

FAUNA EXÓTICA Y FAUNA TRASPLANTADA CON MAYOR REPRESENTATIVIDAD EN COLOMBIA

EXOTIC FAUNA AND TRANSPLANTED FAUNA WITH MORE REPRESENTATIVENESS IN COLOMBIA

GALVÁN-GUEVARA, SILVIA^{1*} Biol. Esp., DE LA OSSA, V. JAIME² Dr.

¹ Grupo de Investigación en Biodiversidad Tropical. Maestría Ciencias Ambientales, Universidad de Cartagena, Colombia. ² Profesor Titular Facultad de Ciencias Agropecuarias, Grupo de investigación en Biodiversidad Tropical, Universidad de Sucre, Colombia.

*Correspondencia: silgague@gmail.com

Recibido: 24 -10- 2010; Aceptado: 6-12- 2010.

Resumen

El presente trabajo relaciona y discute sobre las especies exóticas de fauna silvestre e ictiofauna principalmente y sobre las que con mayor énfasis se han registrado en Colombia. Plantea además el carácter invasor de algunas de ellas y muestra el trasplante de especies nativas en diferentes áreas del país en donde posiblemente actúan como invasoras.

Palabras clave: fauna, especies exóticas, especies invasoras, trasplantes, Colombia.

Abstract

The present work mainly relates and discusses on the exotic species of wildlife and ictiofauna and about those with more emphasis registered in Colombia. It also outlines, the invader character of some of them and it shows the transplant of native species in different areas of the country where they possibly act as invasive.

Key words: fauna, exotic species, invasive species, transplants, Colombia.

Introducción

Las especies exóticas introducidas accidentalmente o deliberadamente, también conocidas como especies invasoras, son organismos que se instalan exitosamente en ecosistemas autóctonos. Los efectos causados por estas especies, tales como la alteración del hábitat o la perturbación de los procesos ecosistémicos, constituyen una amenaza grave para las especies nativas y para la estabilidad de los sistemas ambientales afectados (DELARIVA y AGOSTINHO, 1999; RODRIGUEZ, 2001; VILÁ *et al.*, 2008).

Las especies introducidas e invasoras se pueden encontrar en toda la escala biológica, desde microorganismos, plantas terrestres y acuáticas, invertebrados, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (RODRIGUEZ, 2001; FEINSTEIN, 2004). En aguas interiores de 140 países se han reportado entre algas, plantas, crustáceos, moluscos y peces, 237 especies introducidas (WELCOMME, 1981).

Las invasiones biológicas pueden asumirse como un proceso natural, se conocen introducciones llevadas a cabo por el hombre desde el Neolítico, pero desde el siglo XIX se ha acelerado su tasa de ocurrencia, por lo que una parte de la biota terrestre y acuática parece estar inmersa en un proceso de homogeneización, que no se había observado ni registrado en la historia biológica del planeta (DELARIVA y AGOSTINHO, 1999; DAVIS, 2003; OLDEN y POFF, 2003; GUTIÉRREZ, 2006). Globalmente el 90% de las introducciones de vertebrados y plantas son intencionales y el 10% son accidentales (TOWSEND, 2004; GUTIÉRREZ, 2006).

Cuando una especie exótica ocupa el mismo nicho ecológico que una especie nativa, una de las dos puede llegar a interferir con la otra, no existen registros de neutralidad en tal sentido (LEIBOLD y MCPEEK, 2006). Normalmente, estas interferencias entre especies son causadas por competencia por alimento u otros recursos, depredación directa o transferencia de patógenos; el resultado puede ser el desplazamiento de una de las especies por la otra, lo que conlleva a la pérdida de biodiversidad (DAVIES, 1988; WERNER *et al.*, 1995; OPERMANIS *et al.*, 2001; CADI y JOLY, 2004; VILÁ *et al.*, 2008).

Siempre habrá algún tipo de interacción, el significado y la magnitud de los procesos neutrales no están claramente definidos en comparación con los procesos que involucran diferenciación de nicho, menos aún en lo referente a especies exóticas o invasoras; los roles relativos del nicho y su influencia en la biodiversidad, se pueden diferenciar en cuanto a la adaptación de una y otra especie y su ambiente común, entendiendo cómo entran e interactúan en las comunidades y en las metacomunidades a las que pertenecen (CHASE, 2005; LEIBOLD y MCPEEK, 2006), lo cual hace más incierto el análisis de consecuencias ecológicas de las especies exóticas y su relación con las especies nativas, sus hábitat y sus nichos.

MACK *et al.* (2000) sostienen que las especies exóticas son invasoras de las comunidades nativas, disminuyen su diversidad y alteran los servicios ecosistémicos. Por su parte CALLAWAY y MARON (2006) conceptúan que las invasiones biológicas son de gran interés científico por su papel en la diversidad propia de un lugar dado y sus efectos en los ecosistemas, además se les considera un experimento natural o inducido, biogeográfica y ecológicamente muy atractivos desde el punto de vista investigativo, razón por

la cual, como lo afirman LOCKWOOD *et al.* (2007) en la última décadas el estudio ecológico de las invasiones biológicas ha tenido un gran auge. No obstante, como lo indican ÁLVAREZ-LEÓN y GUTIÉRREZ-BONILLA (2007) el tema de las especies exóticas es complicado, contradictorio y poco conocido en América tropical. Adicionalmente, los animales pueden transportar una gran cantidad de patógenos y parásitos, lo que implica que las especies exóticas podrían comportarse como reservorios de parásitos y patógenos de humanos o de animales domésticos y podrían transferirlos a otras especies susceptibles (RILEY *et al.*, 1998; DASZAK *et al.*, 1999; DOVE *et al.*, 2004).

Como ejemplo se puede citar a ELTON (1958) quien reporta que a finales de la década de los veinte, *Anopheles gambiae* (zancudo africano) se estableció al noreste de Brasil, proveniente de una embarcación que cruzó el Atlántico. En algo más de una década, se diseminó provocando una de las epidemias de malaria más severas de la región que causó la muerte de más de 20.000 personas. Queda claro, que además de los daños biológicos que pueden causar, las especies invasoras ocasionan serios impactos económicos que tienden a ser los más difundidos. Se les puede cuantificar por los daños que causan a actividades humanas o mediante la estimación de los fondos necesarios para erradicarlas (RODRÍGUEZ, 2001).

Etimológicamente se define: especie exótica invasora, según la Convención sobre Diversidad Biológica (CBD), como especies no nativas que son introducidas deliberadamente o de manera accidental por fuera de su hábitat natural donde éstas se establecen, proliferan y dispersan de tal forma que causan daños a los intereses del hombre. En tal sentido, se tiene también que especie exótica o foránea es la especie o subespecie taxonómica, raza o variedad, cuya área natural de dispersión geográfica no se extiende al territorio nacional ni aguas jurisdiccionales y se encuentra en el país como producto voluntario o involuntario de la actividad humana (DECRETO 1608 DE 1978). Por lo tanto y desde una visión funcional se puede concluir que no es la presencia de la especie sino su capacidad invasora la que genera problemas ambientales (GUTIÉRREZ, 2006).

Salvo excepciones, se desconoce si los impactos asociados a las especies exóticas son causados por la abundancia de una determinada especie o están asociados a características específicas de su biología. Además, las razones por las cuales algunos ecosistemas se ven más afectados que otros por especies invasoras no son aún bien conocidas, se tienen evidencias que señalan que se asocian a falta de resistencia biótica y disponibilidad de recursos, lo que generaría un excelente ambiente para la propagación y posterior eliminación de las especies nativas en virtud de la competencia y favorabilidad o resistencia del invasor (VILÁ *et al.*, 2008).

En el presente trabajo se relacionarán las especies de fauna silvestre exótica de mayor representatividad que han sido introducidas en Colombia, discutiendo la existencia de invasión por parte de ellas y los posibles daños causados a los ecosistemas y su diversidad, en virtud de la diseminación exitosa que hayan tenido.

Especies exóticas reconocidas como invasoras en Colombia

Según el IAVH (2005) se declaró como especies invasoras en invertebrados marinos a: *Electroma* sp., que presumiblemente llegó del Indopacífico a través de las aguas de sentinas y/o adherido a los cascos de los buques y a *Mytilopsis sallei* (mejillón de estuario). En moluscos a *Helix aspersa* (caracol de jardín). En artrópodos a *Paratrechina fulva* (hormiga loca). En anfibios a *Rana catesbeiana* (rana toro) y en peces: *Salmo trutta* (trucha común), *Onchorhynchus mykiss* (trucha arco iris) y *Oreochromis* spp. (tilapia).

Paratrechina fulva (hormiga loca) es un artrópodo invasor de múltiples ecosistemas, causa gran daño ambiental en diversas zonas del planeta, por ejemplo: Hawaii, islas Seychelles y Zanzíbar. Introducción en Colombia intencionalmente a la zona central de país hace más de 30 años, procedente del Brasil, para control de serpientes y de la hormiga arriera (ARCILA *et al.*, 2002a; ARCILA *et al.*, 2002b). El primer reporte oficial de su presencia data de 1971 en Puerto Boyacá, y desde esa época ha continuado su expansión por varias regiones del territorio nacional, incluyendo la cuenca del río Magdalena (RUEDA-ALMONACID, 1999). Esta especie invasora ha sido reportada como aniquiladora de cangrejos y como deterioradora nociva de procesos reproductivos de reptiles, aves y mamíferos (ESTADES, 1998).

Rana catesbeiana (rana toro) tiene un gran tamaño, una alta movilidad, hábitos alimenticios generalistas y una inmensa capacidad reproductiva. Todas estas características la convierten en una especie invasora extremadamente exitosa, suponiendo una gran amenaza para la biodiversidad. Las presas de las ranas toro son muy variadas, incluyendo especies de ranas nativas, tortugas, serpientes y aves acuáticas. En Alemania, mediante el análisis del estómago de varias ranas toro se pudo comprobar que *R. esculenta* (rana verde nativa) está sustancialmente amenazada, así como también otras especies de ranas (WERNER *et al.*, 1995). No obstante, en otras investigaciones no se ha detectado evidencia de que cause daños a la fauna autóctona, como se comprobó en Cuba por SAMPEDRO Y MONTAÑEZ (1985), donde también fue introducida con fines económicos.

Rana toro es considerada responsable de la pérdida de varias especies nativas, que no pueden competir con ella. Asimismo, al contrario de lo que pasa con otras especies, los renacuajos de la rana toro americana no son

depredados por peces, lo cual supone una ayuda adicional para el incremento poblacional de esta especie (VILÁ *et al.*, 2008), lo que plantea en este sentido, una seria amenaza para Colombia, donde fue liberada durante los años 90, aún no se sabe a ciencia cierta qué tipo de daño está ocasionando en los ecosistemas en donde se halla, se asume que la situación puede ser delicada y que requiere monitoreamientos continuos, como lo recomienda RUEDA-ALMONACID (1999).

Oreochromis spp. (tilapia) y *Oreochromis niloticus* (tilapia nilótica) en los embalses de Betania e Hidroprado, se han convertido en las especies más abundantes siendo objeto de una intensa actividad de pesca artesanal. A su vez, en Colombia en la Ciénaga Grande de Santa Marta con 730 km² de sistema lagunar y con 570 km² de área marina, *O. niloticus*, ha dominado desde 1999 (MÁRQUEZ y GUILLOT, 2001). En el embalse del Guajaro, Colombia, la composición de las capturas muestra un desplazamiento de una especie nativa *Triportheus magdalenae* (arenca) por una exótica *Oreochromis niloticus* (tilapia nilótica) y se le registra a esta especie invasora como consolidada en los últimos quince años como especie dominante del ecosistema (CARABALLO, 2009). Según ESCOBAR-RAMÍREZ (2004) las tilapias se encuentran en aguas naturales de las cuencas del Magdalena y Cauca.

Como ejemplo y dada la cercanía geográfica, se tiene que en Venezuela, también se ha reportado el efecto negativo por la introducción de los cíclidos (Peces): *Oreochromis mossambicus* (tilapia negra), *O. niloticus* (tilapia nilótica) y *Oreochromis* spp. (tilapia roja) que han pasado de los criaderos a aguas naturales en 13 de los 15 Estados, estando ausentes solo en los Estados de Amazonas y delta Amaruco. En general las tilapias, son un ejemplo casi universal de especies invasoras, introducida entre 1927 y 2003, en 96 países, de ellos en 56 con impactos negativos comprobados (SOLÓRZANO *et al.*, 2001).

HERNÁNDEZ y ACERO (1971) analizaron las posibles repercusiones ecológicas ocasionadas por la introducción de la *Cyprinus carpio* (carpa común), indican que la especie es una amenaza potencial para el equilibrio ecológico de los ecosistemas fluvio-lacustre del país, y recomiendan mantener la prohibición, existente para todo el territorio nacional, de la comercialización y transporte de carpas vivas, sus alevinos y sus huevos, con carácter permanente lo cual no se ha efectuado de forma precisa, siendo este un caso más de una especie invasora, que no posee un control efectivo.

Otras especies exóticas registradas en Colombia

En Colombia la información existente sobre especies introducidas y las consecuencias sobre los ecosistemas, las comunidades bióticas y especies nativas es muy reducida (IAVH, 1997), falta información científica que permita hacer un seguimiento de las poblaciones de estas especie y sus efectos sobre los distintos sistemas ambientales en los que se le localiza, para poder determinar su carácter de invasoras

Entre las especies de invertebrados exóticos registrados en nuestro país, se tienen: *Penaeus monodon* (camarón tigre gigante) (GÓMEZ-LEMONS y CAMPOS, 2008) y *Charybdis hellerii* (jaiba) (CAMPOS y TURKAY, 1989) para el Caribe.

Entre los vertebrados presentes como exóticos se tienen, además: *Sphaerodactylus notatus* (lagarto), *Hemidactylus brooki* y *Hemidactylus mabouia* (salamanquejas), *Cyprinus carpio* (carpa), *Ictalurus punctatus* (bagre de canal), *Carassius auratus* (bailarina), *Trichogaster* spp. (gourami) entre otras especies, siendo los peces los de mayor representación en este sentido (ALVARADO y GUTIÉRREZ, 1997). Igualmente y como consecuencia de los programas productivos relativos a acuicultura, se tienen como exóticos los siguientes invertebrados: *Homarus americanus* (langosta), *Cherax quadricarinatus* (langosta de agua dulce), *Procambarus clarkii* (camarón rojo), *Macrobrachium rosenbergii* (camarón de agua dulce) (IAVH, 1997).

Un caso importante y que requiere investigación

Como punto importante se hace referencia a la presencia invasiva y reciente de *Hemidactylus brooki* (tuqueca, salamanqueja) que se está dando en el Caribe de Colombia, observaciones de hace unos 15 años muestran que la especie existente y nativa, que habitaba en casi todas la viviendas rurales y en muchas urbanas con carácter dominante era *Thecadactylus rapicauda* (salamanqueja).

Se ha registrado la asociación entre gekónidos neotropicales que habitan edificaciones de ocupación humana, especialmente en lo referentes a especies del género *Hemidactylus*, (LAZELL, 1995; VITT *et al.*, 1995). Este género de reptil se considera cosmopolita por introducción en todos los continentes (VENCES *et al.*, 2004). Los gekos se han introducido accidentalmente en muchos países, como ha sucedido en Colombia. En Centroamérica se han introducido tres especies del género *Hemidactylus*: *H. brooki*, *H. turcicus* y *H. mabouia*, se atribuye a la facilidad para introducirse en embalajes que vienen de otros continentes y es de esperar que continúen introduciéndose (ABARCA, 2006), lo cual no es ajeno a nuestro país, que mueve carga a través de diversos puertos, tanto el Pacífico como en Atlántico. No obstante, como

muchos insectos pueden volverse plaga, un geko puede resultar beneficioso como vehículo de control; de hecho, se ha documentado una gran eficacia de *H. frenatus* en el control de mosquitos como *Aedes*, *Anopheles* y *Culex* (CANYON y HILL, 1997). La creciente abundancia de gekos puede disminuir las poblaciones de insectos-plaga como mosquitos e igualmente, ellos pueden ser una presa potencial para la fauna local (BARQUERO y HILJE 2005).

Desde el punto de vista de los posibles impactos que estos lagartos caseros pueden causar, se tienen zoonosis, ya para *Hemidactylus* se ha encontrado principalmente cestodos (*Cylindrotaenia*), coccidios (*Isospora* sp; *Eimeria* sp), tripanosomas (*Trypanosoma hemidactyli*, *Herpetomonas* spp.) y nemátodos (*Spauligodon hemidactylus*, *Skriabinelazia machida*) (HANLEY *et al.*, 1998). También se registra que la introducción de estas especies ha perjudicado la fauna nativa (CARRANZA y ARNOLD, 2006) desplazando otros géneros (HANLEY *et al.*, 1998; VITT y ZANI, 1997), como se ha venido observando en Colombia.

Trasplante de fauna silvestre

Se entiende por trasplante de fauna silvestre, toda implantación de una especie o subespecies de la fauna silvestre en áreas donde no ha existido en condiciones naturales (Artículo 274 del Decreto-Ley 2811 de 1974, Artículo 136 del Decreto 1608 de 1978, Artículo 1 del Decreto 1681 de 1978).

Como lo señala ESCOBAR-RAMÍREZ (2004) los trasplantes poseen los mismos peligros y son en sí un mismo problema potencial al compararlos con las introducciones, son elementos vivos alóctonos que pueden actuar de igual manera. Esto tiene relevante trascendencia ya que cada ecosistema posee una dinámica particular y muy propia, dentro de un equilibrio dinámico, lo que podría, respecto de los individuos trasplantados, ser un éxito como introducción también podría convertirse en factor negativo de muy difícil mitigación o muy costosa o imposible erradicación.

Sin duda se puede afirmar que todas las especies trasplantadas mayoritariamente se deben a procesos de producción acuícola, algunas de ellas para su uso prioritario en consumo y algunas otras para control de la sobreproducción de otras especies o por descuidos o de manera voluntaria han ido a parar a los diversos ecosistemas naturales del área en donde se les mantenía en cautiverio y desde allí se han diseminado, concordado con ESCOBAR-RAMÍREZ (2004).

Entre las especies hidrobiológicas trasplantadas en Colombia, según GUTIÉRREZ (2001), se tienen más de 60 especies de peces, entre las que están: (caballito) *Apteronotus albifrons*, (coridora) *Corydoras habrosus*, (dorada

del río Sinú) *Brycon moorei sinuensis*, (yamú) *Brycon siebenthalae*, (agujeta) *Ctenolucius hujeta*, (guapucha) *Grundulus bogotensis*, (payara) *Hydrolicus scomberoides*, (tetra llama) *Hyphessobrycon flammeus*, (tetra phantom negro) *Hyphessobrycon megalopterus*, (tetra emperador) *Nematobrycon palmeri*, (bocachico) *Prochilodus magdalenae*, (tetra congo) *Tetragonopterus interruptus*, (luminosa) *Aequidens latifrons*, (azuleja, mojarra azul) *Aequidens pulcher*, (oscar albino) *Astronotus ocellatus*, (mojarra amarilla) *Caquetaia kraussii*, (tucunaré) *Cichla ocellaris*, (mojarra) *Cichlasoma festivus*, (falso escalar) *Cichlasoma severum*, (Juan viejo) *Goepphagus jurupari*, (Ramirezi) *Papiliochromis ramirezi*, (neón tetra) *Paracheirodon innesi*, (escalare) *Pterophyllum scalare*, (disco azul) *Symphysodon aequifasciatus*, (disco oriental) *Symphysodon discus*, (bocachico bandera) *Semaprochilodus amazonensis*, (pechona) *Carnegiella strigata*, (temblon) *Electrophorus electricus*, (merito) *Dormitator* sp., (hemiodo) *Hemiodopsis gracilis*, (pencil) *Nannostomus trifasciatus*, (sábalo) *Megalops atlanticus*, (lisa) *Mugil incilis*, (pez hoja) *Monocirrhus polyacanthus*, (pirarucú) *Arapaima gigas*, (arawana) *Osteoglossum bicirrhosum*, (bagre lechero) *Brachyplantystoma fasciatum*, (dorado) *Brachyplantystoma flavicans*, (baboso) *Goslinia plabynama*, (barbudito) *Leiarius marmoratus*, (amarillo) *Paulicea lutkeni*, (tigrillo) *Pimelodus pictus*, (bagre tigre) *Pseudoplatystoma fasciatum*, (blanquillo) *Sorubim cuspicaudus*, (cachama negra) *Colossoma macropomum*, (moneda) *Metynnis* sp., (gancho rojo) *Myleus rubripinnis*, (palometa) *Mylossoma duriventris*, (cachama blanca) *Piaractus brachypomus*, (piraña) *Serrasalmus* sp., (capitán de la sabana) *Eremophilus mutissi*. En crustáceos: (camarón de agua dulce) *Macrobrachium amazonicum*, (camarón blanco) *Penaeus stylirostris* y (camarón blanco) *Penaeus vannamei*.

En cuanto a reptiles, aunque el panorama es numéricamente menor se tienen registros de *Podocnemis expansa* en cuenca del Magdalena, *Caiman crocodilus fuscus* (babilla) y *Tupinanmbis teguixin* (lobo pollero) en San Andrés Isla (RUEDA-ALMONACID, 1999; FORERO-MEDINA *et al.*, 2006).

Conclusiones

Cuando se introduce una especie en un ecosistema hay tres escenarios posibles: la interferencia competitiva (HANLEY *et al.*, 1998), que representa una competencia directa de una especie foránea con una nativa por agresión o por interferencia reproductiva; la explotación competitiva, que se da cuando una especie introducida aprovecha los mismos recursos que la especie nativa (HANLEY *et al.* 1998; DAME y PETREN, 2006), y la competición aparente, que se da cuando la presencia de una especie foránea aumenta la posibilidad de depredación o enfermedad de la especie nativa (HANLEY *et al.*, 1998). Estos serían los aspectos a evaluar para las especies introducidas y para las especies introducidas invasoras en Colombia.

La colonización de especies alóctonas puede causar la extinción de la fauna y la flora locales. El impacto que puedan causar especies introducidas es más evidente en zonas con ecosistemas frágiles y en aquellos con presencia de especies endémicas (GALINA-TESSARO *et al.*, 1999), afectando a las comunidades biológicas o exclusivamente a un taxón (DAME y PETREN, 2006). Problemas con anfibios y reptiles introducidos han ocurrido en muchos lugares del planeta y Colombia, aunque no se tenga información puntual, no sería la excepción.

Aunque Colombia es un país mega diverso, la práctica de introducción de especies exóticas para generar mejores posibilidades económicas se ha convertido en una limitante para el desarrollo investigativo e implementación de paquetes técnicos con especies nativas, en función del tiempo está pérdida de opciones propias podría llevar a situaciones de insostenibilidad en muchos cuerpos de agua, situación que ya empieza a hacerse evidente en algunos lugares, en donde los recursos biológicos nativos están desapareciendo sin que se hayan implementado medidas para evitarlo.

Referencias

ABARCA, J. 2006. Gecos invasores, granjas de atún, vida en San Lucas y educación ambiental. Revista mensual sobre la actualidad ambiental 159:2-7.

ALVARADO, F.; GUTIÉRREZ, F. DE P. 1997. Especies hidrobiológicas continentales introducidas– trasplantadas y su distribución en Colombia. Informe final. Instituto Alexander von Humboldt. Ministerio del Medio Ambiente 1997. Bogotá. Colombia.

ÁLVAREZ-LEÓN, R.; GUTIÉRREZ-BONILLA, F DE P. 2007. Situación de los invertebrados acuáticos introducidos y transplantedos en Colombia: antecedentes, efectos y perspectivas. Rev. Acad. Colomb. Cienc. XXXI (121):557-574.

ARCILA, A.M.; GÓMEZ, L.A.; ULLOA-CHACÓN, P. 2002a. immature development and Colony growth of crazy ant *Paratrechina fulva* under laboratory conditions (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology 39(2): 307-321.

ARCILA, A.M.; ULLOA-CHACÓN, P.; GÓMEZ, L..A. 2002b. Factors that influence individual fecundity of Queens and queen production in crazy ant *Paratrechina fulva* (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology 39(2):323-334.

BARQUERO, M.; HILJE, B. 2005. House Wren Preys on Introduced Gecko in Costa Rica. Wilson Bulletin 117(2):204-205.

CALLAWAY, R.M.; MARON, J.L. 2006. What have exotic invasions taught us over the past twenty years? Trends in Ecology and Evolution 21: 369-374.

CADY, A.; JOLY, P. 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation* 13: 2511-2518.

CAMPOS, N.H.; TURKAY, M. 1989. On a record of *Charybdis hellerii* from the Caribbean coast of Colombia. *Senckenbergiana Marit.* 20 (3-4):119-123.

CANYON, D.; HILL, J.L. 1997. The gecko: an environmentally friendly biological agent for mosquito control. *Medical and Veterinary Entomology* 11:38-43.

CARABALLO, G.P. 2009. Efecto de tilapia *Oreochromis niloticus* sobre la producción pesquera del embalse el Guájaro Atlántico – Colombia. *Rev.MVZ Córdoba* 14(3):1796-1802.

CARRANZA, S.; ARNOLD, E.N. 2006. Systematic, biogeography, and evolution of *Hemidactylus geckos* (Reptilia: Gekkonidae) elucidated using mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetic and Evolution* 38:531-545.

CHASE, J.M. 2005. Towards a really unified theory for metacommunities. *Functional Ecology* 19:182–186.

DAME, E.; PETREN, K. 2006. Behavioural mechanisms of invasion and displacement in Pacific island geckos (*Hemidactylus*). *Animal Behaviour* 71:1165-1173.

DASZAK, P.; BERGER, L.; CUNNINGHAM, A.A.; HYATT, A.D.; EARL GREEN, D.; SPEARE, R. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerging Infectious Diseases* 5: 735-748.

DAVIES, A. 1988. The distribution and status of the Mandarin duck *Aix galericulata* in Britain. *Bird Study* 35: 203-208.

DAVIS, M.A. 2003. Biotic globalization: Does competition from introduced species threaten biodiversity. *BioScience* 53(5):481-9.

DELARIVA, R.L.; AGOSTINHO, A.A. 1999. Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiarum* 21(2):255-262.

DOVE, A.; ZORMAN-ROJS, O.; VERGLES RATAJ, A.; BOLE-HRIBOVSEK, A.; KRAPE, U.; DOBEIC, M. 2004. Health status of free-living pigeons (*Columba livia domestica*) in the city of Ljubljana. *Acta Veterinaria Hungarica* 52: 219-216.

ELTON, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen. London, UK.

ESCOBAR-RAMÍREZ, J.J. 2004. *Síndromes de sostenibilidad ambiental del desarrollo en Colombia*. Proyecto Evaluación de la sostenibilidad en América Latina y el Caribe. NET 056, NET 063. CEPAL. Santiago de Chile.

ESTADES, C.F. 1998. Especie non grata: efectos ecológicos de las especies exóticas. Ciencias Biológicas. Ecología 1(2): 2-12.

FEINSTEIN, B.J. 2004. Learning and transformation in the context of Hawaiian traditional ecological knowledge. Education Quarterly 54(2):105-20.

FORERO-MEDINA, G.; CASTAÑO-MORA, O.V.; RODRÍGUEZ-MELO, M. 2006. Ecología de *Caiman crocodilus fuscus* en San Andrés Isla, Colombia: UN Estudio preliminar. Caldasia 28(1):115-124.

GALINA-TESSARO, T.P.; ORTEGA-RUBBIO, A.; ÁLVAREZ, S. 1999. Colonization of Socorro Island (Mexico), by the tropical house gecko en *Hemidactylus frenatus* (Squamata: Gekkonidae)", en Rev. Biol. Trop. 47:252-263.

GÓMEZ-LEMONS, L.A; CAMPOS, N.H 2008. Presence of *Penaeus monodon* Fabricius (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) in waters off the colombian Guajira. bol. invemar 37 (2): 221-225.

GUTIÉRREZ, F. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C. - Colombia.

GUTIÉRREZ, F. 2001, La introducción de especies como fenómeno global y las especies hidrobiológicas continentales introducidas y/o trasplantadas en Colombia. Asociación Luna Roja, Revista Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible 5(14): 3-32.

HANLEY, K.; PETREN, K.; CASE, T. 1998. An experimental investigation of the competitive displacement of a native gecko by invading gecko: no role for parasites. Oecologia 115:196-205.

HERNÁNDEZ, J.; ACERO, A. 1971. *Apuntes sobre la carpa (Cyprinus carpio), frente al desarrollo de la piscicultura en Colombia*. INDERENA. Colombia.

IAVH. 2005. Especies Invasoras de Colombia. Serie especies colombianas 3. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". Bogotá, D.C. Colombia.

LAZELL, J.D. 1995. Natural Necker. Conserv. Agency Occ. Pap. (2): 1-28.

LEIBOLD, M.A.; MCPEEK, M.A. 2006. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. Ecology 87(6):1399–1410.

LOCKWOOD, J.L.; HOOPES, M.F.; MARCHETTI, M.P. 2007. *Invasion ecology*. Blackwell Publishers. Malden, MA. USA.

MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Issues in Ecology* 5:1-25.

MÁRQUEZ, G.; GUILLOT, G. 2001. Ecología y efecto ambiental de embalses: aproximación con casos colombianos. Universidad Nacional. Instituto de Estudios Ambientales –IDEA–. Bogotá, Colombia.

OLDEN, J.; POFF, L.N. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist* 162(4):442-49.

OPERMANIS, O.; MEDNIS, A.; BAUGA, I. 2001. Duck nests and predators: interaction, Specialisation and possible management. *Wildlife Biology* 7: 87-96.

POPMA, T.; VILLANEDA, A. 1977. *Sustentación de la introducción de *Sarotherodon niloticus* (Tilapia nilótica) en Colombia*. Inderena. Bogotá, Colombia

RILEY, S.D.; HADIDIAN, J.; MANSKI, D.A. 1998. Population density, survival, and rabies in racoons in an urban national park. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1153-1164.

RODRIGUEZ, J.P. 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *INCI* 26 (10):479-483.

RUEDA-ALMONACID, V. 1999. Anfibios y reptiles amenazados de extinción en Colombia. *Rev. Aca. Colomb. Cienc. XXIII (Suplemento especial):475-497*.

SAMPEDRO, A.; MONTAÑEZ, L. 1985. Alimentación de *Rana catesbeiana* en dos zonas de captura de Cuba. *Ciencias Biológicas ACC* 13:59-66.

SOLÓRZANO, E.; MARCANO-CHIRGUITA, C.; QUIJADA, A.; CAMPO, M. 2001. Impacto ecosistémico de las tilapias nroducidas en Venezuela. En: Informe sobre las especies exóticas en Venezuela. Caracas.

TOWSEND, P.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; HARGROVE, W.W. 2004. Potential geographic distribution of *Anoplophora glabripennis* (Coleoptera: Cerambycidae) in North America. *The American Midland Naturalist* 151(1):170-175.

VENCES, M.; WANKE, S.; VIEITES, D.R.; BRANCH, R.W.; GLAW, F.; MEYER, A. 2004. Natural colonization or introduction? Phylogeographical relationships and morphological differentiation of house geckos (*Hemidactylus*) from Madagascar. *Biol. Journal of Linnean Society* 83:115-130.

VILÀ, M.; BACHER, S.; HULME, M.P.; KENIS, M.; KOBELT, M.; NENTWIG, W.; SOL, D.; SOLARZ, W. 2008. Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Ecosistemas* 15(2):13-23.

VITT, L.J. 1995. The ecology of tropical lizards in the Caatinga of northeast Brazil. Occ. Pap. Oklahoma Mus. Nat. Hist. (1): 1-29.

VITT, L.; ZANI, P. 1997. Ecology of the nocturnal lizard *Thecadactylus rapicauda* (Sauria: Gekkonidae) in the amazon región. Herpetologica 53(2):165-179.

WELCOMME, R.L. 1998. International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Papers 294:1-318.

WERNER, E.E.; WELLBORN, G.A.; MCPEEK, M.A. 1995. Diet composition in postmetamorphic bullfrogs and green frogs: Implications for interspecific predation and competition. Journal of Herpetology 29: 600-607.