

Biogeografía, ecología y conservación en la Neopangea: nuevos retos en Brasil

Juan Carlos Guix¹



Fecha de recepción: 5 de abril de 2017

Fecha de aceptación: 11 de mayo de 2017

Fecha de publicación: 10 de julio de 2017

Resumen

En este análisis se evidencian los impactos potenciales de la introducción de especies foráneas de aves y mamíferos utilizando algunos ejemplos del estado de São Paulo (sudeste de Brasil). Se da especial énfasis a la ausencia de estudios relacionados con diversas iniciativas de repoblación realizadas en Brasil en las últimas cinco décadas del siglo xx.

Palabras clave: aves; Brasil; introducciones; fragmentación forestal; mamíferos; Neopangea; poblaciones; repoblación

Abstract. *Biogeography, ecology and conservation in the Neopangea: new challenges in Brazil*

This paper shows the potential impacts caused by the introduction of alien species of both birds and mammals using some examples from the State of São Paulo (Southeastern Brazil). I focus on the lack of studies related to several rewilding initiatives promoted in Brazil during the last five decades of the 20th century.

Keywords: birds; Brazil; introductions; forest fragmentation; mammals; Neopangea; populations; rewilding

Introducción

En las últimas décadas, el estudio de los procesos e impactos de las invasiones biológicas ha centrado gran parte de la atención de académicos, conservacionistas y gestores de áreas naturales protegidas (Strayer et al., 2006; Vilà et al., 2008; Simberloff et al., 2013). Esta atención se ha focalizado mayoritariamente en las especies foráneas, y se ha prestado poca atención a la introducción de poblaciones no nativas de especies autóctonas en nuevas áreas, regiones y ecosistemas.

1. Universitat de Barcelona. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals. Facultat de Biologia. Avda. Diagonal, 643. 08028 Barcelona. jcguix@pangea.org

Uno de los problemas más frecuentes para los gestores de áreas naturales protegidas es averiguar cuándo y cómo determinados organismos han sido introducidos en una zona. Las respuestas relacionadas con estas cuestiones permiten plantear estrategias más eficaces de gestión, a medio y largo plazo, de poblaciones de especies potencialmente invasoras.

La abeja europea (*Apis mellifera*) es un buen ejemplo de la trazabilidad de una invasión, tanto a nivel de especie como de poblaciones foráneas, puesto que es uno de los insectos sobre el cual se dispone de más información acerca de su introducción en distintos continentes. El declive de sus poblaciones en diversas regiones del mundo ha sido motivo de gran preocupación debido al impacto económico que este fenómeno pueda acarrear en la productividad de un gran número de especies cultivadas que estos insectos polinizan (Ellis et al., 2010; Neuman & Carreck, 2010). A mediados del Holoceno, *A. mellifera* vivía en Asia occidental, África y el sudeste de Europa. No obstante, considerando que la especie fue domesticada ya hace como mínimo 4000 años, es difícil determinar con seguridad la región de origen de las poblaciones estrictamente silvestres (Goulson, 2003). Debido a ello, es probable que se hayan introducido subespecies de abejas en determinadas regiones de África y Europa donde no son nativas. Actualmente esta especie habita ya todos los continentes, excepto la Antártida (Seeley, 2016). Los medios de transporte propiciados por los humanos ejercieron de «puentes» entre los continentes y las islas para que esta especie entrara y, posteriormente, se crearon las condiciones idóneas para que se diseminara por sus propios medios. La introducción de *Apis mellifera scutellata* en Rio Claro (estado de São Paulo, Brasil) en 1957 y su rápida progresión geográfica en el Nuevo Mundo, donde se han formado poblaciones polihíbridas (abejas africanizadas), es un buen ejemplo del potencial invasor de una población foránea (Mello et al., 2003).

Existen numerosos ejemplos de este tipo, que incluyen a un gran número de especies de plantas y animales, y que ilustran este «efecto puente» con el que los medios de transporte antrópicos han aproximado los continentes y las islas en la escala temporal y espacial, propiciando así la colonización de extensas regiones de la Tierra. De este modo, se está produciendo una tendencia a la globalización de las floras, las faunas y los ecosistemas. A nivel biológico, en los ecosistemas terrestres, esto se traduce en el surgimiento funcional de una nueva Pangea (Guix, 2017).

Teniendo como referencia el nivel de percepción a escala global o intercontinental, en la mayoría de los casos es relativamente fácil diferenciar las especies alóctonas o foráneas de las autóctonas o nativas. De este modo, la botánica categoriza a las especies directa o indirectamente introducidas por los humanos en un continente o macrorregión antes de 1500 (cuando los medios de transporte transoceánicos no se encontraban aún tan desarrollados) como *arqueófitas*, y las que han sido introducidas después de este marco temporal como *neófitas* (Chytrý et al., 2009).

La introducción de especies foráneas frecuentemente genera interferencias e impactos en las comunidades y los ecosistemas, siendo actualmente considerada una de las principales causas de pérdida de diversidad biológica (Mack et al.,

2000; Mooney & Cleland, 2001; Allendorf & Lundquist, 2003; Goulson, 2003). Por ejemplo, se han identificado ya potenciales interferencias o impactos de la introducción de *Apis mellifera* en la región Neotropical y en la Macaronesia sobre las comunidades de abejas autóctonas (Roubik, 1981; Cairns et al., 2005; Leal-Ramos & León-Sánchez, 2013), y es posible que estas interferencias puedan afectar también a las comunidades de plantas que producen flores (Dupont et al., 2004).

En el presente análisis se pretende llamar la atención sobre los cambios que se pueden producir, en las comunidades y en los ecosistemas, con la introducción de especies y poblaciones foráneas de aves y mamíferos teniendo como referencia los niveles de percepción a escala regional y de sector (véase Blondel, 1986), y tomando como ejemplo el estado de São Paulo (sudeste de Brasil).

Material y métodos

De diversas publicaciones e informes especializados, se han recopilado datos referentes a introducciones y reintroducciones de aves y mamíferos en nueve áreas naturales protegidas del estado de São Paulo («Unidades de Conservação» mayoritariamente cubiertas por vegetación nativa) y en sus respectivas áreas adyacentes (Olmos, 1996; Pereira, 1996; Santiago, 1996; Guix, 1997, 2004; Pereira & Wajntal, 1999; Marini & Marinho-Filho, 2005; Negrão & Valladares-Pádua, 2006; Bonança & Beig, 2010; Brocardo et al., 2012; IBAMA, 2006, 2012; véase también «Planos de Manejo» en Fundação Florestal, 2017). Asimismo, se han obtenido datos a partir de informaciones aportadas por agentes de las fuerzas de seguridad (policías militares, ambientales, forestales, municipales), biólogos, guarda-bosques, gerentes de parques, trabajadores de parques zoológicos, coleccionistas de animales, residentes de propiedades agrícolas y gestores de ONGs en Brasil. Estas informaciones se han complementado con datos de observaciones directas del autor en cada área durante el período de 1985 a 2015.

Se ha podido obtener información retrospectiva referente a liberaciones (que dependiendo de cada caso pueden tratarse de introducciones o reintroducciones) de este tipo hasta comienzos de la década de 1950. Informaciones muy genéricas, del tipo «porco-do-mato», «gato-do-mato», «veado», «macaco», «sagui», «tamanduá», «falcão», «gavião» «tucano», «araçari», «maracanã», «maitaca», «passarinho», «saíra», «saracura», «cardeal», «sabiá», «coleirinha», no han sido incluidas.

Se considera aquí una introducción a cualquier iniciativa (liberaciones intencionadas, fugas) que tenga como consecuencia la inserción de individuos de una especie fuera de su área de distribución natural, y reintroducción a una iniciativa (organizada o no) destinada a repoblar antiguas áreas de distribución natural de una especie (incluyendo, en este último caso, las liberaciones conocidas como «refuerzos poblacionales»).

Las áreas elegidas se han agrupado en función de su superficie y grado de aislamiento en relación a otras áreas naturales (protegidas o no): GRUPO 1 - áreas pequeñas y relativamente aisladas en relación a las áreas naturales contiguas o próximas (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, 542 ha; Parque

Estadual do Jaraguá, 492 ha; Estação Ecológica de Ribeirão Preto, 154 ha); GRUPO 2 - áreas de dimensiones medianas y relativamente aisladas (Superficie protegida del Parque Estadual de Ilhabela en la Isla de São Sebastião, 21647 ha; APAs Cabreúva, Cajamar y Jundiá, total: 82700 ha; APA Ituparanga y Reserva Florestal do Morro Grande, total: 105037 ha; Parque Estadual da Cantareira, 7916 ha - núcleo forestal situado en el APA Sistema Cantareira, con una superficie de 249200 ha que se encuentra ya muy urbanizada); GRUPO 3 - áreas extensas y relativamente comunicadas en el contexto de la fragmentación de los ecosistemas en el este de Brasil (Parque Estadual da Serra do Mar, 315390 ha; APA Serra do Mar, 488864 ha).

Se ha utilizado la nomenclatura de aves y mamíferos de Silveira & Uezu (2011) y Vivo et al. (2011) respectivamente, actualizándose el género *Sapajus* (sin embargo, para las aves véase también Piacentini et al., 2015). Cuando no ha sido posible actualizar la nomenclatura a nivel específico (ej.: por la posibilidad de que en la época de la recogida de los datos un determinado nombre científico abarcara a más de una especie) se han mantenido los nombres originales recopilados (representados con « »).

Resultados y discusión

Biogeografía

Se han contabilizado un mínimo de 114 especies de aves y mamíferos introducidas/reintroducidas en al menos una de las nueve áreas analizadas y sus entornos. De entre las aves, los órdenes más bien representados en cuanto al número de especies son Passeriformes, Psittaciformes y Columbiformes, mientras que entre los mamíferos están el superorden Xenarthra y el orden Carnívora (Anexo). A las especies que constan en el Anexo hay que añadir otras, introducidas desde hace siglos en Brasil, como *Columba livia*, *Passer domesticus*, *Canis lupus familiaris*, *Felis catus*, *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus* y *Mus musculus*, que habitan también en diversas áreas naturales protegidas del estado de São Paulo y sus entornos.

Las áreas en que se han podido recopilar más registros e informaciones de especies de aves y mamíferos introducidas fueron (n = número mínimo de especies): la agrupación formada por las APAs Cabreúva, Cajamar y Jundiá (n = 60), el Parque Estadual da Serra do Mar (n = 58) y el Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (n = 37).

Las especies introducidas o reintroducidas en cada área pueden estar representadas tanto por unos pocos individuos como por poblaciones. La mayoría de estos individuos o poblaciones surgieron a partir de fugas producidas en el entorno de jardines zoológicos, centros de recuperación, criaderos de animales y viviendas y/o a partir de liberaciones intencionadas. En muchos casos no existen estadísticas fiables del número de animales fugados de jardines zoológicos y centros de recuperación durante el siglo XX. En estos casos, frecuentemente, no existe constancia alguna de lo ocurrido con los ejemplares huidos o simplemente constan como «bajas» sin especificar.

Incluso en los casos en que se dispone de datos más fiables sobre los animales liberados a finales del siglo xx, existen dudas razonables sobre la identificación taxonómica de algunas de ellas (ej.: *Dasyopus* spp., *Dasyprocta* spp., *Megascops* spp., *Penelope* spp., *Aramides* spp. *Cebus/Sapajus* spp.). De este modo, es probable que ejemplares de más de una especie hayan sido liberados bajo el nombre de *Ottus choliba* (*Megascops choliba*), *Dasyopus novemcinctus*, *Dasyprocta azarae*, *Penelope superciliaris*, *Aramides saracura*, etc. De hecho, en algunos casos, no se hizo siquiera un esfuerzo por identificar a los individuos liberados, constando solamente los nombres comunes genéricos de salida (ej.: tatu-galinha, macaco-prego, cutia, jacu, curiango, bacurau, saracura, juriti, periquito, maitaca, saíra, etc.). Por otro lado, en diversos casos en que se llevaron a cabo introducciones controladas de animales en el estado de São Paulo, las áreas receptoras de los animales liberados se situaban próximas o incluso en el mismo entorno de áreas naturales protegidas (IBAMA, 2006; 2012).

De este modo, el hecho de que en el pasado reciente (Época Contemporánea) una determinada especie autóctona hubiera sido detectada en una localidad o región del estado de São Paulo, no implica necesariamente que las poblaciones actuales de esta especie en esta región sean relictas (cf. Guix, 1997). Es decir, al menos algunas de estas poblaciones podrían haberse originado a partir de ejemplares reintroducidos procedentes de otras localidades.

Uno de los problemas relacionados con la liberación de animales en el este de Brasil es de escala de percepción (cf. Blondel, 1986). Por ejemplo, con frecuencia se ha utilizado la unidad «Mata Atlántica» como bioma-referente para discernir si una especie es nativa o foránea. Sin embargo, esta unidad genérica o *sensu lato* engloba diferentes tipos de florestas que se extienden por regiones climáticas que van desde el nordeste al sur de Brasil, nordeste de Argentina y sudeste de Paraguay (véase, por ejemplo, Hueck, 1972). Muchas especies animales son sensibles a las características geográficas (ej.: altitud, relieve), climáticas (temperatura, pluviosidad) y fisionómicas de los bosques que existen en esta gran región sudamericana, por lo que su distribución geográfica tampoco es homogénea.

La introducción de animales que no son autóctonos de una zona o región conlleva riesgos diversos, tales como la introducción de parásitos y enfermedades en poblaciones autóctonas, la posibilidad de que se produzcan hibridaciones entre especies, y la introgresión de genes no nativos en el genoma (Biedrzycka et al., 2012; Edwards, 2014). Por otro lado, la escasez de datos fiables sobre la procedencia de gran parte de las especies de aves y mamíferos que han sido liberadas en diversas áreas naturales del estado de São Paulo, dificultan los estudios sobre la biogeografía y la genética de sus poblaciones (cf. Guix, 1997).

La introducción de ejemplares de especies autóctonas que cuentan con amplia distribución geográfica, sin procedencia conocida o procedentes de regiones muy distantes de las áreas receptoras, añade aún más factores de incertidumbre en los programas de conservación (véase Nogués-Bravo et al., 2016). En las especies con distribución geográfica muy extensa, es frecuente que se desarrollen diferencias genéticas y adaptativas en determinadas poblaciones, que pueden ser más o menos perceptibles (variedades geográficas identificables, ecotipos; véase tam-

bién «evolutionarily significant units» Moritz, 1994; Crandall et al., 2000; Fraser & Bernatchez, 2001). Considerando que muchas veces estas poblaciones presentan adaptaciones (fisiológicas, comportamentales, etc.) a determinadas condiciones ambientales, la translocación de individuos entre regiones ecológicas distintas podría acarrear problemas para las poblaciones estrictamente autóctonas (véase, por ejemplo, Ogden, 2016; Polfus et al., 2016). Este problema potencial incluye a algunas de las especies de mamíferos más comunes de Sudamérica que habitan en biomas muy distintos y que han sido objeto de introducciones y translocaciones en el estado de São Paulo (ej.: *Dasybus novemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Tamandua tetraactyla*, *Nasua nasua*, *Cuniculus paca*).

Hasta finales del siglo xx el nombre «*Cebus apella*» englobaba a más de una especie de *Sapajus* (Cebidae) (véase Emmons, 1990; Eisenberg & Redford, 1999). Como consecuencia, hoy por hoy, no se sabe con seguridad qué especies de *Sapajus* fueron liberadas en diversas áreas naturales protegidas del estado de São Paulo hasta entonces, e incluso ya bien entrado el siglo xxi (véase también «*Alouatta fusca*» y «*Callicebus personatus*» en Emmons, 1990). Por otro lado, algunas subespecies de aves (ej.: cf. «*Aratinga solstitialis*» en Sick, 1985; *Penelope obscura* en Pereira, 1996) y de mamíferos (ej.: cf. «*Alouatta guariba*» y *Callicebus* spp. en Mittermeier et al., 2013) que no fueron consideradas en el pasado en algunos programas de conservación, han sido elevadas a la categoría de especies. Situaciones similares podrían haberse producido con otros taxones que también podrían estar englobados en un único nombre específico y que actualmente se encuentran en proceso de revisión sistemática. Este problema no es exclusivo del estado de São Paulo y se ha presentado también en diversas áreas protegidas del este de Brasil.

En las últimas décadas se ha observado una expansión en la distribución geográfica de algunas especies de aves que habitan áreas abiertas y semi-abiertas en el estado de São Paulo. Entre estas especies se encuentran *Platalea ajaja*, *Theristicus caudatus*, *Cariama cristata*, *Patagioenas picazuro*, *Zenaida auriculata*, *Amazona aestiva*, *A. amazonica*, *Aratinga leucophthalma*, *A. aurea*, *Diopsittaca nobilis* y *Ramphastos toco*. Al menos en algunos casos, estas expansiones recientes podrían considerarse como un fenómeno de recuperación de antiguas áreas donde en el pasado estas especies habitaban de forma natural. En otros casos, sin embargo, habrían sido favorecidas por cambios ambientales (pérdida de superficie forestal; véase Willis, 1979; Sick, 1985; Ranvaud et al., 2001) y, posiblemente también, por la aportación de individuos introducidos (por fugas y/o liberaciones). Otras especies cuyas áreas de distribución geográfica no incluían el estado de São Paulo, tales como *Myocastor coypus* y *Myiopsitta monachus*, también se habrían beneficiado de estos cambios medioambientales. En este caso cabe incluir también especies de mamíferos y aves procedentes de otros continentes como *Sus scrofa*, *Lepus europaeus* y *Estrilda astrild*.

En el futuro, otros cambios ambientales podrían favorecer aún más a algunas especies (ej.: a medida que diversas florestas secundarias jóvenes situadas en fragmentos forestales vayan alcanzando estadios de sucesión ecológica más avanzados, mayores serán las posibilidades de que especies de psitácidos puedan anidar en cavidades naturales en los árboles viejos).

Introducciones, reintroducciones y fragmentación forestal

La introducción o reintroducción de aves y mamíferos en los fragmentos forestales del este de Brasil plantea nuevos retos de conservación. Por lo general las áreas forestales de pequeñas y medias dimensiones (grupos 1 y 2, respectivamente) son más vulnerables a los efectos de la fragmentación de hábitats y ecosistemas (Chiarello, 1999; Ficher & Lindenmayer, 2007; Layman et al., 2007; Bascompte & Jordano, 2014; Valiente-Banuet et al., 2015). Así pues, la introducción de psitácidos o la reintroducción de grandes mamíferos herbívoros en este tipo de fragmentos, puede ocasionar problemas específicos que deben ser tenidos en cuenta en la gestión de las áreas naturales protegidas aisladas. Esto es así por el impacto potencial que puedan generar en la disponibilidad de semillas, en el primer caso, o en la colonización de plántulas y plantas jóvenes, en el segundo.

En determinadas situaciones, los ejemplares introducidos parecen no haber sobrevivido suficiente tiempo como para poder dejar una descendencia que permitiera establecer una población reproductora. De esta forma, algunas especies que fueron liberadas, o que escaparon en algunas áreas, nunca más volvieron a ser detectadas (ej.: *Phasianus colchicus*, *Rostrhamus sociabilis*, *Glaucidium brasilianum*, *Aratinga acuticaudata*, *Melopsittacus undulatus*). Este es el caso también de *Pecari tajacu* y *Tayassu pecari*, oriundos del Bosque Municipal Fábio Barreto, que fueron liberados al final da década de 1970 e inicio da década de 1980 en la «Mata de Santa Tereza» (actualmente Estação Ecológica de Ribeirão Preto).

Sin embargo, en otros casos, un pequeño número de ejemplares adultos parece ser suficiente para iniciar un proceso de colonización, especialmente cuando la población fundacional recibe (esporádicamente o regularmente) aportaciones de individuos por medio de nuevas introducciones. Así pues, es posible que ejemplares de otras especies de mamíferos de gran tamaño liberadas en la Estação Ecológica de Ribeirão Preto y su entorno, como capibaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*), pudieran haber sobrevivido en la región. Es posible incluso que algunos de los capibaras se hubieran desplazado (a través de los riachuelos de la región) hasta otras áreas naturales y seminaturales próximas. De hecho, a comienzos de la década de 1980 fueron detectados los primeros ejemplares de capibaras en las inmediaciones del lago del Campus da USP de Ribeirão Preto (antigua Fazenda Monte Alegre), situado a 5 km en línea recta de la E.E. de Ribeirão Preto.

A veces, los animales introducidos pueden formar poblaciones suficientemente numerosas como para producir impactos evidentes. Un caso bastante conocido es el de la Ilha de Anchieta (Parque Estadual da Ilha Anchieta), situada en el litoral norte del estado de São Paulo. En 1983 algunas especies de reptiles y mamíferos fueron liberadas en esta isla de 828 ha, en una operación oficial de «rewilding». Al cabo de poco tiempo, los impactos sobre la flora y la fauna de la isla se hicieron cada vez más evidentes (ej.: depredación de un gran número de nidos de aves autóctonas; Alvarez & Galetti, 2007; Bovendorp & Galetti, 2007; Alvarez et al., 2008).

Evidentemente lo que puede ser un área relativamente «aislada» para unas determinadas especies, no necesariamente lo es para otras. De este modo, numerosas especies de aves migratorias o errantes del sudeste de Brasil, pueden despla-

zarse de un fragmento forestal a otro y alcanzar áreas naturales protegidas extensamente cubiertas por bosques.

Los fragmentos forestales pequeños y más aislados del grupo 1 parecen no ofrecer condiciones óptimas para la supervivencia de determinadas especies de aves y mamíferos. Por ejemplo, en el Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (un área de 542 ha de bosques nativos secundarios y espacios de vegetación abierta artificialmente mantenidos por el ser humano), habitaban de forma natural *Tinamus solitarius*, *Crypturellus obsoletus*, *Ramphastos vitellinus*, así como diversas especies de colibríes, hasta como mínimo mediados de la década de 1940 (Werner C.A. Bokermann, com. pers.). Sin embargo, desde hace varias décadas, no ha sido detectado ningún individuo más de estas especies en los bosques nativos del parque (Guix, 2004). Es posible, pues, que cualquier tentativa de reintroducción de estas aves en esta área en un futuro tenga escasas posibilidades de éxito. Sin embargo, esta área ha podido mantener a más de un grupo de *Alouatta clamitans* de forma ininterrumpida en las últimas décadas (cf. Monticelli & Morais, 2015). Incluso áreas mucho más pequeñas han sido capaces de mantener a uno o más grupos de *Alouatta* de forma continuada. Este es el caso del Bosque Municipal Fábio Barreto (un área de tan solo 8,8 ha de bosque seminatural), donde diversos ejemplares de *Alouatta caraya* fueron introducidos (o reintroducidos) en la década de 1960 (Alves, 1983; Alves & Guix, 1992).

A medida que el proceso de urbanización del área metropolitana de São Paulo fue avanzando hacia sus zonas más periféricas, diversos fragmentos de bosques nativos fueron deforestados, mientras que otros (ej.: P.E.s das Fontes do Ipiranga, Jaraguá y Cantareira) acabaron rodeados por casas e infraestructuras diversas, convirtiéndose en parques urbanos. En este contexto, algunas de las especies de aves foráneas que se han establecido en el ámbito urbano (véase Fontoura et al., 2013) podrían estar colonizando éstas y otras áreas naturales cercanas.

La Ilha de São Sebastião (área del grupo 2) tiene un largo pasado de muy diversas interferencias antrópicas, que se remonta al período de colonización portuguesa (entre los siglos XVI y XIX). Así pues, mientras que las cotas de altitud más bajas de esta isla fueron intensivamente deforestadas para el cultivo y el pastoreo, las cotas más elevadas fueron utilizadas como áreas forestales de suministro de madera para la construcción y, sobretodo, para el suministro de leña para la combustión. Desde entonces la práctica de la caza ha persistido en la isla, sobretodo la caza de subsistencia y, como mínimo desde mediados del siglo XX, también de forma intermitente la práctica de la caza deportiva (a pesar de que ambas están prohibidas por la *Lei nº 5197, de 3 de janeiro de 1967*) (véase el Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilhabela en Fundação Florestal, 2017). De este modo, el conjunto de estas interferencias podría haber mermado considerablemente algunas poblaciones de aves y mamíferos o incluso haber extinguido localmente otras.

Según informaciones de antiguos residentes de la Ilha de São Sebastião y del continente próximo, en el pasado esta isla fue también un lugar de liberación de animales, especialmente con finalidades cinegéticas. Entre los animales supuestamente liberados en la Ilha de São Sebastião se encontrarían ejemplares de *Tinamus solitarius* y *Cuniculus paca* (Werner C.A. Bokermann, com. pers., 1983

basándose en informaciones de terceros). Así pues, aunque existen registros de la presencia de *T. solitarius* en la isla desde mediados del siglo XX y, de *C. paca* desde finales del siglo XIX (véase Olmos, 1996), no se descarta la posibilidad de que, en un momento dado, las poblaciones de estas y otras especies muy cazadas en la isla hubieran decaído drásticamente y que luego hubieran incorporado ejemplares procedentes del continente en Época Contemporánea. En este caso, estas posibles «reintroducciones de refuerzo» podrían haber evitado la desaparición completa de diversas especies de frugívoros/granívoros de mayor tamaño que quedaron aisladas cuando el nivel del mar subió al final del Pleistoceno e inicio del Holoceno, mientras que otras (ej.: *Crypturellus obsoletus*, *C. tataupa*, Tinamidae; *Penelope obscura bronzina*, Cracidae), que se encuentran presentes en el continente próximo, se habrían extinguido en la isla.

Potenciales interferencias en las redes de interacciones mutualistas

El número de especies catalogadas como depredadoras de semillas (ej.: tinámidos, fasiánidos, columbiformes y paseriformes granívoros, psitácidos) ($n = 55$; 48.2%) ha sido mayor que el número de especies catalogadas como dispersoras de semillas (ej.: túrdidos, tráupidos, géneros *Alouatta*, *Penelope*, *Ramphastos*) ($n = 21$; 18.4%) (n total = 114).

La reintroducción de determinadas especies nativas en un área puede producir desequilibrios e impactos (véase Nogués-Bravo et al., 2016 para una discusión sobre el tema). Por ejemplo, la introducción o la reintroducción de un elevado número de especies de aves y mamíferos granívoros (depredadoras de semillas) o de mamíferos ramoneadores, en cortos espacios de tiempo, sin que el área de introducción cuente con suficientes especies y/o poblaciones de depredadores naturales, podría afectar la capacidad de colonización de diversas plantas autóctonas. En sentido contrario, la introducción o reintroducción de un gran número de depredadores de animales puede comportar impactos en las poblaciones que les sirven de presas.

Especialmente preocupante es la introducción de jabalíes y cerdos cimarrones (*Sus scrofa*) en el estado de São Paulo, a partir de especímenes escapados de granjas de cría a comienzos de 1990. Como esta especie disemina semillas de algunas plantas y depreda semillas de otras, tanto en áreas donde ha sido introducida como en las de su distribución natural (Gómez et al., 2003; Sanguinetti & Kitzberger, 2010; O'Connor & Kelly, 2012), es difícil saber cómo la colonización de ambientes naturales por jabalíes afectará a las redes de interacciones mutualistas en el sudeste de Brasil.

Por otro lado, la reciente introducción de una especie de *Dasyprocta* en la Ilha de São Sebastião (detectada por primera vez en diciembre de 2009 por M. Dutra; Guix, 2010) podría tener efectos beneficiosos en las redes de interacciones mutualistas, ya que se trata de un importante dispersor de semillas grandes en un área que no cuenta con *Alouatta clamitans* (Atelidae) y *Penelope* sp./spp. (Cracidae).

Uno de los problemas derivados de la fragmentación de hábitats y ecosistemas es la extinción local de determinadas especies y la consecuente simplificación de

las comunidades de animales y plantas (Terborgh, 1992; Chiarello, 1999; Silva & Tabarelli, 2000; Ribon et al., 2003). De este modo, en los fragmentos forestales pequeños y relativamente aislados suelen faltar tanto determinadas especies de grandes depredadores (ej.: felinos, aves rapaces), como de dispersores de semillas de grandes dimensiones (ej.: tapir, algunas especies de monos y de crácidos) (Guix, 1996; Ribon et al., 2003). Precisamente estos dos factores (superficie reducida y elevado grado de aislamiento) desaconsejan las iniciativas de reintroducciones de este tipo de animales. Por otro lado, los fragmentos pequeños podrían ser más vulnerables también a los impactos de las especies foráneas que actúan como depredadores de semillas (ej.: roedores, psitácidos) sobre las diásporas más grandes.

En casos similares a los Parques Estaduales do Jaraguá, das Fontes do Ipiranga y la Estação Ecológica de Ribeirão Preto (fragmentos pequeños y relativamente aislados; grupo 1), la hipotética reintroducción de una especie autóctona de *Dasyprocta* (Dasyproctidae) podría contribuir a mejorar la dispersión de semillas grandes en el interior de los bosques, siempre y cuando estas y otras especies de roedores pudieran contar con un número suficiente de depredadores que permitiera controlar sus poblaciones. Sin embargo, la reintroducción de Dasypróctidos o incluso de *Tapirus terrestris* (en este último caso, para nada recomendable) tampoco resolvería el problema del aislamiento de determinadas especies de plantas que producen semillas grandes, puesto que difícilmente podrían transportarlas muy lejos de estas áreas. En estos casos, cabría plantearse la intervención humana para restablecer cierto grado de permeabilidad en relación al flujo de semillas entre áreas próximas con ecosistemas similares, ya sea a través del intercambio de semillas o la plantación de plantas jóvenes.

Consideraciones finales

El escenario creado con la introducción intencionada o accidental de especies y poblaciones foráneas de aves y mamíferos no es exclusivo del estado de São Paulo, ni tampoco del sudeste de Brasil. En el noreste, centro-oeste y sur del país la historia y la política de reintroducciones de animales ha sido similar, así como probablemente también los efectos relacionados con las introducciones de elementos foráneos (especies, subespecies y posibles ecotipos) en las poblaciones, comunidades y ecosistemas silvestres. Si a este panorama añadimos las introducciones que se han producido en las últimas décadas de otros grupos de vertebrados (peces, anfibios y reptiles), invertebrados (ej.: insectos) y plantas, los efectos sobre los ecosistemas neotropicales podrían ser cada vez mayores y más impredecibles.

En las últimas décadas se han promovido numerosas acciones organizadas de reintroducción, e incluso de introducción, de diversas especies de animales en áreas en proceso de recuperación natural, tales como campos de cultivo y de pastoreo abandonados o antiguas explotaciones forestales, conocidas genéricamente en algunos medios como «rewilding». Entre las principales justificaciones para llevar a cabo estas acciones están: 1) la reducción de la pérdida de diversidad biológica y 2) la restauración de la funcionalidad de los ecosistemas (véase, por ejemplo, Seddon et al., 2014; Rewilding Europe, 2015; Corlett, 2016).

En el caso del este de Brasil, las acciones de este tipo que se llevaron a cabo a finales del siglo XX, pretendían especialmente «descongestionar» los zoológicos y centros de recuperación de fauna que recibían grandes contingentes de animales decomisados del comercio ilegal. Ante la saturación poblacional de los recintos de muchos de estos centros de mantenimiento de animales vivos, un gran número de animales fueron también liberados en áreas naturales sin ningún tipo de criterio de selección. En los últimos años la legislación brasileña ha impuesto normas más restrictivas a este tipo de acciones, que incluyen la identificación y el control sanitario de los animales que puedan ser objeto de liberaciones (sin embargo, véase Azevedo-Santos et al., 2017). En general, las áreas naturales receptoras de animales capturados en la naturaleza o nacidos en cautividad, han sido fragmentos de vegetación nativa (bosques densos o sabanas) de dimensiones y grados de aislamiento muy diversos (desde pequeñas áreas de bosques nativos situadas en el interior de zonas urbanas, a grandes áreas naturales que mantienen aún cierto grado de conectividad biológica con otros fragmentos próximos).

Varias, por no decir la mayoría, de las áreas receptoras de aves y mamíferos del este de Brasil no fueron objeto de ningún tipo de evaluación o estudio previo que contemplasen los impactos potenciales relacionados con las iniciativas de reintroducción o introducción. Por otra parte, los estudios a posteriori de este tipo que se realizaron son escasos y, en varios casos, incompletos. Así pues, cabe considerar la posibilidad de que algunas de las iniciativas de conservación, que supuestamente pretendían incrementar la biodiversidad y la funcionalidad de los ecosistemas, puedan haber tenido un efecto contrario al originariamente deseado.

Especial cuidado se deberá dar a las reintroducciones de animales que se planteen en el futuro (en este sentido véase por ejemplo Marini & Marinho-Filho, 2005; IUCN/SSC, 2013 y Edwards, 2014), principalmente las que se realicen en las áreas pequeñas y relativamente aisladas por la fragmentación forestal. Al mismo tiempo, es importante establecer programas continuados de control de especies foráneas de animales y plantas en los planes de gestión de las áreas naturales protegidas, tanto de las especies catalogadas como invasoras como de las que no lo son.

Paralelamente, se recomienda realizar estudios genéticos de las poblaciones de especies autóctonas que han sido objeto de reintroducciones a partir de ejemplares de otras procedencias (y/o de procedencias desconocidas). Los futuros estudios genéticos, taxonómicos y sistemáticos (entre otros) de determinados grupos de vertebrados, deberán tener en cuenta la potencial introgresión genética en las poblaciones que han recibido individuos sin procedencia conocida o procedentes de otras localidades o regiones distantes.

Agradecimientos

Werner C.A. Bokermann, Emílio Dente, Bento Vieira de Moura Neto, Sylvio Vieira y Daniel L. Fedullo me facilitaron el acceso a informaciones sobre introducciones de aves y mamíferos en algunas áreas naturales, entre las décadas de

1950 y 1980. Edwin O. Willis identificó algunas de las especies de aves y aportó opiniones interesantes acerca de sus distribuciones geográficas. El Bosque Municipal Fábio Barreto, mediante acuerdo con la Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto (USP), y la Fundação Parque Zoológico de São Paulo me permitieron la consulta de diversos de sus archivos relacionados con la liberación de animales, en las décadas de 1970 y 1980. Eduardo Mateos Frías, Franco L. de Souza, Núria López Mercader y un revisor anónimo realizaron valiosas sugerencias al manuscrito.

Referencias bibliográficas

- Allendorf, F.W.; Lundquist, L.L. 2003. Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. *Conserv. Biol.* 17: 24-30.
- Alvarez, A.D.; Bovendorp, R.S.; Fleury, M.; Galetti, M. 2008. Paraísos de exóticos. *Ciência Hoje* 41: 69-71.
- Alvarez, A.D.; Galetti, M. 2007. Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. *Rev. Brasileira Zool.* 24: 1011-1016. <<http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000400018>>
- Alves, I.M.S.C. 1983. Comportamento e hábito alimentar de um grupo de bugios (*Alouatta caraya* Humboldt, 1811) em ambiente semi-natural (Primates, Cebidae). Tese de graduação. Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo.
- Alves, I.M.S.C.; Guix, J.C. 1992. Feeding habits of *Alouatta caraya* in a semi-natural area (SE Brazil). *Mammalia* 56: 469-472.
- Azevedo-Santos, V.M.; Fearnside, P.M.; Oliveira, C.S.; Padial, A.A.; Pelicice, F.M.; Lima Jr., D.P.; Simberloff, D.; Lovejoy, T.E.; Magalhães, A.L.B.; Orsi, M.L.; Agostinho, A.A.; Esteves, F.A.; Pompeu, P.S.; Laurance, W.F.; Petrere Jr., M.; Mormul, R.P.; Vitule, J.R.S. 2017. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodivers. Conserv.* <<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-017-1316-x>>
- Bascompte, J.; Jordano, P. 2014. Mutualistic networks. *Monographs in Population Biology Series*, nº 53. Princeton University Press. Princeton. USA.
- Biedrzycka, A.; Solarz, W.; Okarma, H. 2012. Hybridization between native and introduced species of deer in Eastern Europe. *J. Mammalogy* 93: 1331-1341. <<http://dx.doi.org/10.1644/11-MAMM-A-022.1>>
- Blondel, J. 1986. Biogeografía y ecología. Editorial Academia. León.
- Bonança, R.A.; Beig, B.B. 2010. Levantamento da avifauna em três parques do município de Jundiá, São Paulo. *Atualidades Ornitológicas On-line* 156. Julho/agosto 2010. <www.ao.com.br>
- Bovendorp, R.S.; Galetti, M. 2007. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 9: 353-357.
- Brocardo, C.R.; Rodarte, R.; Bueno, R.S.; Culot, L.; Galetti, M. 2012. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba. *Biota Neotrop.* 12(4): <<http://www.biotaneotropica.org.br/v12n4/en/abstract?inventory+bn020442012>>
- Cairns, C.E.; Villanueva-Gutiérrez, R.; Koptur, S.; Bray, D.B. 2005. Bee populations, forest disturbance, and africanization in Mexico. *Biotropica* 37: 686-692.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biol. Conserv.* 89: 71-82.

- Chytrý, M.; Wild, J.; Pyšek, P.; Tichý, L.; Danihelka, J.; Knollová, I. 2009. Maps of the level of invasion of Czech Republic by alien plants. *Preslia* 81: 187-207.
- Corlett, R.T. 2016. Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world. *Trends Ecol. Evol.* 31: 453.
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.017>>
- Crandall, K.A.; Bininda-Emonds, O.R.P.; Mace, G.M.; Wayne, R.K. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 15: 290-295.
- Dupont, Y.L.; Hansen, D.; Valido, A.; Olesen, J.M. 2004. Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biol. Conserv.* 118: 301-311.
- Edwards, M. 2014. A review of management problems arising from reintroductions of large carnivores. *J. Young Investigators* 27: 11-16
- Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics. Vol. 3.* The University of Chicago Press. Chicago and London.
- Ellis, J.D.; Evans, J.D.; Pettis, J. 2010. Colony losses, managed colony population decline, and Colony Collapse Disorder in the United States. *J. Apicultural Research* 49: 134-136.
- Emmons, L. H. 1990. *Neotropical rainforest mammals. A Field Guide.* University of Chicago Press. Chicago and London.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol. Biodiv.* 16: 265-280.
- Fontoura, P.M.; Dyer, E.; Blackburn, T.M.; Orsi, M.L. 2013. Non-native bird species in Brazil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 8: 165-175.
<<http://dx.doi.org/10.4013/nbc.2013.83.07>>
- Fraser, D.J.; Bernatchez, L. 2001. Adaptive evolutionary conservation: towards a unified concept for defining conservation units. *Mol. Ecol.* 10: 2741-2752.
<<http://dx.doi.org/10.1046/j.0962-1083.2001.01411.x>>
- Fundação Florestal 2017. Planos de Manejo. Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo. <www.fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo>
- Gómez, J.M.; García, D.; Zamora, R. 2003. Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecol. Management* 180: 125-134.
- Goulson, D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34: 1-26.
<<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132355>>
- Guix, J.C. 1996. Aspectos da frugivoria, disseminação e predação de sementes por vertebrados nas florestas nativas do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Col-lecció de Tesis Doctorals Microfitxades núm. 2798. Publicacions Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Guix, J.C. 1997. Exclusão geográfica e ecológica de *Penelope obscura*, *Penelope superciliosus* e *Pipile jacutinga* (Galliformes, Cracidae) no estado de São Paulo. *Ararajuba* 5: 195-202.
- Guix, J.C. 2004. An annotated list of birds in three parks of São Paulo city, SE Brazil, with observations on their feeding habits. *Grupo Estud. Ecol., Sér. Doc.* 7: 1-25.
- Guix, J.C. 2010. Interferências antrópicas nos sistemas naturais do Parque Estadual de Ilhabela: propostas para o plano de manejo. Relatório preliminar apresentado em 25 de novembro de 2010 à Fundação Florestal, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo.
- Guix, J.C. 2017. Bienvenidos a Neopangea. *Quercus* 373: 82.
- Hueck, K., 1972. *As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica.* Editora Universidade de Brasília, Editora Polígono. São Paulo.

- IBAMA 2006. Áreas de soltura e monitoramento. Relatório de atividades. I Encontro de ASM – Áreas de soltura e monitoramento de animais silvestres – Estado de São Paulo. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. São Paulo.
- IBAMA 2012. Centros de triagem e áreas de soltura de animais silvestres no Estado de São Paulo. Revista CETAS e ASMs no Estado de São Paulo – Relatório de atividades 2012. Superintendência do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis no Estado de São Paulo. São Paulo.
- IUCN/SSC 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland. <http://www.issg.org/pdf/publications/RSG_ISSG-Reintroduction-Guidelines-2013.pdf>
- Layman, C.A.; Quattrochi, J.P.; Peyer, C.M.; Allgeier, J.E. 2007. Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letters* 10: 937-944.
- Leal-Ramos, A.; León-Sánchez, L.E. 2013. Antagonismo de *Apis mellifera* y *Melipona beecheii* por las fuentes de alimentación. *Revista Cubana de Ciencias Forestales* 1: 1-9.
- Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecol. Appl.* 10: 689-710.
- Marini, M.A.; Marinho-Filho, J.S. 2005. Translocação de aves e mamíferos: teoria e prática no Brasil. In: Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van Sluys, M.; Alves, M.A.S. (eds.), *Biologia da conservação* (Cap. 24). Programa de ecologia, manejo e conservação de ecossistemas do sudeste do Brasil. Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ). Rio de Janeiro.
- Mello, M.H.S.H.; Silva, E.A.; Natal, D. 2003. Abelhas africanizadas em área metropolitana do Brasil: abrigos e influências climáticas. *Rev. Saúde Pública* 37: 237-241.
- Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Wilson, D.E. (eds.) 2013. *Handbook of the mammals of the World*. Vol. 3. Primates. Lynx Edicions, Barcelona.
- Monticelli, C.; Morais, L.H. 2015. Impactos antrópicos sobre uma população de *Alouatta clamitans* (Cabrera, 1940) em fragmento de Mata Atlântica no Estado de São Paulo: apontamento de medidas mitigatórias. *Rev. Biociências, Taubaté* 21: 14-26.
- Mooney, H.A.; Cleland, E.E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 98: 5446-5451.
- Moritz, C. 1994. Defining 'Evolutionarily Significant Units' for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 9: 373-375.
<[http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90057-4](http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347(94)90057-4)>
- Negrão, M.F.F.; Valladares-Pádua, C. 2006. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biota Neotrop.* 6(2) <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00506022006>>
- Neuman, P.; Carreck, N.L. 2010. Honey bee colony losses. *J. Apicultural Research* 49: 1-6.
- Nogués-Bravo, D.; Simberloff, D.; Rahbek, C.; Sanders, N.J. 2016. Rewilding is the new Pandora's box in conservation. *Current Biol.* 26: 87-91.
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2015.12.044>>
- O'Connor, S-J.; Kelly, D. 2012. Seed dispersal of matai (*Prumnopitys taxifolia*) by feral pigs (*Sus scrofa*). *New Zealand J. Ecol.* 36: 228-231.
- Ogden, L.E. 2016. What caribou are you? *New Scientist* 232: 72-73.
- Olmos, F. 1996. Missing species in São Sebastião island, Southeastern Brazil. *Papéis Avulsos Zool., S.Paulo* 39: 329-349.
- Pereira, S.L. 1996. Variabilidade genética em Cracídeos e monitoramento de populações reintroduzidas em áreas reflorestadas. Tese de Mestrado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. São Paulo.

- Pereira, S.L.; Wajntal, A. 1999. Reintroduction of guans of the genus *Penelope* (Cracidae, Aves) in reforested areas in Brazil: assessment by DNA fingerprinting. *Biol. Conserv.* 87: 31-38.
- Piacentini, V.Q.; Aleixo, A.; Agne, C.E.; Maurício, G.N.; Pacheco, J.F.; Bravo, G.A.; Brito, G.R.R.; Naka, L.N.; Olmos, F.; Posso, S.; Silveira, L.F.; Betini, G.S.; Carrano, E.; Franz, I.; Lees, A.C.; Lima, L.M.; Pioli, D.; Schunck, F.; Amaral, F.R.; Bencke, G.A.; Cohn-Haft, M.; Figueiredo, L.F.A.; Straube, F.C.; Cesari, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Rev. Brasileira Ornitol.* 23: 91-298.
- Polfus, J.L.; Manseau, M.; Simmons, D.; Neyelle, M.; Bayha, W.; Andrew, F.; Andrew, L.; Klütsch, C.F.C.; Rice, K.; Wilson, P. 2016. Łeghągots'enetę (learning together): the importance of indigenous perspectives in the identification of biological variation. *Ecol. Soc.* 21: 18.
<<http://dx.doi.org/10.5751/ES-08284-210218>>
- Ranvaud, R.; Freitas, K.C. de; Bucher, E.H.; Dias, H.S.; Avanzo, V.C.; Alberts, C.C. 2001. Diet of Eared doves (*Zenaida auriculata*, AVES, COLUMBIDAE) in a sugar-cane colony in South-eastern Brazil. *Braz. J.: Biol.* 61: 651-660.
- Rewilding Europe 2015. Annual review 2014 (Summers, L., ed.). Amsterdam. <www.rewildingeurope.com>
- Ribon, R.; Simon, J.E.; Mattos, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17: 1827-1839.
- Roubik, D.W. 1981. Comparative foraging behavior of *Apis mellifera* and *Trigona corvina* (Hymenoptera: Apidae) on *Baltimora recta* (Compositae). *Rev. Biol. Trop.* 29: 177-183.
- Sanguinetti, J.; Kitzberger, T. 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. *Biological Invasions* 12: 689.
<<http://dx.doi.org/10.1007/s10530-009-9474-8>>
- Santiago, W.T.V. 1996. O programa de reintrodução da CESP em Paraibuna, SP. In: Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia. UNICAMP. Campinas. pp. 114-116.
- Seddon, P.J.; Griffiths, C.J.; Soorae, P.S.; Armstrong, D. 2014. Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science* 345: 406.
<<http://dx.doi.org/10.1126/science.1251818>>
- Seeley, T.D. 2016. Following the wild bees: the craft and science of bee hunting. Princeton University Press. Princeton and Oxford.
- Sick, H. 1985. Ornitologia brasileira, uma introdução. Vols. 1 e 2. Editora Universidade de Brasília. Brasília.
- Silva, J.M.C; Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Nature* 404: 72-74.
- Silveira, L.F.; Uezu, A. 2011. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11 (1a). <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0061101a2011>>
- Simberloff, D; Martin, J.L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D.A.; Aronson, J.; Courchamp, F.; Galil, B.; García-Berthou, E; Pascal, M.; Pysek, P; Sousa, R.; Tabacchi, E.; Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* 28: 58-66.
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>>
- Strayer, D.L.; Eviner, V.T.; Jeschke, J.M.; Pace, M.L. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 21: 645-65.
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.007>>

- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283-292.
- Valiente-Banuet, A.; Aizen, M.A.; Alcántara, J.M.; Arroyo, J.; Cocucci, A.; Galetti, M.; García, M.B.; García, D.; Gómez, J.M.; Jordano, P.; Medel, R.; Navarro, L.; Obeso, J.R.; Oviedo, R.; Ramírez, N.; Rey, P.J.; Traveset, A.; Verdú, M.; Zamora, R. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Funct. Ecol.* 29: 299-307.
- Vilà, M.; Valladares, F.; Traveset, A.; Santamaría, L.; Castro, P. (coord.) 2008. *Invasiones Biológicas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.
- Vivo, M.; Carmignotto, A.P.; Gregorin, R.; Hingst-Zaher, E.; Lack-Ximenes, G.E.; Miretzki, M.; Percequillo, A.R.; Rollo, M.M.; Rossi, R.V.; Taddei, V.A. 2011. Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11 (Supl.1): 111-131. <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0071101a2011>>
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool., S. Paulo* 33 (1): 1-25.

Anexo

Lista de especies recopiladas y/o observadas referentes a introducciones/reintroducciones de aves y mamíferos en áreas naturales protegidas del estado de São Paulo y sus respectivas áreas adyacentes. Período: Entre finales de 1951 y marzo de 2017. APA = Área de Proteção Ambiental.

Parque Estadual da Cantareira: «*Didelphis marsupialis*», *Bradypus variegatus*, *Tamandua tetradactyla*, *Alouatta clamitans*, «*Cebus apella*» (*Sapajus* sp./spp.), *Callithrix* spp. (incluyendo *C. jacchus*, *C. penicillata* y, posiblemente también, *C. geoffroyi*), *Puma concolor*, *Nasua nasua*, *Cuniculus paca*, *Penelope* sp., *Amazona aestiva*, *Aratinga aurea*, *Aratinga auricapillus*, *Aratinga leucophthalma*, *Ramphastos toco*, *Sicalis flaveola*, *Estrilda astrild*; **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga:** *Euphractus sexcinctus*, «*Cebus apella*» (*Sapajus* sp./spp.), *Callithrix* spp., *Anas platyrhynchos*, *Anas* cf. *georgica*, *Penelope* spp. (incluyendo *P. obscura* y, posiblemente también, *P. superciliaris*), *Butorides striata*, *Rosthramus sociabilis*, *Milvago chimachima*, *Caracara plancus*, *Falco sparverius*, *Aramides cajanea*, *Aramides saracura*, *Streptopelia decaocto*, *Columbina squammata*, *Clavavis* sp., *Amazona aestiva*, *Diopsittaca nobilis*, *Aratinga leucophthalma*, *Tyto alba*, *Megascops choliba*, *Athene cunicularia*, *Asio clamator*, *Glaucidium brasili-anum*, *Nyctibius griseus*, *Ramphastos dicolorus*, *Cyanocorax chrysops*, *Cyanocorax cyanopogon*, *Turdus* spp., *Sicalis flaveola*, *Gnorimopsar chopi*, *Molothrus bonariensis*, *Sporagra magellanica*, *Estrilda astrild*; **Parque Estadual do Jaruá:** *Bradypus* sp., *Callithrix* spp. (incluyendo *C. jacchus*), *Nasua nasua*, *Mazama* sp./spp., *Falco sparverius*, *Patagienas picazuro*, *Zenaida auriculata*, *Aratinga acuticaudata*, *Aratinga leucophthalma*, *Aratinga aurea*, «*Aratinga solstitialis*», *Brotogeris chiriri*, *Diopsittaca nobilis*, *Melopsittacus undulatus*, *Ramphastos toco*, *Tangara* spp., *Sicalis* spp. (incluyendo *S. flaveola*), *Paroaria dominicana*; **Parque Estadual da Serra do Mar:** *Didelphis aurita*, *Bradypus variegatus*, *Tamandua tetradactyla*, *Alouatta clamitans*, *Callithrix penicillata*, «*Cebus apella*» (*Sapajus* sp./spp.), *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus*, *Nasua nasua*, *Tapirus terrestris*, *Dasyprocta* spp. (incluyendo *D. azarae*), *Cuniculus paca*, *Tinamus solitarius*, *Crypturellus obsoletus*, *Crypturellus tataupa*, *Crypturellus parvirostris*, *Rostrhamus sociabilis*, *Penelope* spp. (incluyendo *P. obscura* y *P. superciliaris*), *Odontophorus capueira*, *Amazona aestiva*, *Aratinga leucophthalma*, *Brotogeris tirica*, *Forpus xanthopterygius*, *Pionopsitta pileata*, *Pionus maximiliani*, *Aegolius harrisii*, *Ramphastos dicolorus*, *Ramphastos toco*, *Turdus albicollis*, *Turdus amaurochalinus*, *Turdus leucomelas*, *Turdus flavipes*, *Turdus rufiventris*, *Saltator*

similis, *Cyanerpes cyaneus*, *Tangara seledon*, *Tachyphonus coronatus*, *Thraupis ornata*, *Thraupis palmarum*, *Thraupis sayaca*, *Ramphocelus bresilius*, *Zonotrichia capensis*, *Sicalis flaveola*, *Sporophila angolensis*, *Sporophila caerulescens*, *Sporophila falcirostris*, *Sporophila frontalis*, *Sporophila leucoptera*, *Sporophila lineola*, *Volatinia jacarina*, *Chrysomus ruficapillus*, *Molothrus bonariensis*, «*Passerina cyanoides*», *Sporagra magellanica*, *Euphonia chlorotica*, *Estrilda astrild*; **Ilha de São Sebastião - Parque Estadual de Ilhabela**: *Dasyprocta* sp. (*leporinalazarae*; introducción o reintroducción), *Cuniculus paca* (posible reintroducción), *Sus scrofa*, *Amazona aestiva*, *Ramphastos toco*, *Estrilda astrild*; **APA Cabreúva, APA Cajamar e APA Jundiá (áreas protegidas contiguas que incluyen la Serra do Japi)**: *Bradypus variegatus*, *Tamandua tetradactyla*, *Euphactus sexcinctus*, *Dasyprocta* sp./spp., *Callithrix* spp. (incluyendo *C. penicillata* y, posiblemente también, *C. aurita*), *Leopardus pardalis*, *Leopardus* cf. *tigrinus*, *Chrysocyon brachyurus*, *Nasua nasua*, *Mazama* sp./spp., *Dasyprocta* sp., *Cuniculus paca*, *Lepus europaeus*, *Aburria jacutinga*(?), *Penelope* spp. (incluyendo *P. obscura* y *P. superciliaris*), *Phasianus colchicus*, *Rupornis magnirostris*, *Cariama cristata*, *Columbina talpacoti*, *Leptotila* sp./spp., *Patagienas picazuro*, *Zenaida auriculata*, *Amazona aestiva*, *Amazona amazonica*, *Aratinga aurea*, *Aratinga leucophthalma*, *Brotogeris* spp. (incluyendo *B. chiriri* y *B. tirica*), *Diopsittaca nobilis*, *Forpus xanthopterygius*, *Glaucidium brasilianum*, *Ramphastos toco*, *Cyanocorax cristatellus*, *Cyanocorax chrysops*, *Turdus* spp. (incluyendo *T. albicollis*, *T. amaurochalinus*, *T. flavipes* y *T. rufiventris*), *Saltator similis*, *Tangara* spp., *Thraupis sayaca*, *Zonotrichia capensis*, *Sicalis flaveola*, *Sicalis luteola*, *Volatinia jacarina*, *Sporophila* spp. (incluyendo *S. caerulescens* y *S. lineola*), *Paroaria dominicana*, *Coryphospingus cucullatus*, *Coryphospingus pileatus*, *Cyanoloxia brissonii*, *Agelasticus thilius*, *Gnorimopsar chopi*, *Icterus* spp., *Sporagra magellanica*, *Euphonia* spp.; **APA Ituparanga y Reserva Florestal do Morro Grande**: *Callithrix* spp. (incluyendo *C. penicillata*), *Nasua nasua*, *Mazama gouazoubira*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Lepus europaeus*, *Penelope* sp., *Amazona aestiva*, *Aratinga leucophthalma*, *Pionus maximiliani*, *Ramphastos* spp. (incluyendo *R. dicolorus*), *Turdus* spp. (incluyendo *T. rufiventris*), *Saltator similis*, *Zonotrichia capensis*, *Sicalis flaveola*, *Sporophila caerulescens*, *Sporophila frontalis*, *Cyanoloxia brissonii*, *Sporagra magellanica*; **APA Serra do Mar**: *Didelphis* spp. (incluyendo *D. albiventris*), *Myrmecophaga tridactyla*, *Tamandua tetradactyla*, *Leopardus* cf. *pardalis*, *Nasua nasua*, *Tapirus terrestris*, *Mazama americana*, *Mazama gouazoubira*, *Dasyprocta* sp./spp., *Cuniculus paca*, *Sus scrofa*, *Lepus europaeus*, *Penelope* sp., *Cariama cristata*, *Ramphastos* spp. (incluyendo *R. dicolorus*), *Turdus albicollis*, *Turdus flavipes*, *Saltator similis*, *Tachyphonus coronatus*, *Tangara* spp., *Thraupis ornata*, *Sicalis flaveola*, *Sporophila* spp. (incluyendo *S. caerulescens* y *S. frontalis*), *Molothrus bonariensis*, *Euphonia violacea*; **Estação Ecológica de Ribeirão Preto (Mata de Santa Tereza)**: «*Cebus apella*» (*Sapajus* spp., incluyendo *S. libidinosus*), *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Cariama cristata*, *Aratinga aurea*, *Aratinga leucophthalma*, *Brotogeris chiriri*, *Estrilda astrild*.