "Marcadores de exposición y daño en poblaciones expuestas a plaguicidas", en O. Rivero, P. Rizo, G. Ponciano y G. Oláiz (eds.), *Daños a la salud por plaguicidas*. México: El Manual Moderno, pp. 129-144.

Capítulo IX

Metales pesados en ecosistemas costeros y cocodrilos

*César Cedillo-Leal
Eugenia Cienfuegos-Rivas
Armando H. Escobedo-Galván*

Introducción

Los ecosistemas acuáticos como lagunas costeras, manglares, estuarios y humedales dulceacuícolas son considerados los ecosistemas más productivos del planeta. Su alta productividad está relacionada con la disponibilidad de diferentes nutrientes que provienen principalmente de los ríos y los escurrimientos. Uno de los ecosistemas acuáticos más importantes son los humedales, los cuales son de vital importancia al ofrecer diferentes beneficios económicos y ecológicos. Entre los beneficios económicos destaca el abastecimiento de agua tanto en calidad como en cantidad, ya que los humedales aportan el 90% del agua de consumo humano. Asimismo, la pesca de diferentes especies de peces y crustáceos que utilizan estos ecosistemas como áreas de crianza, alimentación y reproducción, es otro de los beneficios en términos económicos. La agricultura se ve beneficiada por estos ecosistemas ya que retienen nutrientes y por el mantenimiento de las capas freáticas. En los últimos años uno de los mayores beneficios ha sido el derivado del ecoturismo en zonas costeras a nivel mundial.

En cuanto a los beneficios ecológicos, los ecosistemas de manglar destacan como zonas de amortiguamiento contra las inundaciones. Otro aspecto muy importante es su función como biofiltros, por lo que se les conocen como los riñones del medio ambiente al realizar la purificación del agua mediante la retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes que provienen de las descargas urbanas, industriales y agrícolas. Se conoce que algunos humedales son capaces de disminuir las concentraciones de nitratos hasta en 80%. También tienen la capacidad de absorber metales pesados y algunos compuestos orgánicos. Las aguas de los humedales son de corriente lenta, lo cual permite que algunos patógenos sean consumidos por organismos del ecosistema.

Actualmente las actividades humanas, en particular la contaminación, es una de las principales amenazas que presentan los ecosistemas acuáticos como consecuencia de la mala planificación del desarrollo urbano, industrial y agrícola-ganadero principalmente. Pesticidas, herbicidas, organoclorados, fertilizantes, metales pesados y derrames petroleros han generado un impacto negativo alterando las funciones vitales de los ecosistemas acuáticos y a la flora y fauna que habitan en ellos. Algunos estudios han señalado que los ecosistemas acuáticos dañados tardan varios años en recuperarse y probablemente tenga consecuencias irreversibles o una pérdida total del mismo (Duke *et al.*, 2007). Sin embargo es difícil estimar el nivel de contaminación (capacidad de carga) que tolera un ecosistema, así como el nivel de daño que produce. Muchos contaminantes, entre ellos los metales pesados son persistentes y presentan un efecto negativo. En la flora y la fauna, el mayor efecto que tienen es la bioacumulación y su entrada en la cadena trófica. La contaminación por metales pesados ha repercutido en una disminución de la capacidad de los humedales para actuar como fuentes confiables y limpias de agua. Se estima que el costo económico anual por la contaminación de los humedales es de 16,000 millones de dólares.

En cuanto a la flora y la fauna, la ingesta de metales pesados depende de sus necesidades ecológicas, el metabolismo del individuo y el nivel de contaminación que presente el agua, el sedimento y el alimento. Los organismos acuáticos tienen la capacidad de acumular los metales pesados en sus tejidos y órganos en concentraciones superiores a las de su medio acuático, por lo cual se pueden utili-

zar como indicadores biológicos (Kalisivska *et al.*, 2004; Saha *et al.*, 2006). Los organismos contaminados por metales pesados pueden presentar alteraciones reproductivas, causando una disminución en la fecundidad, la fertilidad, mutaciones y una alta mortalidad, que a largo plazo podrían representar una baja de ejemplares de todas las edades y tallas, destacando los reproductores (Semlitsch *et al.*, 2000; Matson *et al.*, 2006).

Los metales pesados se bioacumulan en los organismos, dependiendo de su posición dentro de la cadena trófica; comúnmente son absorbidos por varias vías y fijados en la grasa corporal de los organismos causando algún tipo de afectación a largo plazo. En algunos otros casos los metales pesados pueden pasar de una generación a otra por vía materna (madre-cría). Este proceso de bioacumulación tiene mayor impacto en los organismos que se encuentran en el final de la cadena trófica, como las aves rapaces, peces, mamíferos (Aulerich *et al.*, 1973; Kubiak *et al.*, 1989; Colborn, 1991; Hoffman *et al.*, 1993; Giesy *et al.*, 1994) y especialmente en animales de gran longevidad como las tortugas y los cocodrilos (Bishop *et al.*, 1991). En el presente capítulo se presenta una revisión sobre los efectos de metales pesados en ecosistemas costeros y sus implicaciones y consecuencias sobre poblaciones de cocodrilos, como indicadores de salud ambiental.

La contaminación en ecosistemas acuáticos

Los ecosistemas acuáticos están siendo dañados por diferentes acciones, entre las que destacan la contaminación por metales pesados tales como: arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg) y plomo (Pb), entre otros. La presencia de estos contaminantes está relacionada principalmente con las actividades antropogénicas, entre las que destacan la industria que mediante la fabricación, manipulación y desecho de diferentes herramientas, pinturas y accesorios producen partículas y vertidos que terminan en los cuerpos de agua. Otra fuente de contaminación importante para los ecosistemas acuáticos son los desechos urbanos como aceites comestibles, restos de pinturas y aerosoles, principalmente, los cuales son vertidos por las cañerías de los hogares hasta llegar a estos ecosistemas. Los vehí-

culos también aportan una cantidad importante de metales pesados al ambiente por medio del humo (partículas), la gasolina y los aceites de motor que son tirados en las calles y que por medio de escorrentías llegan a los ecosistemas acuáticos. La agricultura y ganadería, aunque en menor cantidad, también aportan contaminación por medio de fertilizantes, abonos sintéticos, herbicidas, plaguicidas que se aplican a las plantas. En el caso del ganado, los productos que se aplican como insecticidas y antibióticos que por medio de filtración y escorrentías terminan depositados en los cuerpos de agua superficiales y subterráneos.

Los metales pesados se pueden clasificar en dos grupos: a) los esenciales, que son necesarios para un crecimiento normal de los organismos, pero tóxicos si se excede en cantidades; éstos pueden estar unidos a proteínas o metaloproteínas como las hemoglobinas y hemocianinas (Das *et al.*, 2003), y b) los no esenciales, los cuales no tienen ninguna función biológica en los organismos y son altamente tóxicos (Das *et al.*, 2003). En general su persistencia, su acumulación y su transferencia representan una amenaza para los ecosistemas y la salud de los organismos vivos. Los metales pesados no esenciales como el Cd, Cr y Pb son extremadamente tóxicos ya que son solubles en agua y los organismos los absorben, asimilan y acumulan fácilmente ya sea por exposición o almacenamiento. Por otro lado, tienden a combinarse con las enzimas antioxidantes e inhibir su funcionamiento ocasionando incremento en el estrés oxidativo celular (Villeda-Hernández *et al.*, 2001; Soltaninejad *et al.*, 2003). En consecuencia, altas concentraciones de estos elementos pueden causar trastornos en la salud mediante daños fisiológicos o neuronales graves. Los metales pesados no esenciales al entrar en los ecosistemas acuáticos, una parte se mezclan con el agua y otra es depositada en los sedimentos donde es absorbida y acumulada por los diferentes microorganismos, macroinvertebrados bentónicos y plantas acuáticas, y es aquí donde inicia la bioacumulación en la cadena trófica.

Los metales pesados resultan perjudiciales para la fauna acuática, ya que al entrar a su organismo se fijan y bioacumulan en varios órganos y tejidos, donde interfieren en diferentes funciones fisiológicas mediante inhibición, bloqueo o destrucción de enzimas. Alteraciones en el comportamiento natatorio, el retardo de mudas en los crustáceos, las alteraciones a nivel del grupo hemo, el sistema

nervioso central, a nivel renal, cardiovascular hepático, así como alteraciones en el crecimiento, daños y alteraciones en el aparato reproductor, son algunos de los trastornos asociados a la presencia de metales pesados.

Contaminación en suelo, sedimentos, vegetación y microorganismos

Sedimentos

Actualmente la mayor cantidad de metales en los sedimentos es de origen antropogénico (Clements y Ress, 1997; Márquez *et al.*, 2000). La caracterización de los sedimentos en los ecosistemas acuáticos permite conocer las condiciones de las concentraciones de contaminantes y su efecto en los procesos físicos, químicos y biológicos del medio acuático (Concalves *et al.*, 1990; Dassenakis *et al.*, 1997); por lo cual la calidad de los sedimentos es un importante indicador de la contaminación de los ecosistemas acuáticos (Santos-Bernejo *et al.*, 2003).

La entrada de los metales pesados en los sedimentos es un problema serio para los ecosistemas acuáticos, debido a que estos metales se disuelven en el agua y se precipitan fijándose y concentrándose en los sedimentos por medio de condiciones fisicoquímicas (Lu *et al.*, 2005), para después entrar a la cadena trófica por medio de las plantas y otros organismos acuáticos por medio de su ingesta, siendo ésta una de las principales fuentes para adquirir metales pesados (Lu *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2005).

En los sedimentos los metales tardan miles de años en reducir su volumen, ya que no se pueden degradar. Las características del sedimento pueden aumentar o reducir la toxicidad de los metales pesados; también la distribución de los metales y su disponibilidad está controlada por las propiedades intrínsecas del metal y las características del suelo.

Algunos estudios han permitido determinar que las concentraciones de metales pesados (cobre, zinc, plomo y cadmio) detectadas en sedimentos son tres veces mayores que las detectadas en agua (Deacon y Driver, 1999). Metales pesados como el hierro, cobre y zinc son normales en los ecosistemas acuáticos, pero una concentra-

ción elevada resulta tóxica debido a su capacidad de bioacumulación (Wang *et al.*, 2005). Las concentraciones altas de metales pesados en sedimentos impactan directamente a la calidad de los alimentos (plantas y animales), ya que de éstos se desprenden los metales a la cadena trófica hasta llegar a los humanos (Gulson *et al.*, 1996).

Microorganismos

Los microorganismos incluyen diferentes formas de vida, las cuales comparten características similares en tamaño (aproximadamente 200 μm). Estos organismos incluyen procariotas (bacterias y arqueas) y eucariotas (algas, hongos y protozoarios). La presencia de metales pesados en los sedimentos puede modificar la flora bacteriana (Montuelle *et al.*, 1994) y cuando la descarga es permanente, sólo algunos organismos desarrollan mecanismos de resistencia a los contaminantes (Anisimova *et al.*, 1993; Montuelle *et al.*, 1994). En algunos estudios se ha observado que existe una relación entre la resistencia de esta flora a los metales y a los antibióticos (Backey y Olson, 1986; Timoney *et al.*, 1982).

En algunos casos las microalgas son utilizadas como indicadoras de contaminación ambiental por metales pesados en los ecosistemas acuáticos. Algunos factores que afectan el desarrollo de las microalgas son la cantidad de luz, las fuentes de nitrógeno, oxígeno, fosfato, silicio, los metales traza y vitaminas. El hierro es el metal más importante en las microalgas; lleva a cabo varias funciones importantes en cuanto a la actividad de varias enzimas (Lewandowska y Kosakowka, 2004; Leynaert *et al.*, 2004); en las reacciones de oxidación-reducción, está directamente involucrado en la asimilación del nitrógeno y participa en la síntesis de pigmentos fotosintéticos; también participa de manera importante en la síntesis del citocromo (Sulzberger *et al.*, 1989). Una escasez de hierro causa clorosis en las microalgas (Kudo y Harrison, 1997), así como sensibilidad a la foto inhibición (Van Oijen *et al.*, 2004) y afecta al fitoplancton al reducir su tasa de división diaria y su biomasa (Wilhem, 1995).

Los hongos son microorganismos que desempeñan un papel importante en el ciclo de los bioelementos de los ecosistemas acuáticos. Algunos hongos son consumidos por otros organismos ya que son un recurso natural con un alto valor nutricional (De Román y

De Miguel, 2005); por lo que la acumulación de metales pesados en ellos representa un riesgo para la salud de los organismos que lo consumen (Sesli y Tuzen, 1999). Las micorrizas son asociaciones simbióticas mutualistas que se establecen entre un hongo y una planta, donde el hongo ayuda a la absorción de nutrientes minerales y la planta le brinda compuestos carbonados derivados de la fotosíntesis; los hongos también sirven como una protección sobre diferentes patógenos, entre ellos los metales pesados (Azcon-Aguilar *et al.*, 2002; Ruiz-Lozano, 2003; Van Tichelen *et al.*, 2001).

Los hongos micorrícicos tienen efectos amortiguadores y protectores sobre las diferentes partes de la plantas con los metales pesados; por ejemplo, en los tejidos aéreos se ha demostrado una protección frente al aluminio (Cumming y Ning, 2003), cadmio (Rivera-Becerril *et al.*, 2002), cesio (Berreck y Haselwandter, 2001), cobre (Griffioen *et al.*, 1994), magnesio (Malcová *et al.*, 2003), estroncio (Entry *et al.*, 1999), uranio (Rufyikiri *et al.*, 2002) y zinc (Bi *et al.*, 2003). Este efecto protector se debe a que estos hongos inmovilizan el metal en el micelio (pared celular) (Joner *et al.*, 2000), en las vesículas, a nivel intracelular y en los gránulos de polifosfato (Rausser y Ackerley, 1987; Turnau *et al.*, 1993; Weiresbye, 1999). Existen algunos factores que aumentan o disminuyen la captación de los metales pesados por parte de los hongos, como por ejemplo las propiedades inherentes del hongo, la capacidad que tenga la planta para captar y absorber el metal pesado.

Se han publicado diferentes estudios donde se ha visto la capacidad de los hongos para concentrar metales pesados. Díaz y colaboradores (1996) usaron individuos de la especie *Aspegillus flavus* y dos de la especie *A. fuminatus*, las cuales presentaron una resistencia al plomo, cobre, zinc y a la plata, pero fueron afectadas por arsénico, cadmio y mercurio. Estos resultados comprueban que estos hongos pueden ser utilizados como indicadores de contaminación por metales pesados.

Vegetación

Los metales pesados que se encuentran en los sedimentos pasan a las plantas por medio de la absorción y es en este momento cuando los metales se incorporan a la cadena trófica. La contaminación de

metales pesados en las plantas también se puede registrar por medio del agua o aire, dependiendo del tipo de planta. La principal entrada de los metales pesados en las plantas acuáticas es la raíz, ya que es el órgano que asimila los nutrientes provenientes del medio, para después ser transportados hacia los tallos y hojas de las plantas (Peijnenburg *et al.*, 2003; Vardanyan *et al.*, 2006).

La contaminación por metales en las hojas produce alteraciones y daños graves en los cloroplastos y mitocondrias, alterando los procesos de fotosíntesis y la respiración de la planta. En el helecho acuático *Azolla pinnata* se han registrado varias alteraciones, como una disminución en la clorofila y proteínas, así como una disminución en el peso seco y un incremento en la permeabilidad de los tejidos (Sarkar y Jana, 1986). En otras plantas se ha observado la presencia de aberraciones (células meristemáticas con micronúcleos) por contaminación de mercurio (Panda *et al.*, 1998). También llegan a producir cambios en el metabolismo y la regulación celular hasta llegar a producir la muerte de la planta.

El zinc y el cobre, aunque son elementos esenciales y de fácil absorción por las raíces, en concentraciones altas producen efectos tóxicos a nivel celular (Aubert y Pinta, 1977). El cadmio, cromo y plomo son metales no esenciales para las plantas, siendo tóxicos en concentraciones bajas ($Cr > 0.2$ y $Pb > 30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; Liu *et al.*, 2007).

Uno de los principales metales que dañan a las plantas es el mercurio, el cual tiene un efecto tóxico en todos los organismos acuáticos. Diversos autores han estudiado su tolerancia y sus efectos en diferentes plantas acuáticas. Por ejemplo, Jana (1988) observó los efectos del mercurio en tres especies de plantas acuáticas: *Hydrilla verticillata*, *Eichhornia crassipes* y *Oedogonium aerolatum*, donde tuvieron una acumulación de 4.21, 3.35 y 2.79 mol/g peso seco, respectivamente. Ramos y colaboradores (2000) estudiaron la contaminación de metilmercurio en *E. crassipes*, buchón de agua, donde observaron que este metal se concentra más en el invierno (110-1,217 $\mu\text{g}/\text{Kg}$) que en el verano (7.6-16.2 $\mu\text{g}/\text{Kg}$) bioacumulando el 2% de este metal en tallos y hojas y el 1% en las raíces. En el año 2002 se observó algo similar al realizar un experimento haciendo crecer el buchón de agua en solución Hoagland diluida con 1 ppm de mercurio; como resultado se observó una mayor acumulación en la raíz (16 ppm) y en menor cantidad en los brotes (0.20 ppm). Estas concentraciones tuvieron su mayor nivel

a los 16 días de haber sido expuesta la planta (Riddle *et al.*, 2002). Göthberg y colaboradores (2004) reportaron que *Ipomoea aquatica* presentó mayor tolerancia y concentración de mercurio en las raíces que en los brotes, determinando que los nutrientes promueven la acumulación de metales en varias partes de la planta.

Posada y Arroyave (2006) realizaron un experimento con la planta acuática *Lemma minor*; donde probaron los efectos de cuatro dosis de mercurio (0.01, 0.10, 1.0 y 10.0 mg/l de Hg), obteniendo como resultado que las primeras dos dosis no reflejaron ninguna alteración en el crecimiento de las plantas; pero las dosis más altas reflejaron una marcada alteración en las plantas, presentando debilidad, coloración blanca y verde pálido producida por una deficiencia en la síntesis de clorofila, alterando la capacidad de fotosíntesis y por consecuencia el crecimiento normal de las plantas.

En los manglares la contaminación por metales pesados depende de la fuente, las condiciones físico-químicas como: pH, salinidad, materia orgánica potencial redox y la cantidad de lomo y arcilla en los sedimentos; estas variables influyen directamente en la movilidad de los metales pesados, ya sea dejándolos biodisponibles o inmobilizados en sedimentos (Clark *et al.*, 1998; Silva *et al.*, 2006).

Los manglares cuando se encuentran en óptimas condiciones físico-químicas presentan una sedimentación alta, la presencia de microambientes oxigenados en la rizósfera y altas concentraciones de sulfuros; son catalogados como saneadores ambientales y retenedores de metales pesados (Lacerda *et al.*, 1999; Machado *et al.*, 2002); sin embargo, si los manglares se encuentran en malas condiciones, la retención de metales pesados disminuiría, esto a su vez provocaría que estos metales biodisponibles se acumulen en los microorganismos acuáticos (Machado *et al.*, 2002). Una mayor acumulación de metales en las raíces de los manglares sugiere que éstos presentan mecanismos de regulación o exclusión de la translocación de metales.

Normativa nacional e internacional: límites máximos permisibles

En México la normatividad ambiental data del año 1972, cuando el Gobierno federal creó la Subsecretaría de Mejoramiento Ambien-

tal, la cual atendía los problemas de contaminación producida por las industrias y vehículos (Meave y Carabias, 2005). Una década después, en 1982 se conformó la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (Sedue); además, en ese mismo año se promulgó la Ley Federal de Protección al Ambiente (Semarnat, 2013). Fue en 1988 cuando se creó la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), la cual fue la base de la política ambiental en México (Semarnat, 2013). Esta última ley estableció principalmente los aspectos básicos para la prevención y control de la contaminación, así como el control en el manejo de los residuos peligrosos, las fuentes de contaminación y sanciones administrativas para quienes violen la ley (Micheli, 2002).

En 1992 aparecieron el Instituto Nacional de Ecología (INE) y la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), organismos encargados de elaborar la normatividad ambiental y de vigilar su aplicación (Meave y Carabias, 2005). En 1994 se integraron los sectores forestales, agua, pesquero y medio ambiente, para dar lugar a la creación de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap). Años después, en el 2000 se separó el sector pesquero y se conformó la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), la cual ayudaría en la disminución de la contaminación y pérdida de los ecosistemas y su biodiversidad (Semarnat, 2013). Actualmente esta dependencia regula algunas normas para la protección del ambiente.

La normatividad ambiental en México se deriva de las diferentes leyes, reglamentos y normas, las cuales encuentran su base en la Constitución Política mexicana. Las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) son las encargadas de regular y proporcionar la información, los requisitos, las especificaciones, los procedimientos y la metodología necesaria para establecer los parámetros de evaluación para evitar el riesgo a la población, la fauna y el medio ambiente. Por lo que se considera un instrumento jurídico para hacer cumplir las diferentes especificaciones que determinan las autoridades pertinentes (Gobierno federal).

Existen diversas normas y leyes en materia ambiental en México, de las cuales podemos destacar las siguientes:

1. NOM-001-Semarnat-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
2. NOM-002-Semarnat-1996. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano y municipal.
3. NOM-242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba.

De acuerdo con las normas mexicanas, un metal pesado es aquel elemento que tiene un peso atómico entre 63 y 208; una gravedad específica mayor a 4.0, y que por su naturaleza presenta una gran reactividad y que dependiendo de su concentración, su forma química o la acumulación en los organismos, puede causar efectos indeseables en el metabolismo. Asimismo, definen como límite máximo la cantidad establecida de aditivos (metales pesados, metaloides, plaguicidas, entre otros) que no deben excederse en los alimentos, bebidas o materia prima.

A nivel internacional, las políticas ambientales tuvieron su inicio en la década de los setenta del siglo pasado en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano en 1972, conocida como la Conferencia de Estocolmo, donde se planteó el daño causado por el hombre en concreto al planeta y su impacto directamente en la salud. En esta reunión se declararon varios principios, destacando cuatro. El primero menciona que los recursos naturales deben preservarse para generaciones futuras. Segundo, los recursos renovables deben cuidarse. Tercero, las descargas de sustancias tóxicas y emisión de calor al ambiente deben hacerse en cantidades reguladas para poder neutralizarlas y así evitar el daño a los ecosistemas. Cuarto, se deben destinar recursos para la conservación y mejoramiento del medio ambiente (Asamblea General de las Naciones Unidas, 1972a). Además se creó el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (Asamblea General de las Naciones Unidas, 1972b). Otro evento importante en materia de medio ambiente se registró en Río de Janeiro, donde se llevó a cabo la Conferencia sobre Medio Ambiente y el Desarrollo en 1992, conocida como Cumbre de la Tierra; en ésta se establecieron tres acuerdos y 27 principios, donde desta-

ca que los Estados deben promulgar leyes eficaces sobre el medio ambiente, y que deben fomentar políticas demográficas adecuadas (Organización de las Naciones Unidas, 1997).

A nivel internacional la Unión Europea y Estados Unidos tienen normas y leyes en materia ambiental muy estrictas y las cuales en muchos casos sirven de referencia para varios países, incluido México. Entre ellas se encuentran las siguientes:

1. Número 1881/2006 (CE) (Unión Europea). Reglamento de la Comisión, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. A 19 de diciembre de 2006.
2. 2008/105/CE (Unión Europea). Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo. Relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/513/CEE, 84/156/CEE, 89/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por las que se modifica la directiva 2000/60/CE.
3. EPA 815-F-00-007 (Estados Unidos). Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable.

Las normas tanto mexicanas como internacionales marcan límites máximos permisibles de los contaminantes (metales pesados) en agua (cuadro 1) y alimentos (cuadro 2). Basados en diferentes criterios según cada país. Estos límites máximos permisibles (LMP) son principalmente para los metales no esenciales, aunque también mencionan metales que son esenciales y que pueden ser dañinos en concentraciones altas para los organismos y el medio ambiente.

Cuadro 1

Límites máximos permisibles de metales pesados para diferentes tipos de agua en México, Unión Europea y Estados Unidos

Normas-reglamentos	Agua (mg/l)				
	Cadmio	Cromo	Cobre	Mercurio	Plomo
NOM-001-Semarnat-1996 ¹	0.1	0.5	4.0	0.005	0.2
NOM-002-Semarnat-1996 ¹	0.5	0.5	10	0.01	1.0
NOM.127-SSA1-1994 ¹	0.05	-	2.0	0.001	0.01
2008/105/CE ² (µg/l)	0.08	-	-	0.05	7.2
EPA-815-F-00-007 ³	0.005	0.1	1.3	0.002	0.015
EPA-822-Z-99-001 ⁴ (µg/l)	4.3	16	13	1.4	65

¹ Norma Mexicana; ²Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo. *Diario Oficial de la Unión Europea*; ³Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable. United States Environmental Protection Agency (EPA); ⁴National recommended water quality criteria-correction. United States Environmental Protection Agency (EPA).

Cuadro 2

Límites máximos permisibles (LPM) de metales pesados en alimentos de consumo humano (peces, crustáceos y moluscos) en México y Unión Europea

Normas-reglamentos	Peces, crustáceos y moluscos (mg/kg)			
	Arsénico	Cadmio	Mercurio	Plomo
NOM-242-SSA1-2009 ¹	80.0	0.5-2.0	0.5-1.0	0.5-1.0
Número 1881/2006 (CE) ²	-	0.05-1.0	0.5	0.3-1.5

¹ Norma Mexicana; ²Reglamento de la Comisión. *Diario Oficial de la Unión Europea*.

Los metales pesados no esenciales (cadmio, mercurio y plomo) son considerados de los mayores agentes tóxicos de los ecosistemas y para el hombre, donde destacan la facilidad para transportarse grandes distancias a través del viento y del agua, la persistencia que tienen en el medio ambiente, la bioacumulación en organismos y los efectos adversos que causan en el hombre y el medio ambiente.

Sin lugar a duda la contaminación de metales pesados en los ecosistemas y alimentos es un problema a nivel mundial, que hoy en día está siendo atendido por diferentes instancias nacionales e

internacionales por medio de la creación de leyes, reglamentos y normas para controlar su uso, procesamiento y destino. Los metales que más atención tienen a nivel mundial son el Cd, Hg y Pb, ya que presentan características adecuadas para poder tener una fácil transportación en el medio ambiente, una alta persistencia, una fácil bioacumulación y un efecto negativo en los seres vivos interfiriendo en sus funciones fisiológicas vitales; por lo cual están catalogados como importantes agentes peligrosos y tóxicos. Por lo anterior, se debe tener especial atención en todos los temas relacionados con estos metales, ya que al contaminar los ecosistemas terrestres y acuáticos son fijados en los sedimentos y absorbidos por plantas y animales, subiendo progresivamente no sólo en la cadena trófica sino también en los niveles de concentración en los diferentes organismos (plantas y animales), hasta llegar al ser humano, donde al acumularse en cantidades mayores pueden ocasionar importantes problemas de salud.

Efecto de metales pesados en vertebrados. ¿Qué sabemos hasta ahora?

Los metales pesados son sustancias tóxicas que generan algún tipo de alteración o daño al medio ambiente y a los seres vivos. Dentro de los metales pesados los no esenciales como cadmio, cromo, mercurio y plomo son los más peligrosos, ya que no cumplen ninguna función biológica en los seres vivos. Estos metales no esenciales tienden a interactuar negativamente con los metales esenciales en el organismo, principalmente compitiendo por los sistemas de transporte y disminuyendo la concentración efectiva del metal esencial, activan receptores de membrana desencadenando reacciones en cadena, reemplazan y reaccionan con grupos funcionales de los metales esenciales en las biomoléculas alterando su funcionamiento. Al tener todas estas interacciones causan un estrés oxidativo produciendo HO (radical oxidrilo), el cual provoca daños en las proteínas, los ácidos nucleicos, los lípidos de membrana, en concreto causa daños metabólicos que pueden ser irreversibles, causando mutación y llevar hasta la muerte. La captación y la toxicidad de los metales pesados en los organismos acuáticos están influenciadas por su concentración, el tiempo de exposición y los factores medioambien-

tales. La acumulación de los metales afecta en diferentes niveles a los organismos acuáticos según el tipo de especie, tamaño, madurez sexual, variación estacional, hábito alimenticio, nivel trófico, calidad de agua y contaminación ambiental. La mayoría de los metales pesados son de fácil fijación en los tejidos musculares y adiposos de los animales. Algunos estudios han evaluado la presencia de metales pesados en diferentes partes del cuerpo, como el tejido muscular, cardíaco, hepático, renal, grasa, sangre y huevos, con algunas alteraciones reproductivas e incremento de la mortalidad de varias especies (De Lang *et al.*, 1973). A continuación presentamos una breve revisión del efecto de los metales pesados en vertebrados.

Peces

Otros organismos propensos a la contaminación de metales pesados son los peces, lo cuales al representar varios niveles dentro de la cadena trófica son excelentes indicadores de contaminación de metales pesados. El contenido de metales pesados en los peces depende de su posición en la cadena trófica y de sus hábitos alimenticios principalmente; siendo los peces detritívoros y depredadores los que presentan mayor concentración de metales.

Los metales pesados entran al organismo de los peces por tres vías. La primera son las branquias (vía más directa e importante). La segunda vía es a través de la ingesta de alimento. La tercera vía es por medio de la superficie corporal (Amundsen *et al.*, 1997). Los metales pesados llegan a los peces al entrar a la cadena trófica de la siguiente manera: capa biológica>sedimento>invertebrados>peces (Deacon y Diver, 1999). Las concentraciones de metales pesados que se encuentran en el agua suelen acumularse en las branquias de los peces por medio de un contacto directo y pasan a los riñones al fluir la sangre desde las branquias a la arteria carótida, que es la que aporta sangre a este órgano.

Los metales pesados pueden ocasionar alteraciones a nivel celular principalmente mediante la inhibición en la síntesis del ADN (ácido desoxirribonucleico), la formación de carcinogénicos (Norseth, 1979), inhibición del ARN (ácido ribonucleico) polimerasa (Sunderman, 1977), la supresión del proceso mitótico, la inducción de la rup-

tura cromosómica (Norseth, 1979) y la interferencia de la síntesis de hemoglobina, lo cual altera la concentración de enzimas en la sangre (Valkovic, 1980).

Los metales pesados se acumulan en diferentes órganos del cuerpo según su nivel de acción. El zinc se acumula principalmente en las branquias cuando la vía de absorción es el agua, pero también se puede acumular en el hígado, en menos cantidades en riñón, hueso y músculo (Camusso *et al.*, 1995). El zinc interviene en la síntesis del ADN, los procesos inmunes, las curaciones de las heridas, percepción del sentido del gusto, la síntesis de espermias y el desarrollo físico normal de los peces (Cousillas, 2007). Una deficiencia de zinc causa daños oxidativos en los componentes celulares (Sullivan *et al.*, 1980; Tate *et al.*, 1999).

El cobre se acumula en el hígado pero se ha encontrado también en riñón, branquias y músculo (Robinson y Avenant-Oldewage, 1997). El cobre interviene en la absorción de hierro y en la síntesis de hemoglobina en los organismos, por lo que su metabolismo está relacionado con las variaciones de las concentraciones corporales (Cousillas, 2007).

El cromo, aunque es un elemento natural de los ecosistemas, llega a ser tóxico cuando se encuentra como cromo trivalente (cromo III) y hexavalente (cromo VI). El cromo III es un elemento esencial para los organismos, promoviendo la acción de la insulina, mientras que el cromo VI es de origen antropogénico (ATSDR, 1999). Este metal se acumula en peces que se alimentan del fondo, como es el caso de los bagres.

El cadmio ha sido registrado en riñón, aunque también se ha detectado en hígado, branquias y músculo. La acumulación de cadmio en los riñones de los peces depende de la intensidad, el tiempo de exposición y del estado óptimo de la función de excreción renal (Ramírez, 2002).

El plomo tiene preferencia por acumularse en hígado y branquias cuando la absorción es vía acuática, y se acumula en hueso, riñón y músculo cuando es por otras vías; también se puede encontrar en la superficie de los huevos de los peces pero no en los embriones (Hodson *et al.*, 1978). El plomo es un metal altamente tóxico que entra al organismo por el tracto gastrointestinal. El 90% del plomo absorbido por el cuerpo se fija en los huesos, pasando por el torrente

sanguíneo y los tejidos. El plomo afecta la síntesis de hemoglobina, el tiempo de vida de las células rojas y el sistema nervioso central y periférico. También afecta los riñones alterando sus funciones y produciendo aminociduria, glucosuria e hiperfosfaturia. El mercurio es transformado por los peces en metilmercurio hasta en un 40%, el cual es altamente tóxico, se fija en el tejido muscular y adiposo de los peces para así poder seguir en la cadena trófica hasta llegar al ser humano (Ramos *et al.*, 2000). El mercurio es el metal más tóxico en los ecosistemas, en los peces provoca alteraciones en los epitelios branquiales y dérmicos hasta ocasionar la muerte.

La mayoría de los autores coinciden en que el hígado es un órgano de acumulación de los metales pesados. El riñón actúa como un filtro para los metales aunque también los puede retener; las branquias son un órgano que al estar expuesto de manera directa con el agua es la primera barrera y por lo cual tiene la capacidad para retener los metales pesados. El músculo de los peces no tiende a acumular gran cantidad de metales pesados, por lo que no ejerce un papel tan importante en la detección de éstos.

Aves

Las aves acuáticas desde hace años han sido empleadas para monitorear la contaminación por metales pesados (Furness y Camphuysen, 1997), y por lo tanto se utilizan como bioindicadores ambientales. Las concentraciones de metales pesados en las aves no sólo dependen de la contaminación ambiental sino también de factores como la composición de la dieta, la intensidad y la exposición en zonas de aprovechamiento y algunos aspectos fisiológicos (Norheim, 1987; Elliot *et al.*, 1992). La respuesta metabólica a los metales pesados es más eficiente en aves sanas que en aves en mala condición o enfermas (Debacker *et al.*, 2000).

El mercurio y el plomo tienen un mayor impacto en las aves acuáticas. Estos metales al bioacumularse en las aves a largo plazo causan efectos negativos subletales o letales en las diferentes poblaciones (Thompson *et al.*, 1992; Gochfeld, 1997). Esto es similar a lo encontrado en cormoranes del delta del Ebro (España), quienes presentaron los niveles más altos de mercurio (6.5 ppm) de varias especies muestreadas (Arcos *et al.*, 2002). Los cormoranes presentan

una alta capacidad para bucear y esto les permite acceder a consumir especies bentónicas y peces, los cuales poseen mayor concentración de mercurio en su organismo (Arcos *et al.*, 2002). El mercurio es un metal altamente tóxico para las aves marinas (Spalding *et al.*, 1994). Un estudio realizado en *Ardea occidentalis* demostró que concentraciones hepáticas de mercurio mayores a 6 ppm causaron malnutrición y mortalidad (Spalding *et al.*, 1994). Zililioux y colaboradores (1993) mencionaron que concentraciones hepáticas de mercurio a partir de 1 y 2 ppm causaron muerte embrionaria y lesiones cerebrales.

Algunas aves acuáticas se alimentan de materias vegetales duras como las semillas, y animales con exoesqueleto, lo cual hace que ingieran gastrolitos de manera normal, éstos sirven para triturar sus alimentos (Mateo *et al.*, 2006). Es común que las aves acuáticas consuman perdigones de plomo al confundirlos con los gastrolitos, causando daños al organismo (Mateo y Guitart, 2000; Mateo *et al.*, 2000). En las aves el mejor indicador de contaminación por plomo son los huesos; sin embargo, la sangre refleja una contaminación reciente por el metal (Mateo *et al.*, 2003a).

Las intoxicaciones agudas por plomo en las aves causan un alto porcentaje de mortalidad y las intoxicaciones crónicas alteran el éxito reproductivo, el comportamiento y la respuesta inmune (Mazliah *et al.*, 1989; Burger y Gochfeld, 2000; Fair y Ricklefs, 2002), alteraciones en el aparato circulatorio, sistema nervioso, riñones y aparato digestivo (Mateo *et al.*, 1998; Mateo *et al.*, 2003a; Rodríguez *et al.*, 2010). Franson (1996) registró concentraciones dañinas en sangre de falcónidos: intoxicación subclínica (10/150 $\mu\text{g}/\text{dL}$), los cuales causan descenso de la actividad de la enzima δ -ALAD; intoxicación clínica (mayor a 100 $\mu\text{g}/\text{dL}$) causa debilidad, anemia, pérdida de peso, diarrea e incoordinación motora, e intoxicación letal (mayor a 500 $\mu\text{g}/\text{dL}$ causa un porcentaje considerable de muertes). Los flamencos también son aves que han sufrido contaminación por plomo, generando una disminución considerable de algunas poblaciones (Ramo *et al.*, 1992; Mateo *et al.*, 1997). Mateo y colaboradores (2001) encontraron que un alto porcentaje (80%) de las aves muertas en los humedales españoles (*Oxyura* sp.) tenían más de 20 $\mu\text{g}/\text{dl}$ de plomo en el hígado. Martínez-Haro y colaboradores (2011) mencionaron que en los humedales españoles el 19% de los ánades azulones cap-

turados presentaron un nivel mayor a 20 $\mu\text{g}/\text{dl}$, presumiblemente por ingesta de perdigones.

En la actualidad los estudios con heces de aves acuáticas han aportado información importante sobre el consumo de plomo (por medio de perdigones) (Martínez-Haro *et al.*, 2010), permitiendo determinar la procedencia de este metal mediante el estudio de los isótopos estables, así como evaluar biomarcadores como las porfirinas (excretadas vía biliar y renal) las cuales ayudan a conocer los efectos adversos en estas aves (Mateo *et al.*, 2004, 2006; Martínez-Haro *et al.*, 2011b, 2013). La intoxicación por plomo mediante perdigones es la principal causa de muerte de las aves acuáticas (asociadas a zonas de cacería) en Europa (Svanberg *et al.*, 2006; Taggart *et al.*, 2009), por lo que se estima que este tipo de contaminación afecta cerca de un millón de aves de 17 especies diferentes (Mateo, 2009).

Crocodilianos

Las especies del orden *Crocodylia*, al ser longevas y los máximos depredadores en los ecosistemas acuáticos, son excelentes indicadores de la contaminación por metales pesados y otros contaminantes del medio ambiente. Lo anterior es atribuido a la biomagnificación en la cadena trófica (Heaton-Jones *et al.*, 1997), siendo propensos a mostrar los efectos de los contaminantes del medio ambiente (Brisbin *et al.*, 1998). En los últimos años se ha demostrado que la contaminación ambiental puede afectar a varias especies de crocodilianos que viven en hábitats alejados y remotos de las poblaciones humanas y esto debido a su sensibilidad a la contaminación atmosférica (Brisbin *et al.*, 1998). Si bien pueden existir diferencias geográficas y específicas de las especies de crocodilianos en la sensibilidad a los contaminantes, algunos estudios científicos han indicado que la exposición de estos animales a los contaminantes ambientales puede presentar un riesgo sutil pero significativo a largo plazo a las poblaciones de las zonas contaminadas (Thorbjarnarson, 1992; Gibbons *et al.*, 2005).

Existen diferentes estudios sobre contaminación por metales pesados en crocodilianos, siendo el lagarto americano *Alligator mississippiensis* la especie más estudiada, principalmente por la contaminación por mercurio. La mayoría de estos estudios están enfocados

en determinar las concentraciones en diferentes tejidos y órganos del cuerpo. Existen estudios sobre la contaminación durante el proceso de anidación (huevos); sin embargo, por las características de los crocodilianos es complicado observar los efectos de los metales pesados a corto plazo y es muy difícil realizar bioensayos con estas especies para conocer su tolerancia a los diferentes metales, ya que la mayoría de ellas se encuentran bajo algún estatus de protección.

El primer estudio sobre contaminación de metales pesados en crocodilianos fue realizado por Beck (1956), quien determinó los niveles de cobre en hígado de *Crocodylus johnsoni*. Algunos autores han mencionado la presencia de diferentes metales pesados en otras especies de crocodilianos. Vermeer y colaboradores (1974) reportaron la presencia de mercurio en hígado y cerebro de caimanes en América del Sur. Décadas más tarde, Lance y colaboradores (1995) realizaron un estudio en el Refugio de Vida Silvestre Rockefeller en Louisiana, donde recolectaron muestras de sangre de *A. mississippiensis* para detectar la presencia de zinc y compararla con otras muestras de reptiles; estos autores mencionaron que hubo una gran divergencia entre las especies de reptiles debido a que presentaron niveles parecidos de este metal. Un año después se publicó un estudio realizado entre 1985 y 1992 en Brasil, donde determinaron el estado y las amenazas de seis especies de caimanes (*Caiman crocodilus crocodilus*, *C. yacare*, *C. latirostris*, *Melanosuchus niger*, *Palaeosuchus palpebrosus* y *P. trigonatus*) provenientes de una región minera, mediante el análisis de tejido y carne de 227 ejemplares. Se tuvieron como resultados que 18% de los caimanes presentaron plomo por debajo de las 10 ppb, el 33.5% contenía entre 10 a 500 ppb, el 34.4% entre 500 a 2000 ppb y 14% contenía más de 2,000 ppb. Los autores propusieron realizar investigaciones sobre este tema en diferentes países donde las poblaciones de crocodilianos estén cercanas a las regiones donde se extrae el oro (Brazaitis *et al.*, 1996).

En Florida se realizó un estudio en *A. mississippiensis* donde se detectó la presencia de mercurio en todo el cuerpo, siendo el hígado y riñones los que mayor concentración presentaron (Heaton-Jones *et al.*, 1997). A finales de la década de 1990 se realizó un estudio para detectar la presencia de mercurio en carnes de *A. mississippiensis* provenientes de Louisiana (aquí se tiene uno de los programas más grandes de cosecha de caimanes de Estados Unidos). Este estudio

arrojó como resultado que la carne de estos caimanes no representaba un riesgo a la salud pública, ya que estaban por debajo de los niveles de acción de la FDA (U. S. Food and Drugs Administration) para el consumo humano de carne de pescado (Elsley *et al.*, 1999). Ese mismo año se publicó un estudio donde se evaluaron los niveles de plomo en la cola y los osteodermos de ejemplares de *C. johnsoni* que habían sido expuestos al plomo desde los años cincuenta del siglo pasado en el Parque Nacional de Kakadu, Australia; dando como resultado una alta concentración de este metal en las partes analizadas (Twining *et al.*, 1999). Duvall y Barron (2000) realizaron un estudio donde evaluaron el nivel probabilístico de riesgo que presenta el mercurio para las especies acuáticas superiores en la cadena trófica en Florida. Los autores concluyeron que *A. mississippiensis* es la especie que presenta mayor riesgo de contaminación por mercurio. Jeffree y colaboradores (2001) realizaron en el mismo sitio y con las mismas partes del cuerpo, pero analizaron la presencia de diferentes metales pesados en ejemplares de distintos tamaños (1.70 a 5.0 m). Ellos encontraron que las concentraciones de magnesio y titanio disminuyeron conforme aumentaba el tamaño del ejemplar y los niveles de selenio y zinc aumentaron conforme el ejemplar era de mayor tamaño. Un estudio realizado en la región del Amazonas, Brasil, para detectar la presencia de mercurio en dos especies de caimanes, *M. niger* y *C. crocodilus*, demostró que ambas especies tenían concentraciones de las más altas registradas para crocodilianos hasta la fecha reportadas.

Las concentraciones de metales pesados durante la anidación, específicamente en huevos de crocodilianos, han sido registradas por varios autores. Ogden y colaboradores (1974) realizaron un estudio en dos localidades de la Florida (Everglades y Bahía) para detectar la presencia de metales pesados (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) en huevos de *A. mississippiensis*. Los autores observaron que la contaminación con mercurio es un problema para las poblaciones de caimanes y otras especies acuáticas en la Florida. Años más tarde, Phelps y colaboradores (1986) realizaron un estudio donde analizaron huevos de *Crocodylus niloticus* provenientes de Zimbawe para detectar la presencia de metales pesados (cadmio, mercurio, plomo, selenio y zinc); los resultados muestran que las concentraciones más altas fueron las de mercurio y plomo. En el caso particular del cocodrilo

de pantano, *Crocodylus moreletii*, Rainwater y colaboradores (2002) reportaron la presencia de mercurio en huevos fértiles de ocho nidos en tres localidades del norte de Belice. Estos autores mencionaron que la presencia de mercurio en los huevos es indicador de que las hembras, los embriones y las crías están expuestos a este metal.

Algunos estudios mencionan algunos efectos de los metales pesados sobre crocodilianos. Heaton-Jones y colaboradores (1994) encontraron mercurio en las vías visuales y los ojos del *A. mississippiensis* en el sur de la Florida. El mercurio estaba presente en la mayoría de las capas de la retina y del nervio óptico, lo cual indicó que el sistema visual se ve afectado por este contaminante y puede repercutir en la supervivencia de los individuos. Camus y colaboradores (1998) reportaron concentraciones de plomo en tejido de ejemplares de *A. mississippiensis* de un año de edad, los cuales presentaron letargo, anorexia, pérdida de peso y disminución del crecimiento antes de su muerte. Los animales eran alimentados con nutrias de tierra, donde encontraron fragmentos de balas de plomo. Otro estudio importante fue realizado en huevos no eclosionados de *A. mississippiensis*; los autores encontraron concentraciones de 10 diferentes metales en el cascarón y en la masa de albúmina de los huevos, lo cual puede ser un indicador de que la contaminación por estos metales afectó la fertilidad de dichos huevos (Stonebumery y Kushlan, 1984).

En un estudio realizado en el lagarto chino *Alligator sinensis* se encontraron concentraciones de diferentes metales en la cáscara de los huevos, la membrana y el contenido del huevo (Xu *et al.*, 2006). La contaminación en los huevos puede ser atribuible a que las hembras utilizan los huevos como un medio para reducir las concentraciones de metales en su organismo. Esto ha sido observado en otras especies como tortugas marinas (Sakai *et al.*, 1995, 2000; Burger y Gibbons, 1998) y aves (Burger y Gocheffeld, 1991). Algunos autores han mencionado que la contaminación con metales pesados es la causa de que diferentes especies de crocodilianos presenten distintas enfermedades, alteraciones y muerte, como es el caso de *C. niloticus* en el Río Olifants, África (Swanepoel *et al.*, 2000).

Hasta la fecha sólo se han realizado dos estudios para conocer la presencia de metales pesados en crocodilianos en México. Trillanes y colaboradores (2014) realizaron un estudio para conocer las concentraciones de metales pesados en escudetes caudales de *C. moreletii*

en cautiverio y en vida libre en el sur del país (fig. 1). Estos autores encontraron que todos los ejemplares presentaron concentraciones de arsénico, plomo, mercurio y níquel. Buenfil-Rojas y colaboradores (2015) estudiaron las concentraciones de cadmio y mercurio en el plasma sanguíneo y los escudetes caudales de ejemplares de *C. moreletii*, provenientes de Río Hondo, frontera de México y Belice (fig. 1). Éste es el primer estudio de metales en plasma sanguíneo de crocodilianos. Estos autores mencionaron que la presencia de estos metales en el plasma fue por una exposición reciente. Mientras que las concentraciones de estos metales en los escudetes caudales variaron dependiendo de la talla de los cocodrilos, siendo los adultos los que menor concentración de cadmio presentaron y juveniles los que mayor concentración de mercurio registraron.

Aunque existen diversos estudios de la contaminación con metales pesados en crocodilianos, la mayoría se enfocan en conocer el nivel de concentración y son escasos los estudios donde se menciona alguna alteración en la especie. Se conoce que los órganos de mayor fijación para metales son el hígado y el riñón, lo cual indica que la mayoría de los metales entran por el tipo de alimentación. Las alteraciones más notorias se dan en la etapa de anidación, donde se presume que la infertilidad de los huevos, malformaciones y poco éxito de eclosión puede estar asociado a la contaminación por metales pesados y plaguicidas; aunado a esto, también se ha observado que exposiciones crónicas a los diferentes metales llegan a causar alteraciones irreversibles y mortales en los ejemplares expuestos. Como se observó en los estudios mencionados, la contaminación por mercurio es considerada como la amenaza ambiental más importante en los ecosistemas acuáticos y para los organismos que lo habitan. Sin embargo, es necesario realizar más estudios relacionados principalmente con los efectos que pueden causar los metales pesados en el funcionamiento fisiológico de los crocodilianos.

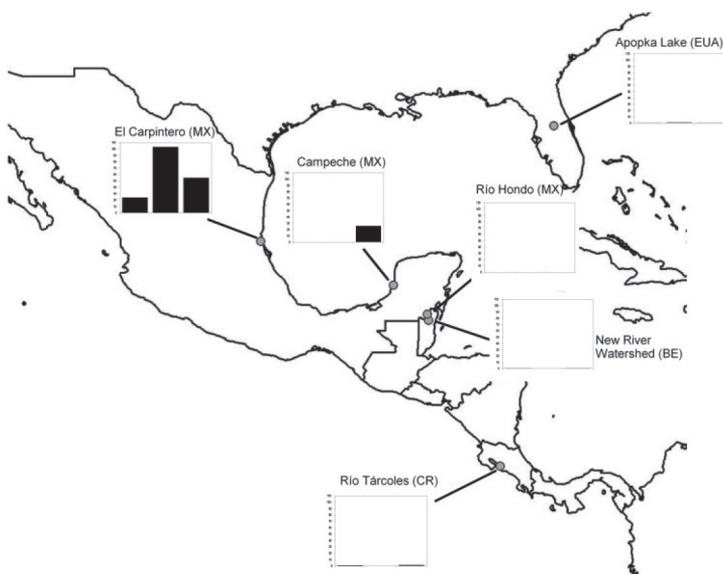


Figura 1. Concentración de cadmio (barra izquierda), cromo (barra del centro) y plomo (barra derecha) en tejido muscular de diferentes especies de crocodilianos. La unidad de medida es mg kg^{-1} . Los gráficos están a escala, por lo cual aquellos en los que la barra no se observa es que presentan concentraciones menores a 1 mg kg^{-1} .

Contaminación por metales pesados en huevos de crocodilianos

La anidación es uno de los periodos del ciclo reproductivo de los crocodilianos que tiene mayor impacto para la supervivencia de las especies, por lo cual se le considera la etapa más vulnerable de su vida (Mazzotti, 1989). El sitio de anidación y el material de construcción determinan aspectos como la temperatura de incubación, desempeño biológico, la proporción sexual de las crías (Valenzuela y Janzen, 2001; Doody *et al.*, 2006), el éxito de la nidada y la supervivencia (Casas-Andreu, 2003).

Ogden y colaboradores (1974) realizaron dos estudios con huevos de *A. mississippiensis*; el primero en los Everglades de la Florida para analizar la presencia de arsénico y mercurio. El segundo al este de la Bahía de la Florida para analizar la presencia de arsénico, cadmio, cobre, plomo, mercurio y zinc (fig. 1). En ambos estudios se encontró que la contaminación por mercurio es un problema para

las poblaciones de crocodilianos, aves y peces de la Florida. Stonebumery y Kushlan (1984) realizaron un estudio sobre la presencia de metales pesados en huevos no eclosionados de *A. mississippiensis* en los Everglades en 1980. Concluyendo que se encontraron 10 metales pesados tanto en los cascarones como en la masa de albúmina de huevo. De igual forma, Phelps y colaboradores (1986) analizaron los huevos de *C. niloticus* para cadmio, plomo, mercurio, selenio y zinc en diferentes partes de Zimbawe, obteniendo como resultados que las concentraciones de mercurio en el Río Sengwa fueron más altas que en las demás localidades, concluyendo que los niveles de plomo fueron más elevados en las zonas que presentaron roca granito.

Guillette y colaboradores (1994) mencionaron que la contaminación con un xenobiótico estrogénico en las poblaciones silvestres alteraría potencialmente el desarrollo sexual embrionario y posteriormente el éxito reproductivo de *A. mississippiensis*. También mencionaron que estos compuestos trabajan a diferentes niveles biológicos, desde una modificación de la capa androgenia de la gónada hasta la mortalidad de los huevos y adultos. Semenza y colaboradores (1997) mencionaron que aparte del dicloro difenil tricloroetano (DDT), existen otras dos potentes toxinas reproductoras que pueden estar asociadas a las anomalías de los huevos y embriones de lagartos, así como a la disminución de la población de lagartos en el Lago Apopka, Estados Unidos, en 1980. Estas toxinas son el dibromocloropropano (DBCP) y el dibromuro de etileno (EDB), los cuales fueron utilizados como pesticida y nematocida agrícola en la Florida.

En el caso particular del cocodrilo de pantano *C. moreletii*, Rainwater y colaboradores (2002) registraron la presencia de mercurio en huevos fértiles de ocho nidos en tres localidades del norte de Belice. Los resultados de los diferentes estudios antes mencionados sobre contaminación con metales pesados sugieren que los crocodilianos son un buen bioindicador de la contaminación de los ecosistemas a largo plazo.

En México hay escasez de trabajos enfocados en la contaminación presente en crocodilianos. En la actualidad existen sólo tres trabajos sobre contaminación en *C. moreletii*, todos realizados en el sur de México; recientemente se está terminando un trabajo en la zona costera de Tamaulipas (fig. 1). Dos de estos trabajos están enfocados en la contaminación con metales pesados, además de un estudio rea-

lizado sobre concentraciones residuales de plaguicidas organoclorados y policlorobifenilos con la concentración de hormonas sexuales en Campeche (González-Jáuregui *et al.*, 2012).

Conclusión

Por todo lo anterior podemos concluir que la contaminación con metales pesados de los ecosistemas acuáticos es de suma importancia, ya que afecta significativamente la calidad y cantidad de agua y alimento que proporcionan, repercutiendo directamente en los servicios ecológicos y económicos que brindan a la población humana. El recurso agua es vital para la humanidad tanto en el ámbito gubernamental como en el socioeconómico a nivel mundial, siendo inconcebible plantear el crecimiento y desarrollo de ciudades, estados o países. La contaminación del agua es un problema latente y de importancia mundial, ya que al verter diferentes sustancias tóxicas en los ecosistemas acuáticos, la calidad del agua se ve afectada significativamente.

Los tratamientos de aguas residuales con plantas acuáticas han sido utilizados en las últimas décadas gracias a su bajo costo y que ayudan a minimizar la contaminación por metales pesados de manera natural en los ecosistemas acuáticos. Las plantas macrófitas son las más utilizadas por la facilidad de acumular metales pesados, aunado a que tienen un impacto mínimo en los ecosistemas donde se aplican. El agua proveniente de estos tratamientos representa un beneficio importante para la población, ya que permite su reutilización en diferentes actividades y ayuda a reducir el consumo de agua potable por parte de la población.

La contaminación por metales pesados afecta la salud de diferentes especies vegetales y animales que habitan en estos ecosistemas. Debido a su capacidad de bioacumularse en los organismos, afectando la fisiología de los mismos, principalmente inhibiendo, bloqueando o alterando algunas funciones básicas de cada especie, como el crecimiento y la reproducción hasta causar la muerte, lo cual podría llevar a impactar negativamente las poblaciones de estas especies afectando el equilibrio de los ecosistemas acuáticos.

Particularmente los crocodilianos, al ser los depredadores tope y tener algunas características que les permiten bioacumular una mayor cantidad de contaminantes, representan un indicador importante para conocer la contaminación de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, actualmente los estudios están enfocados en conocer las concentraciones de metales pesados en ellos, mas no en conocer las consecuencias o alteraciones a mediano y largo plazos que tendría esta contaminación en la salud de las poblaciones de cocodrilos y por ende en las poblaciones de otros organismos que cohabitan con él. Es importante mencionar que la contaminación por mercurio es considerada como la amenaza ambiental más importante en los ecosistemas acuáticos y para los organismos que los habitan, principalmente los crocodilianos. Es necesario llevar a cabo más estudios relacionados principalmente con los efectos que pueden causar los metales pesados en el funcionamiento fisiológico de los cocodrilos.

La contaminación de metales pesados en los ecosistemas acuáticos y los alimentos que éstos proveen a las poblaciones humanas está siendo regulada por diferentes instituciones nacionales e internacionales por medio de la creación de leyes, reglamentos y normas para controlar su uso, procesamiento y destino. Sin embargo, muchas veces aunque existen estas instituciones no se controlan o disminuye la contaminación, por lo cual es de suma importancia aplicar fuertemente las leyes o normas creadas para minimizar la contaminación.

En general, actualmente es difícil encontrar un ecosistema acuático sin algún tipo de contaminación debido a las diferentes formas que tienen los contaminantes de entrar a estos ecosistemas. Es cierto que las autoridades tratan de atender lo mejor posible las contingencias ambientales por contaminación, pero no está siendo suficiente debido al crecimiento acelerado de la población humana y las industrias, lo cual conlleva a un aumento significativo de contaminación en diferentes ecosistemas, principalmente los acuáticos. Por lo que las técnicas de tratamientos de agua fungen como una alternativa adecuada y económica para remediar un poco el problema que enfrentan estos ecosistemas.

Agradecimientos

Este capítulo forma parte de la tesis de doctorado del primer autor, por lo cual agradecemos al Conacyt por la beca de estudios de posgrado otorgada (beca número 377278) y al Programa de Posgrado en Ecología y Manejo de Recursos Naturales del Instituto de Ecología Aplicada de la Universidad Autónoma de Tamaulipas por el apoyo para realizar los estudios de posgrado.

Referencias bibliográficas

- Alexander, B. H., H. Checkoway, C. van Netten, C. H. Muller, T. G. Ewers y J. D. Kaufman. (1996). "Semen quality of men employed at a lead smelter", *Occupational and Environmental Medicine*, núm. 53, pp. 411-416.
- Amundsen, P. A., F. J. Staldvik, A. A. Lukin, N. A. Kashulin, O. A. Popova y Y. S. Reshetnikov. (1997). "Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia", *The Science of the Total Environment*, núm. 201, pp. 211-224.
- Anisimova L., T. Siunova y A. Boronin. (1993). "Resistance to metals gram negative bacteria isolated from sewage and soils of industrial regions", *Microbiology*, núm. 62, pp. 505-508.
- Arcos, J. M., X. Ruiz, S. Bearshop y R. W. Furness. (2002). "Mercury levels in seabirds and their fish prey at the Ebro Delta (NW Mediterranean): The role of trawler discards as a source of contamination", *Marine Ecology Progress Series*, núm. 232, pp. 281-290.
- Asamblea General de las Naciones Unidas. (1972a). *Disposiciones institucionales y financieras para la cooperación internacional en lo relativo al medio ambiente, resolución 2997*. Suiza.
- . (1972b). *Declaración de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano. Estocolmo del 5 al 16 de junio de 1972*. Suiza.
- ATSDR. (1999). *Toxicological profile for lead*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Aubert, H. y M. Pinta. (1977). *Trace elements in soils: Development in soil science*. Holanda: Elsevier Scientific Publishing.
- Aulerich, R. J., R. K. Ringer y S. Iwamoto. (1973). "Reproductive failure and mortality in mink fed on Great Lakes fish", *Journal of Reproduction and Fertility (Suppl.)*, núm. 19, pp. 365-376.

- Azcón-Aguilar, C., M. C. Jaizme-Vega y C. Calvet. (2002). "The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to the control of soil-borne plant pathogens", en S. Gianinazzi, H. Schuepp, J. M. Barea y Haschwandter (eds.), *Mycorrhizal Technology in Agriculture*. Alemania: Birkhauser Verlag, pp. 187-197.
- Barkay, T. (1987). "Adaptation of aquatic microbial communities to Hg²⁺ stress", *Applied and Environmental Microbiology*, núm. 52, pp. 2725-2732.
- Beck, A. B. (1956). "The copper content of the liver and blood of some vertebrates", *Australian Journal of Zoology*, núm. 4, pp. 1-18.
- Berreck, M. y K. Haselwandter. (2001). "Effect of the arbuscular mycorrhizal symbiosis upon uptake of cesium and other cations by plants", *Mycorrhiza*, núm. 10, pp. 275-280.
- Bi, Y., X. Li y P. Christie. (2003). "Influence of early stages of arbuscular mycorrhiza on uptake of zinc and phosphorus by red clover from a low phosphorus soil amended with zinc phosphorus", *Chemosphere*, núm. 50, pp. 831-837.
- Bishop, C. A., R. J. Brooks, H. Carey, P. Ng, R. J. Norstrom y D. R. Lean. (1991). "The case for cause-effect linkage between environmental contamination and development in eggs of the common snapping turtle (*Chelydra s. serpentina*) from Ontario, Canada", *Journal of Toxicology and Environmental Health*, núm. 33, pp. 594-596.
- Brazaitis, P., G. H. Rebêlo, C. Yamashita, E. A. Odierna y M. E. Watanabe. (1996). "Threats to Brazilian crocodilian populations", *Oryx*, núm. 30, pp. 275-284.
- Brisbin, I. L., C.H. Jago, K. F. Gaines y J. C. Gariboldi. (1998). "Environmental contaminants as concerns for the conservation biology of crocodilians", *Proceedings of the 14th Working meeting of the Crocodile Specialist Group of the SSC of the IUNC - The World Conservation Union*. Gland, Suiza.
- Buenfil-Rojas, A. M., T. Álvarez-Legorreta y J. R. Cedeño-Vázquez. (2015). "Metals and metallothioneins in Morelet's Crocodile (*Crocodylus moreletii*) from a transboundary River between Mexico and Belize", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 68, pp. 265-273.
- Burger, J. y J. W. Gibbons. (1998). "Trace elements in egg contents and egg shells of slider turtles (*Trachemys scripta*) from the Savannah River Site", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 34, pp. 382-386.
- Burger, J. y M. Gochfeld. (1991). "Cadmium and lead in common terns (Aves: *Sterna hirundo*): relationship between levels in parents and eggs", *Environmental Monitoring and Assessment*, núm. 16, pp. 253-258.

- . (2000). “Effects of lead on birds (*Laridae*): A review of laboratory and field studies”, *Journal of Toxicology and Environmental Health B Crit. Rev.*, núm. 3, pp. 59-78.
- Camus, A. C., M. M. Mitchell, J.F. Williams y P. L. H. Jowett. (1998). “Elevated lead levels in farmed American alligators *Alligator mississippiensis* consuming nutria *Myocastor coypus* meat contaminated by lead bullets”, *Journal of the World Aquaculture Society*, núm. 29, pp. 370-376.
- Camusso, M., L. Viganò y R. Balestrini. (1995). “Bioconcentration of trace metals in rainbow trout: A field study”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, núm. 31, pp. 133-141.
- Casas-Andreu, G. (2003). “Ecología de la anidación de *Crocodylus acutus* (Reptilia: *Crocodylidae*) en la desembocadura del río Cutzamala, Jalisco, México”, *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)*, núm. 89, pp. 111-127.
- Clark, M. W., D. McConchie, D. W. Lewis y P. Saenger. (1998). “Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia*-dominated mangrove sediments: A geochemical model”, *Chemical Geology*, núm. 149, pp. 147-171.
- Clements, W. H. y D. E. Riss. (1997). “Effects of heavy metals on prey abundance, feeding habits and metal uptake of brown trout in the Arkansas River Colorado”, *Transactions of the American Fisheries Society*, núm. 126, pp. 774-785.
- Colborn, T. (1991). “Epidemiology of great lakes bald eagles”, *Journal of Toxicology and Environmental Health*, núm. 33, pp. 395-454.
- Cousillas, A. (2007). *Informe toxicológico. Anteproyecto avanzado Muelle Multipropósitos*. HYTSA Estudios y Proyectos S. A.
- Cumming, J. R. y J. Ning. (2003). “Arbuscular mycorrhizal fungi enhance aluminum resistance of broomsedge (*Andropogon virginicus* L.)”, *Journal of Experimental Botany*, núm. 54, pp. 1447-1459.
- Das, K., V. Debacker, S. Pillet y J. Bouquegneau. (2003). “Heavy metals in marine mammals”, en J. G. Vos, G. D. Bossart, M. Fournier y T. J. O’Shea (eds.), *Toxicology of Marine Mammals*. Londres: Taylor & Francis.
- Dassenakis, M., M. Scoullou y A. Gaitis. (1997). “Trace metals transport and behaviour in the Mediterranean estuary of Acheloos river”, *Marine Pollution Bulletin*, núm. 34, pp. 103-111.
- De Román, M. y A. M. De Miguel. (2005). “Post-fire, seasonal and annual dynamics of the ectomycorrhizal community in a *Quercus ilex* L. forest over a 3-year period”, *Mycorrhiza*, núm. 15, pp. 471-482.
- Deacon, J. R. y N. E. Driver. (1999). “Distribution of trace elements in streambed sediment associated with mining activities in the up-

- per Colorado River Basin, Colorado, USA, 1995-96”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 37, pp. 7-18.
- Debacker, V., T. Jauniaux, F. Coignoul y J. M. Bouquegneau. (2000). “Heavy metals contamination and body condition of wintering guillemots (*Uria aalge*) at the Belgian coast from 1993 to 1998”, *Environmental Research*, pp. 310-317.
- DeLong, R. L., W. G. Gilmartin y J. G. Simpson. (1973). “Premature births in California sea lions: association with high organochlorine pollutant residue levels”, *Science*, núm. 181, pp. 1168-1169.
- Díaz, G., C. Azcón-Aguilar y M. Honrubia. (1996). “Influence of arbuscular mycorrhiza on heavy metals (Zn and Pb) uptake and growth of *Lygeum spartum* and *Anthyllis cytisoides*”, *Plant and Soil*, núm. 180, pp. 241-249.
- Doody, J.S., E. Guarino, A. Georges, B. Corey, G. Murray y M. Ewert. (2006). “Nest choice compensates for climate effects on sex ratios in a lizard with environmental sex determination”, *Evolutionary Ecology*, núm. 20, pp. 307-330.
- Duke, N. C., J. O. Meynecke, S. Dittmann, A. M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, K. Diele, K. C. Ewel, C. D. Field, N. Koedam, S. Y. Lee, C. Marchand, I. Nordhaus y F. Dahdouh-Guebas. (2007). “A world without mangroves?”, *Science*, núm. 317, pp. 41 y 42.
- Duvall, S. E. y M. G. Barron. (2000). “A screening level probabilistic risk assessment of mercury in Florida Everglades food webs”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, núm. 47, pp. 298-305.
- Elliot, J. E., A. M. Scheuhammer, F. A. Leighton y P. A. Pearce. (1992). “Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 22, pp. 63-73.
- Elsej, R. M., V. A. Lance y L. Campbell. (1999). “Mercury levels in alligator meat in South Louisiana”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 63, pp. 598-603.
- Entry, J. A., L. S. Watrud y M. Reeves. (1999). “Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fung”, *Environmental Pollution*, núm. 104, pp. 449-457.
- Fair, J. M. y R. E. Ricklefs. (2002). “Physiological, growth, and immune responses of Japanese quail chicks to the multiple stressors of immunological challenge and lead shot”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 42, pp. 77-87.
- Franson. J. C. (1996). “Interpretation of tissue lead residues in birds other than waterfowl”, en W. N. Beyer, G. H. Heinz y A. W. Redmon-Norwood (eds.), *Environmental Contaminants in Wildlife. Interpreting Tissue Concentrations*. Boca Raton: CRC Lewis Publ.

- Furness, R. W. y K. C. J. Camphuysen. (1997). "Seabirds as monitors of the marine environment", *ICES Journal of Marine Science*, núm. 54, pp. 726-737.
- Gibbons, J. W., D. E. Scott, T. J. Ryan, K. A. Buhlmann, T. D. Tuberville, B. S. Metts, U. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy y C. T. Winne. (2000). "The global decline of reptiles, déjà vu amphibians", *Bioscience*, núm. 50, pp. 653-666.
- Giesy, J. P., D. A. Verbrugge, R. A. Othout, W. W. Bowerman, M. A. Mora, P. D. Jones, J. L. Newsted, C. Vandervoort, S. N. Heaton, R. J. Aulerich, S. J. Bursian, J. P. Ludwig, G. A. Dawson, T. J. Kubiak, D. A. Best y D. E. Tillitt. (1994). "Contamination in fishes from Great Lake influenced sections and above dams of three Michigan rivers. II: Implication for health of mink", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 27, pp. 213-223.
- Gochfeld, M. (1997). "Spatial patterns in a bioindicator: Heavy metal and selenium concentration in eggs of Herring gulls (*Larus argentatus*) in the New York Bight", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 33, pp. 63-70.
- Gonçalves, E. P. R., R. A. R. Boaventura y C. Mouvet. (1990). "Sediments and aquatic mosses as pollution indicators for heavy metals in the Ave river basin (Portugal)", *Science of the Total Environment*, núm. 114, pp. 7-24.
- González-Jáuregui, M., C. Valdespino, A. Salame-Méndez, G. Aguirre-León y J. Rendón-von Osten. (2012). "Persistent organic contaminants and steroid hormones levels in Morelet's crocodiles from the Southern Gulf of Mexico", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 62, pp. 445-454.
- Göthberg, A., M. Greger, K. Holm y B. E. Bengtsson. (2004). "Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium, and lead in water spinach", *Journal of Environmental Quality*, núm. 33, pp. 1247-1255.
- Griffioen, W. A. J., J. H. Ietswaart y W. H. O. Ernst. (1994). "Mycorrhizal infection of an *Agrostis capillaries* population on a copper contaminated soil", *Plant and Soil*, núm. 158, pp. 83-89.
- Guillette, L. J. Jr., T. S. Gross, G. R. Masson, J. M. Matter, H. F. Percival y A. R. Woodward. (1994). "Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida", *Environmental Health Perspectives*, núm. 102, pp. 680-688.
- Gulson, B. L., K. J. Mizon, M. J. Korsch y D. Howarth. (1996). "Non-orebody sources are significant contributors to blood lead of some chil-

- dren with low to moderate lead exposure in a mayor mining community”, *Science of The Total Environment*, núm. 181, pp. 223-230.
- Heaton-Jones, T. G., B. L. Homer, D. L. Heaton-Jones y S. F. Sundlof. (1997). “Mercury distribution in American alligators (*Alligator mississippiensis*) in Florida”, *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, núm. 28, pp. 62-70.
- Heaton-Jones, T., D. S. Samuelson, D. Brooks, P. Lewis y M. Chisholm. (1994). “Mercury analysis in the eye and visual pathway of the American alligator”, *Investigative Ophthalmology & Visual Science*, núm. 35, p. 1514.
- Hodson, P.V., B. R. Blunt y D. J. Spry. (1978). “Chronic toxicity of waterborne and dietary lead to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Lake Ontario water”, *Water Research*, núm. 12, pp. 869-878.
- Hoffman, D. J., G. J. Smith y B. A. Rattner. (1993). “Biomarkers of contaminant exposure in common terns and black-crowned night herons in the Great Lakes”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, núm. 12, pp. 1095-1103.
- Jana, S. (1988). “Accumulation of Hg and Cr by three aquatic species and subsequent changes in several physiological and biochemical plant parameters”, *Water, Air, & Soil Pollution*, núm. 38, pp. 105-109.
- Jeffree, R. A., S. J. Markich y J. R. Twining. (2001). “Element concentrations in the esh and osteoderms of estuarine crocodiles (*Crocodylus porosus*) from the Alligator Rivers Region, Northern Australia: biotic and geographic effects”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 40, pp. 236-245.
- Joner, E. J., R. Briones y C. Leyval. (2000). “Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium”, *Plant and Soil*, núm. 226, pp. 227-234.
- Kalisinska, E., W. Salicki, P. Mystek, K. M. Kavetska y A. Jackowski. (2004). “Using the Mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in north-western Poland”, *Science of the Total Environment*, núm. 320, pp. 145-161.
- Kubiak, T. J., H. J. Harris, L. M. Smith, T. R. Schwartz, D. L. Stalling, J. A. Trick, L. Sileo, D. E. Docherty y T. C. Erdman. (1989). “Microcontaminants and reproductive impairment of the Forster’s tern on Green Bay, Lake Michigan-1983”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 18, pp. 706-727.
- Kudo, I. y P. J. Harrison. (1997). “Effect of iron nutrition on the marine cyanobacterium *Synechococcus* grown on different N sources and irradiances”, *Journal of Phycology*, núm. 33, pp. 232-240.

- Lacerda, L. D., M. G. Ribeiro Jr. y B. B. Gueiros. (1999). "Manganese dynamics in a mangrove mud flat tidal creek in SE Brazil", *Mangroves and Salt Marshes*, núm. 3, pp. 105-115.
- Lance, V. A., T. Cort, J. Masuoka, R. Lawson y P. Saltman. (1995). "Unusually high zinc concentrations in snake plasma, with observations on plasma zinc concentrations in lizards, turtles and alligators", *Journal of Zoology*, núm. 235, pp. 577-585.
- Lewandowska, J. y A. Kosakowska. (2004). "Effect of iron limitation on cells of the diatom *Cyclotella meneghiniana* Kützing", *Oceanologia*, núm. 46, pp. 269-287.
- Leynaert, A., E. Bucciarelli, P. Claquin, R. C. Dugdale, V. Martin-Jézéquel, P. Pondaven y O. Ragueneau. (1994). "Effect on iron deficiency on diatom cell size and silicic acid uptake kinetics", *Limnology and Oceanography*, núm. 49, pp. 1134-1143.
- Liu, J., Y. Y. Dong, H. Xu, D. Wang y J. Xu. (2007). "Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland", *Journal of Hazardous Materials*, núm. 147, pp. 947-953.
- Lu, X. Q., I. Werner y T. M. Young. (2005). "Geochemistry and bioavailability of metals in sediments from northern San Francisco Bay", *Environment International*, núm. 31, pp. 593-602.
- Machado, W., M. Moscatelli, L. G. Rezende y L. D. Lacerda. (2002). "Mercury, zinc, and copper accumulation in mangrove sediments surrounding a large landfill in southeast Brazil", *Environmental Pollution*, núm. 120, pp. 455-461.
- Malcová, R., J. Rydlová y M. Vosátka. (2003). "Metal-free cultivation of *Glomus* sp. BEG 140 isolated from Mn-contaminated soil reduces tolerance to Mn", *Mycorrhiza*, núm. 13, pp. 151-157.
- Márquez, A., W. Senior y G. Martínez. (2000). "Concentración y comportamiento de metales pesados en una zona estuarina de Venezuela", *Interciencia*, núm. 25, pp. 284-291.
- Martínez-Haro, M., J. Green y R. Mateo. (2011). "Effects of lead exposure on oxidative stress biomarkers and plasma biochemistry in waterbirds in the field", *Environmental Research*, núm. 111, pp. 530-538.
- Martínez-Haro, M., M. A. Taggart y R. Mateo. (2010). "Pb-Al relationships in waterfowl feces discriminate between sources of Pb exposure", *Environmental Pollution*, núm. 158, pp. 2485-2489.
- Martínez-Haro, M., M. A. Taggart, H. Lefranc, R. C. Martín-Doimeadiós, A. J. Green y R. Mateo. (2013). "Monitoring of Pb exposure in waterfowl ten years after a mine spill through the use of noninvasive sampling", *PlosOne*, núm. 8, pp. e57295.

- Martínez-Haro, M., M. A. Taggart, R. Martín-Doimeadios, A. J. Green y R. Mateo. (2011). "Identifying sources of Pb exposure in waterbirds and effects on porphyrin metabolism using non-invasive fecal sampling", *Environmental Science and Technology*, núm. 45, pp. 6153-6159.
- Mateo, R. (2009). "Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries", en R. T. Watson, M. Fuller, M. Pokras y W. G. Hunt (eds.), *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*. Boise, Idaho, Estados Unidos: The Peregrine Fund.
- Mateo, R. y R. Guitart. (2000). "The effects of grit supplementation and feed type on steel-shot ingestion in Mallards", *Preventive Veterinary Medicine*, núm. 44, pp. 221-229.
- Mateo, R., A. J. Green, C. V. Jeske, V. Urios y C. Gerique. (2001). "Lead poisoning in the globally threatened marbled teal and white-headed duck in Spain", *Environmental Toxicology and Chemistry*, núm. 20, pp. 2860-2868.
- Mateo, R., G. Castells, A. J. Green, C. Godoy y C. Cristòfol. (2004). "Determination of porphyrins and biliverdin in bile and excreta of birds by a single liquid chromatography-ultraviolet detection analysis", *Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life*, núm. 810, pp. 305-311.
- Mateo, R., J. C. Dolz, J. M. Aguilar-Serrano, J. Belliure y R. Guitart. (1997). "An outbreak of lead poisoning in Greater Flamingos *Phoenicopterus ruber roseus* in Spain", *Journal of Wildlife Diseases*, núm. 33, pp. 131-134.
- Mateo, R., J. Grífols, R. Molina, F. Martínez y R. Guitart. (1998). "Intoxicación en aves por ingestión de objetos de plomo", *Consulta de Difusión Veterinaria*, núm. 6, pp. 2014 y 2015.
- Mateo, R., M. A. Taggart, A. J. Green, C. Cristòfol, A. Ramis, H. Lefranc, J. Figuerola y A. A. Meharg. (2006). "Altered porphyrin excretion and histopathology of Greylag Geese (*Anser anser*) exposed to soil contaminated with lead and arsenic in the Guadalquivir Marshes, SW Spain", *Environmental Toxicology and Chemistry*, núm. 25, pp. 203-212.
- Mateo, R., R. Guitart y A. J. Green. (2000). "Determinants of lead shot, rice, and grit ingestion in ducks and coots", *Journal of Wildlife Management*, núm. 64, pp. 939-947.
- Mateo, R., W. N. Beyer, J. W. Spann, D. J. Hoffman y A. Ramis. (2003). "Relationship between oxidative stress, pathology, and behavioral signs of lead poisoning in mallards", *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, núm. 66, pp. 1371-1389.

- Matson, C. W., M. M. Lambert, T. J. McDonald, R. L. Autenrieth, K. C. Donnelly, A. Islamzadeh, D. I. Politov y J. W. Bickham. (2006). "Evolutionary toxicology: Population-level effects of chronic contaminant exposure on the marsh frogs (*Rana ridibunda*) of Azerbaijan", *Environmental Health Perspectives*, núm. 114, pp. 547-552.
- Mazliah, J., S. Barron, E. Bental e I. Reznik. (1989). "The effect of chronic lead intoxication in mature chickens", *Avian Diseases*, núm. 33, pp. 566-570.
- Mazzotti, F. J. (1989). "Factors affecting the nesting success of the American crocodile, *Crocodylus acutus*, in Florida Bay", *Bulletin of Marine Science*, núm. 44, pp. 220-228.
- Meave, J. y J. Carabias. (2005). *Ecología y medio ambiente*. México: Pearson/Prentice Hall.
- Montuelle, B., X. Latour, B. Volat y A. Gounot. (1994). "Toxicity of heavy metals to bacteria in sediments", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 53, pp. 753-758.
- Norheim, G. (1987). "Levels and interactions of heavy metals in sea birds from Svalbard and the Antarctic", *Environmental Pollution*, núm. 47, pp. 83-94.
- Norseth, T. (1979). "Health effects of nickel and chromium", en E. Di Ferrante (ed.), *Trace metals: exposure and health effects*. Inglaterra: Pergamon Press.
- Ogden, J. C., W. B. Robertson, G. E. Davis y T. W. Schmidt. (1974). *Pesticides, polychlorinated biphenyls and heavy metals in upper food chain levels, Everglades National Park and vicinity*. Atlanta, Georgia: U. S. Department of the Interior, National Park Service.
- Organización de las Naciones Unidas. (1997). *Informe Brundtland, Cumbre para la Tierra. Documento de antecedentes*. Nueva York: Organización de las Naciones Unidas.
- Panda, B. B., B. L. Das, M. Lenka y K. K. Panda. (1988). "Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) to biomonitor genotoxicity of low levels of mercury in aquatic environment", *Mutation Research/Genetic Toxicology*, núm. 206, pp. 275-279.
- Peijnenburg, W. J. G. M. y T. Jager. (2003). "Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, núm. 56, pp. 63-77.
- Phelps, R. J., S. Focardi, C. Fossi, C. Leonzio y A. Renzoni. (1986). "Chlorinated hydrocarbons and heavy metals in crocodile eggs from Zimbabwe", *Transactions of the Zimbabwe Scientific Association*, núm. 63, pp. 8-15.

- Posada, M. I. y M. P. Arroyave. (2006). "Efectos del mercurio sobre algunas plantas acuáticas tropicales", *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia*, núm. 6, pp. 57-67.
- Rainwater, T. R., B. M. Adair, S. G. Platt, T. A. Anderson, G. P. Cobb y S. T. McMurry. (2002). "Mercury in Morelet's crocodile eggs from northern Belize", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 42, pp. 319-324.
- Ramírez, A. (2002). "Toxicología del cadmio: Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos", *Anales de la Facultad de Medicina*, núm. 63, pp. 51-64.
- Ramo, C., C. Sánchez y L. H. Saint-Aubin. (1992). "Lead poisoning of Greater Flamingos *Phoenicopterus ruber*", *Wildfowl*, núm. 43, pp. 220-222.
- Ramos, C. X., S. L. Estévez, y E. Giraldo. (2000). *Nivel de la contaminación por metilmercurio en la región de La Mojana*. Bogotá, Colombia: Universidad de los Andes-Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental-Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental (CIIA).
- Rauser, W. E. y C. A. Ackerley. (1987). "Localization of cadmium in granules within differentiating and mature root cells", *Canadian Journal of Botany*, núm. 65, pp. 643-646.
- Riddle, S. G., H. H. Tran, J. G. Dewitt y J. C. Andrews. (2002). "Field, laboratory, and X-ray absorption spectroscopic studies of mercury accumulation by water hyacinths", *Environmental Science & Technology*, núm. 36, pp. 1965-1970.
- Rivera-Becerril, F., C. Calantzis, K. Turnau, J. P. Caussanel, A. A. Belimov, S. Gianinazzi, R. J. Strasser y V. Gianinazzi-Pearson. (2002). "Cadmium accumulation and buffering of cadmium-induced stress by arbuscular mycorrhiza in three *Pisum sativum* L. genotypes", *Journal of Experimental Botany*, núm. 53, pp. 1117-1185.
- Robinson, J. y A. Avenant-Oldewage. (1997). "Chromium, copper, iron and manganese bioaccumulation in some organs and tissues of *Oreochromis mossambicus* from the lower Olifants River, inside the Kruger National Park", *Water SA*, núm. 23, pp. 387-403.
- Rodríguez, J. J., P. A. Oliveira, L. E. Fidalgo, M. M. Ginja, A. M. Silvestre, C. Ordoñez, A. E. Serantes, J. M. Gonzalo-Orden y M. A. Orden. (2010). "Lead toxicity in captive and wild Mallards (*Anas platyrhynchos*) in Spain", *Journal of Wildlife Diseases*, núm. 46, pp. 854-863.
- Rufyikiri, G., Y. Thiry, L. Wang, B. Delvaux y S. Declerck. (2002). "Uranium uptake and translocation by the arbuscular mycorrhizal fungus, *Glomus intraradices*, under root-organ culture conditions", *New Phytologist*, núm. 156, pp. 275-281.

- Ruiz-Lozano, J. M. (2003). "Arbuscular mycorrhizal symbiosis and alleviation of osmotic stress. New perspectives for molecular studies", *Mycorrhizal*, núm. 13, pp. 309-317.
- Saha, M., S. K. Sarkar y B. Bhattacharya. (2006). "Interspecific variation in heavy metal body concentrations in biota of Sunderban mangrove wetland, northeast India", *Environment International*, núm. 32, pp. 203-207.
- Sakai, H., H. Ichihashi, H. Suganuma y R. Tatsukawa. (1995). "Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs", *Marine Pollution Bulletin*, núm. 30, pp. 347-353.
- Sakai, H., K. Saeki, H. Ichihashi, H. Suganuma, S. Tanabe y R. Tatsukawa. (2000). "Species specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters", *Marine Pollution Bulletin*, núm. 40, pp. 701-709.
- Santos-Bermejo, J. C., R. Beltrán y J. L. Gómez-Ariza. (2003). "Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain)", *Environment International*, núm. 29, pp. 67-77.
- Sarkar, A. y S. Jana. (1986). "Heavy metal pollution tolerance of *Azolla pinnata*", *Water, Air, and Soil Pollution*, núm. 27, pp. 15-18.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2013). *Antecedentes de la Semarnat*. <http://www.semarnat.gob.mx/conocenos/antecedentes>
- Semenza, J. C., P. E. Tolbert, C. H. Rubin, L. J. Guillette Jr. y R. J. Jackson. (1997). "Reproductive toxins and alligator abnormalities at Lake Apopka, Florida", *Environmental Health Perspectives*, núm. 105, pp. 1030-1032.
- Semlitsch, R. D., C. M. Bridges y A. M. Welch. (2000). "Genetic variation and a fitness tradeoff in the tolerance of gray treefrog (*Hyla versicolor*) tadpoles to the insecticide carbaryl", *Decologia*, núm. 125, pp. 19-185.
- Sesli, E. y M. Tuzen. (1999). "Levels of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi growing in the East Black sea region of Turkey", *Food Chemistry*, núm. 65, pp. 453-460.
- Silva, C. A., A. P. da Silva y S. R. de Oliveira. (2006). "Concentration, stock and transport rate of heavy metals in a tropical red mangrove, Natal, Brazil", *Marine Chemistry*, núm. 99, pp. 2-11.
- Soltaninejad, K., A. Kebriaeezadeh, B. Minaiee, N. S. Ostad, R. Hosseini, E. Azizi y M. Abdollahi. (2003). "Biochemical and ultrastructural evidences for toxicity of lead through free radicals in rat brain", *Human and Experimental Toxicology*, núm. 22, pp. 417-423.

- Spalding, M. G., R. D. Bjork, G. V. N. Powell y S. F. Sundlof. (1994). "Mercury and cause of death in great white herons", *The Journal of Wildlife Management*, núm. 58, pp. 735-739.
- Stoneburner, D. L. y J. A. Kushlan. (1984). "Heavy metal burdens in American crocodile eggs from Florida Bay, Florida, USA", *Journal of Herpetology*, núm. 18, pp. 192 y 193.
- Sullivan, J. F., M. M. Jetton, H. K. Hahn y R. E. Burch. (1980). "Enhanced lipid peroxidation in liver microsomes of zinc-deficient rats", *The American Journal of Clinical Nutrition*, núm. 33, pp. 51-56.
- Sulzberger, B., D. Suter, C. Siffer, S. Banwarty W. Stum. (1989). "Dissolution of Fe (III) hydroxides in natural water; laboratory assessment on the kinetics controlled by surface coordination", *Marine Chemistry*, núm. 28, pp. 127-144.
- Sunderman, F. W. Jr. (1977). "A review of the metabolism and toxicology of nickel", *Annals of Clinical & Laboratory Science*, núm. 7, pp. 377-398.
- Svanberg, F., R. Mateo, L. Hillström, A. J. Green, M. A. Taggart, A. Raab y A. A. Meharg. (2006). "Lead isotopes and lead shot ingestion in the globally threatened marbled teal (*Marmaronetta angustirostris*) and white-headed duck (*Oxyura leucocephala*)", *Science of the Total Environment*, núm. 370, pp. 416-424.
- Swanepoel, D., J. Boomker y N. P. Kriek. (2000). "Selected chemical parameters in the blood and metals in the organs of the Nile crocodile, *Crocodylus niloticus*, in the Kruger National Park", *The Onderstepoort Journal of Veterinary Research*, núm. 67, pp. 141-148.
- Taggart, M. A., A. J. Green, R. Mateo, F. Svanberg, L. Hillström y A. A. Meharg. (2009). "Metal levels in the bones and livers of globally threatened marbled teal and white-headed duck from El Hondo, Spain", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, núm. 72, pp. 1-9.
- Tate Jr., D. J., M. V. Miceli y D. A. Newsome. (1999). "Zinc protects against oxidative damage in cultured human retinal pigment epithelial cells", *Free Radical Biology and Medicine*, núm. 26, pp. 704-713.
- Telisman, S., B. Colak, A. Pizent, J. Jurasovic y P. Cvitkovic. (2007). "Reproductive toxicity of low-level lead exposure in men", *Environmental Research*, núm. 105, pp. 256-266.
- Thompson, D. R., R. W. Furness y R. T. Barrett. (1992). "Mercury concentrations in seabirds from colonies in the northeast Atlantic", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 23, pp. 383-389.
- Thorbjarnarson, J. B. (1992). *Crocodyles. An action plan for their conservation*. Gland: SSC/IUCN.

- Timoney, J. F., J. Port, J. Giles y J. Spainer. (1982). "Heavy-metal and antibiotic resistance in the bacterial flora of sediments of New York Bight", *Applied and Environmental Microbiology*, núm. 36, pp. 465-472.
- Trillanes, C. E., J. C. Pérez-Jiménez, R. Rosiles-Martínez y M. González-Jáuregui. (2014). "Metals in the caudal scutes of Morelet's Crocodile (*Crocodylus moreletii*) from the Southern Gulf of Mexico", *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 93, pp. 423-428.
- Turnau, K., I. Kottke y F. Oberwinkler. (1993). "*Paxillus involutus*-*Pinus sylvestris* mycorrhizae from heavily polluted forest. I. Element localization using electron energy loss spectroscopy and imaging", *Botanica Acta*, núm. 106, pp. 213-219.
- Twining, J. R., S. J. Markich, K. E. Prince y R. A. Jeffree. (1999). "Osteoderms of estuarine crocodiles record their enhanced Pb exposure in Kakadu National Park", *Environmental Science and Technology*, núm. 33, pp. 4396-4400.
- Valenzuela, N. y F. J. Janzen. (2001). "Nest-Site philopatry and the evolution of temperature-dependent sex determination", *Evolutionary Ecology Research*, núm. 2001, pp. 779-794.
- Valkovic, V. (1980). *Analysis of biological material for trace elements using X-Ray spectroscopy*. Boca Raton: Florida Press.
- Van Oijen, T., M. A. Van Leeuwe, W. W. C. Gieskes y H. J. W. De Baar. (2004). "Effects of iron limitation on photosynthesis and carbohydrate metabolism in the Antarctic diatom *Chaetoceros brevis* (Bacillariophyceae)", *European Journal of Phycology*, núm. 39, pp. 161-171.
- Van Tichelen, K. K., J. V. Colpaert y J. Vangronsveld. (2001). "Ectomycorrhizal protection of *Pinus sylvestris* against copper toxicity", *New Phytologist*, núm. 150, pp. 203-213.
- Vardanyan, L. G. y B. S. Ingole. (2006). "Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems", *Environment International*, núm. 32, pp. 208-218.
- Vermeer, K., R. W. Risebrough, A. L. Spaans y L. M. Reynolds. (1974). "Pesticide effects on shoes and birds in rice fields of Suriname, South America", *Environmental Pollution*, núm. 7, pp. 217-236.
- Villeda-Hernández, J., R. Barroso-Moguel, M. Méndez-Armenta, C. Navarruíz, R. Huerta-Romero y C. Ríos. (2001). "Enhanced brain regional lipid peroxidation in developing rats exposed to low level lead acetate", *Brain Research Bulletin*, núm. 55, pp. 247-251.
- Wang, Y., L. Liang, J. Shi y G. Jiang. (2005). "Study on the contamination of heavy metals and their correlations in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai sea", *Environment International*, núm. 31, pp. 1103-1113.

- Weiersbye, I. M., C. J. Straker y W. J. Przybylowicz. (1999). "Micro-PIXE mapping of elemental distribution in arbuscular mycorrhizal roots of the grassm *Cynodon dactylon*, from gold and uranium mine tailings", *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B*, núm. 158, pp. 335-343.
- Whilhem, S. W. (1995). "Ecology of iron-limited cyanobacteria: A review of physiological responses and implications for aquatic systems", *Aquatic Microbiology and Ecology*, núm. 9, pp. 295-303.
- Xu, Q., S. Fang, Z. Wang y Z. Wang. (2006). "Heavy metal distribution in tissues and eggs of Chinese Alligator (*Alligator sinensis*)", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, núm. 50, pp. 580-586.
- Zillioux, E. J., D. B. Porcella y J. M. Benoit. (1993). "Mercury cycling and effects in freshwater wetland", *Environmental Toxicology and Chemistry*, núm. 12, pp. 2245-2264.

Acerca de los autores

Amílcar Leví Cupul Magaña

Profesor-investigador del Centro Universitario de la Costa, de la Universidad de Guadalajara. Realizó sus estudios de licenciatura y maestría en la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad Autónoma de Baja California. Es doctor en Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Sus líneas de investigación son sobre ecología de arrecifes de coral, cambio climático y manejo integral de la zona costera.

Alma Paola Rodríguez Troncoso

Profesor-investigador del Centro Universitario de la Costa, de la Universidad de Guadalajara. Su línea de investigación está enfocada en la ecofisiología de invertebrados marinos, especialmente en corales hermatípicos. Al presente, los proyectos de investigación a su cargo incluyen la evaluación del estado actual de las comunidades coralinas del Pacífico central mexicano.

Armando Hiram Escobedo Galván

Realizó sus estudios de Licenciatura en Ciencias Biológicas entre la Universidad Latina de Costa Rica y la Universidad Nacional de Costa Rica. Es doctor por el programa de Doctorado en Ciencias Biomédicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Berenice Pacheco Gómez

Estudiante de la Licenciatura en Biología del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Tiene interés particular en la química y la microbiología. Ha realizado estudios sobre efectos inhibitorios en el crecimiento de bacterias *Escherichia coli* mediante extractos naturales de plantas medicinales.

César Norberto Cedillo Leal

Licenciado en Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Facultad Dr. Norberto Treviño Zapata de la Universidad Autónoma de Tamaulipas (UAT) y maestro en Ciencias en Sistemas Agropecuarios y Medio Ambiente por la misma universidad. Actualmente cursa el Doctorado en Ciencias en Ecología y Manejo de Recursos Naturales en el Instituto

de Ecología Aplicada de la UAT, campus Ciudad Victoria. Es profesor del Instituto de Ciencias y Estudios Superiores de Tamaulipas, campus Tampico.

Diana Elizabeth Morales de Anda

Estudiante del Doctorado en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas en el Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Actualmente se encuentra realizando estudios en el área de ecología de peces de arrecifes coralinos en el Pacífico central mexicano.

Eugenia Guadalupe Cienfuegos Rivas

Ingeniero Agrónomo Zootecnista por la Universidad Autónoma de Tamaulipas y maestra en Ciencias en Ganadería, con énfasis en Mejoramiento Animal, por el Centro de Ganadería del Colegio de Posgraduados. Tiene otra Maestría en Ciencias por la Edinburgh University, Escocia, en Mejoramiento Animal con énfasis en Estadística. Es doctora en Ciencias por la Cornell University en Nueva York. Ha desarrollado proyectos de investigación en ganado bovino productor de leche a nivel nacional, en ovinos de pelo en Tamaulipas, en venado cola blanca en la región noreste de México, en cocodrilo de pantano en Tamaulipas y cocodrilo americano en Oaxaca durante los últimos años. Actualmente es profesora de tiempo completo en la Universidad Autónoma de Tamaulipas en el nivel de licenciatura y posgrado. Perteneció al Sistema Nacional de Investigadores como investigador nivel I.

Javier Oswaldo García Díaz

Estudiante de la Licenciatura en Biología del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Participó en la investigación acerca del efecto que tienen el ajo, la canela y el clavo en la inhibición de la bacteria *Escherichia coli*.

Jeimy Denisse Santiago Valentín

Estudiante de Doctorado en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas en el Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Actualmente realiza estudios sobre el éxito reproductivo y reclutamiento de las principales especies de coral distribuidas en el Pacífico central mexicano.

José Arturo Olvera Benítez

Estudiante del Doctorado en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Su trabajo de tesis está enfocado en la restauración y conservación de bosques de manglar en la región de Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit.

José Luis Navarrete Heredia

Profesor-investigador del Centro de Estudios en Zoología de la Universidad de Guadalajara. Responsable de la Colección Entomológica. Tiene publicados más de 130 trabajos entre artículos científicos, libros y capítulos de libros. Su pasión por los coleópteros inició desde temprana edad al recorrer el campo de su pueblo natal, Miraflores, en el Estado de México.

Juan Diego Galaviz Parada

Licenciado en Biología egresado del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, donde actualmente se desempeña como estudiante (DUDE) del programa de Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas. Realiza estudios sobre estrategias de control químico, natural y biológico en culícidos de importancia en salud pública en la costa norte de Jalisco.

Juan Heriberto Torres Jasso

Doctor en genética humana egresado del Centro Universitario de Ciencias de la Salud, Universidad de Guadalajara. Actualmente se desempeña como profesor de asignatura en el Centro Universitario de la Costa impartiendo clases de Bioquímica, Microbiología y Genética. Ha realizado estudios sobre biología molecular de cáncer de estómago.

Karla Paola Rodríguez Olivares

Licenciada en Biología egresada del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, donde actualmente se desempeña como estudiante del Doctorado en Ciencias en Biosistemática, Ecología y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas. Realiza estudios sobre sucesión de coleópteros y dípteros asociados a cadáveres, con interés médico-legal.

Katherine Renton

Investigadora residente en la Estación de Biología Chamela del Instituto de Biología, UNAM. Ha estado realizando estudios sobre la ecología de diversas especies de psitácidos (guacamayas, pericos, loros y cotorras) en las selvas tropicales húmedas y secas de Perú, Brasil, Belice y México desde 1987.

Liza Danielle Kelly Gutiérrez

Hizo su Licenciatura en Oceanología, Maestría en Oceanografía Costera y Doctorado en Ciencias para el Desarrollo Sustentable. Actualmente es coordinadora de la Licenciatura en Biología del Centro Universitario de la Costa (CUC) de la Universidad de Guadalajara. Académica del Departamento de Ciencias Biológicas del CUC. Ha realizado estudios sobre la ecología química del medio ambiente marino, farmacología marina y contaminación marina.

María del Carmen Navarro Rodríguez

Profesora-investigadora del Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara. Ha trabajado con ecología del ictioplankton en los estados de Jalisco, Nayarit y Colima desde 1995 a la fecha. Actualmente realiza estudios sobre la ecología de bosque del manglar en Puerto Vallarta, Jalisco.

Miguel Ángel De Labra Hernández

Se formó como licenciado en Biología en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, donde además obtuvo el grado de maestro en Ciencias Biológicas. Actualmente realiza su Doctorado en el Instituto de Biología de la UNAM estudiando los “Requerimientos ecológicos del loro corona azul (*Amazona guatemalae*) en la región de Los Chimalapas, Oaxaca”.

Nelson Emmanuel Sahagún Uribe

Estudiante de la Licenciatura en Biología del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Tiene especial interés en microbiología y biotecnología. Realiza estudios sobre compuestos bioactivos en plantas con capacidad inhibitoria sobre el crecimiento de *Escherichia coli* con la finalidad de encontrar alternativas eficaces a los antibióticos convencionales.

Rosío Teresita Amparán Salido

Licenciada en Biología egresada de la Universidad de Guadalajara, con posgrado de la Universidad Autónoma de Nuevo León (Maestría en Ecología y Manejo de la Vida Silvestre, y el Doctorado en Ciencias Biológicas). Es profesora-investigadora desde 1987 en la Universidad de Guadalajara (Laboratorio Natural Las Joyas de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, actualmente en el Centro de Investigaciones en Recursos Naturales del Centro Universitario de la Costa). La línea de investigación ha sido en ecología de aves (estudios con comunidades de aves terrestres y acuáticas).

Sandra Quijas Fonseca

Profesora-investigadora del Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Su línea de investigación está enfocada en la relación entre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, a través de la generación de marcos conceptuales, análisis funcionales, métodos de campo, modelación y mapeo espacial.

Sofía Berenice Rodríguez Ramírez

Egresada del CBTIS 4 de Ciudad Lerdo, Durango, como técnico laboratorista clínico. Actualmente es estudiante de la Licenciatura en Biología del Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara.

Sylvia Margarita de la Parra-Martínez

Se formó como licenciada en Biología en la Universidad Autónoma de Sinaloa y como maestra en Ciencias Biológicas en el Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), en donde actualmente realiza su Doctorado estudiando los “Requerimientos ecológicos de la Guacamaya verde (*Ara militaris*) en la costa de Jalisco”.

Ubaldo Sebastián Flores-Guerrero

Biólogo formado en el Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Actualmente trabaja como técnico del proyecto KT009, auspiciado por la Conabio: “Actualización del Catálogo de Autoridades Taxonómicas de Myriapoda en México”. También se desempeña como ilustrador de publicaciones científicas.

Tópicos sobre ciencias biológicas
se terminó de imprimir en agosto de 2016
en los talleres de Ediciones de la Noche
Madero #687, Zona Centro
Guadalajara, Jalisco

www.edicionesdelanoche.com

Tópicos sobre ciencias biológicas

Tópicos sobre ciencias biológicas es un ejercicio editorial que aglutina trabajos de investigación científica en campo, revisiones y prácticas de laboratorio para implementar en la formación de estudiantes de la carrera de biología. El libro pretende contribuir con la formación profesional del biólogo al dotarlo de habilidades que le permitan la comprensión profunda sobre el mundo vivo, desarrollar su pensamiento crítico y adquirir un nivel cultural elevado para convertirse en un sujeto comprometido socialmente.

En los capítulos del libro se abordan temas relacionados con la reproducción y conectividad de los corales; principalmente del Pacífico mexicano, los requerimientos de alimento de los psitácidos y la evaluación de los servicios ecosistémicos de la región de Bahía de Banderas, prácticas introductorias al dibujo científico, claves taxonómicas y de diseño experimental en bloques completos e incompletos; así como revisiones sobre el efecto y detección de pesticidas en animales y metales pesados en ecosistemas costeros y cocodrilos.



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
CENTRO UNIVERSITARIO DE LA COSTA

ISBN: 978-607-742-585-4



9 786077 425854