



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

COORDINACIÓN GENERAL ACADÉMICA

Coordinación de Bibliotecas

Biblioteca Digital

La presente tesis es publicada a texto completo en virtud de que el autor ha dado su autorización por escrito para la incorporación del documento a la Biblioteca Digital y al Repositorio Institucional de la Universidad de Guadalajara, esto sin sufrir menoscabo sobre sus derechos como autor de la obra y los usos que posteriormente quiera darle a la misma.

2006 B – 2011 A

303290166

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y
AGROPECUARIAS



INCIDENCIA DE LA FAUNA FERAL RESPECTO A FAUNA NATIVA
EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA ESTERO EL SALADO,
MUNICIPIO DE PUERTO VALLARTA, JALISCO.

TRABAJO DE TITULACIÓN EN LA MODALIDAD DE TESIS
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

P R E S E N T A

BEATRIZ FABIOLA GARCÍA PADILLA

Las Agujas, Zapopan, Jal. Junio 2014



Universidad de Guadalajara
Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Coordinación de Carrera de la Licenciatura en Biología

COORD-BIO-073/2012

C.BEATRIZ FABIOLA GARCÍA PADILLA
PRESENTE

Manifestamos a usted, que con esta fecha, ha sido aprobado su tema de titulación en la modalidad de **TESIS E INFORMES** opción: **Tesis**, con el título **"INCIDENCIA DE LA FAUNA FERAL RESPECTO A FAUNA NATIVA EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA ESTERO EL SALADO, MUNICIPIO DE PUERTO VALLARTA, JALISCO"**, para obtener la Licenciatura en Biología.

Al mismo tiempo le informamos, que ha sido aceptado como director(a) de dicho trabajo al **Dr. Sergio Guerrero Vázquez** y asesora a la **Dra. Silvia Socorro Zalapa Hernández**.

Sin más por el momento, aprovechamos para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"PIENSA Y TRABAJA"

Las Agujas, Nextipac, Zapopan, Jal., 07 de mayo, del 2012.

DRA. TERESA DE JESÚS ACEVES ESQUIVIAS
PRESIDENTE DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

Verónica Palomera Avalos
M.C. VERÓNICA PALOMERA AVALOS
SECRETARIO DEL COMITÉ DE TITULACIÓN

FORMA F

Dra. Georgina Adriana Quiroz Rocha.
Presidente del Comité de Titulación.
Licenciatura en Biología.
CUCBA.
Presente

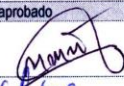
Nos permitimos informar a usted que habiendo revisado el trabajo de titulación, modalidad Tesis e Informes, opción Tesis con el título: "INCIDENCIA DE LA FAUNA FERAL RESPECTO A FAUNA NATIVA EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA ESTERO EL SALADO, MUNICIPIO DE PUERTO VALLARTA, JALISCO" que realizó el/la pasante Beatriz Fabiola García Padilla con número de código 303290166 consideramos que ha quedado debidamente concluido, por lo que ponemos a su consideración el escrito final para autorizar su impresión.

Sin otro particular quedamos de usted con un cordial saludo.

Atentamente
Las Agujas, Zapopan, Jalisco, 30 de abril de 2014

Firma 
Nombre **SERGIO GUERRERO V.**
Director/a del trabajo,

firma 
nombre **Silvia Socorro Zalapa Hernandez**
Asesor(es)

Nombre completo de los Sinodales asignados por el Comité de Titulación	Firma de aprobado	Fecha de aprobación
Margarito Mora Núñez		30/Abril/2014
Agustín Camacho Rdz		30/Abril/2014
José Luis Navarrete Heredia		30/abr/2014
Supl. Silvia Socorro Zalapa Hernandez		30/abr/2014


6-May-2014
COMITE DE
TITULACION



A mis papas, Luis García y Ma. Eugenia Padilla, a mis hermanas, por su apoyo incondicional, por todo su cariño y amor, por luchar conmigo y nunca rendirse, por ser mi mano amiga en todo momento, porque gracias a ustedes estoy aquí, son mi orgullo, los amo.

AGRADECIMIENTOS

A mi director Sergio Guerrero Vázquez por confiar en mí, brindarme su conocimiento y su apoyo constante en la realización de este proyecto, a Silvia Zalapa por sus aportaciones y empuje, a ambos por su amistad.

A mis sinodales, Agustín, Tito y José Luis por sus aportaciones y comentarios para enriquecer este trabajo.

A mis amigos, los ferales, Maro, Arquí, Fernanda N., Fernanda O., Uriel, Omar, por todo su apoyo en campo, por las risas y los buenos momentos compartidos, a mis amigos Dani, Cecy, Leo, Asdru, Marco, J. Pablo, con los que recorrí este camino desde el principio, por todo su apoyo y amistad.

A Jaime Salcedo, por ser parte importante, por su cariño y apoyo incondicional en todo momento.

Al área natural protegida Estero El Salado por las facilidades otorgadas para la elaboración de este proyecto.

Este trabajo fue financiado por el FIDES, UDG y PROMEP proyecto “Fauna Urbana y Periurbana de Jalisco: Diversidad y Ecología”UGD-CA-51

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	12
ANTECEDENTES	15
OBJETIVOS	19
ÁREA DE ESTUDIO	20
MATERIALES Y MÉTODOS	23
Trabajo de campo.....	23
Análisis de datos.....	24
RESULTADOS.....	26
DISCUSIÓN.....	39
CONCLUSIONES.....	45
RECOMENDACIONES.....	47
LITERATURA CITADA	48
ANEXOS	57

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del Estero el Salado, en el municipio de Puerto Vallarta, Jalisco.	20
Figura 2. Sitios de ubicación de cámaras-trampa, en el ANP Estero el Salado, municipio de Puerto Vallarta, Jalisco.....	24
Figura 3. Distribución del esfuerzo de muestreo (número de horas-trampa) en función de cada uno de los seis sitios seleccionados para la colocación de las cámaras trampa en el ANP Estero El Salado y sus áreas colindantes, Puerto Vallarta, Jalisco.	26
Figura 4. Estimación del número de especies potenciales para el estero El Salado, con base en estimadores de riqueza, se utilizó como unidad de muestra el mes de muestreo.	27
Figura 5. Número de registros obtenidos, mediante el uso de cámaras trampa, para cada una de las especies registradas, periodo de estudio fue de enero 2011 a marzo 2012, estero El Salado.	28
Figura 6. Número de especies de mamíferos registradas en cada uno de los sitios de muestreo del estero El Salado y sus áreas colindantes.	29
Figura 7. Número de registros de perro (<i>Canis lupus familiaris</i>) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.	29
Figura 8. Número de registros de gato (<i>Felis silvestris catus</i>) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.	30
Figura 9. Número de registros de mapache (<i>Procyon lotor</i>) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.	30
Figura 10. Número de registros de tlacuache (<i>Didelphis virginiana</i>) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.	31
Figura 11. Número de registros de armadillo (<i>Dasyopus novemcinctus</i>) en función de cada una de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.	31
Figura 12. Registros en diferentes sitios de muestreo para Jaguaroundi (<i>Puma yagouaroundi</i>), conejo (<i>Sylvilagus floridanus</i> .) y zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>).	32

Figura 13. Distribución mensual de los registros obtenidos para el perro (<i>Canis lupus familiaris</i>), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal.	34
Figura 14. Distribución mensual de los registros obtenidos para el gato doméstico (<i>Felis silvestris catus</i>), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal.	34
Figura 15. Distribución mensual de los registros obtenidos para el mapache (<i>Procyon lotor</i>), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal.	35
Figura 16. Distribución mensual de los registros obtenidos para el armadillo (<i>Dasypus novemcinctus</i>), tlacuache (<i>Didelphis virginiana</i>) y Zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal.	35
Figura 17. Patrones de actividad durante las 24 horas, de las especies ferales, registradas en el estero El Salado y áreas colindantes.	36
Figura 18. Patrones de actividad de las especies nativas, donde se observa que la principal actividad es realizada durante las primeras horas de la noche y la madrugada	37

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Especies de mamíferos registrados mediante el uso de cámaras trampa en el estero El Salado y sus sitios colindantes, en función de cada uno de los sitios de muestreo.	28
Cuadro 2. Valores de traslape espacial, calculados mediante el índice de Pianka, entre las diferentes especies de mamíferos registradas en el ANP, Estero el Salado. CALU: <i>Canis lupus familiaris</i> , DANO: <i>Dasypus novemcinctus</i> , DIVI: <i>Didelphis virginiana</i> , FECA: <i>Felis silvestris catus</i> , PROLO: <i>Procyon lotor</i> , PUYA: <i>Puma yagouaroundi</i> , URCY: <i>Urocyon cinereoargenteus</i>	33
Cuadro 3. Resultados de la prueba de Rayleigh (Z) y Watson's (U^2), a partir de datos de registros durante un periodo de 24 horas, para las especies de mamíferos registradas en el estero El Salado.....	38
Cuadro 4. Valores de traslape temporal, calculados mediante el índice de Pianka, entre las diferentes especies de mamíferos registradas en el ANP, estero El Salado. CALU: <i>Canis lupus familiaris</i> , DANO: <i>Dasypus novemcinctus</i> , DIVI: <i>Didelphis virginiana</i> , FECA: <i>Felis silvestris catus</i> , PROLO: <i>Procyon lotor</i> , PUYA: <i>Puma yagouaroundi</i> , URCY: <i>Urocyon cinereoargenteus</i>	38

RESUMEN

INCIDENCIA DE LA FAUNA FERAL RESPECTO A FAUNA NATIVA EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA ESTERO EL SALADO, MUNICIPIO DE PUERTO VALLARTA, JALISCO.

En las áreas naturales protegidas uno de los problemas más preocupantes ha sido la introducción de especies exóticas y la presencia de fauna feral, éstas últimas están relacionadas con la urbanización tanto en sus zonas de influencia como dentro de las mismas. El crecimiento urbano cerca de las áreas naturales protegidas y los animales domésticos, que más tarde llegan a convertirse en poblaciones ferales, alteran el equilibrio y pueden impactar de forma negativa sobre las especies nativas.

En el presente estudio se evaluó la incidencia de fauna feral y nativa de mamíferos en el ANP estero El Salado, se identificaron los sitios de mayor incidencia de fauna feral, así como los patrones de actividad tanto espacial como temporal para cada una de las especies registradas, finalmente se comparó la actividad espacio-temporal entre dichas especies.

Se realizaron muestreos mensuales de enero 2011 a marzo 2012, utilizando cámaras trampa, en seis sitios. El esfuerzo de muestreo consistió de 34,079 horas-trampa; durante este periodo obtuvimos el registro de ocho especies de mamíferos, pertenecientes a 4 órdenes, 6 familias y 8 géneros; dentro de estas especies se detectó la presencia del jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), siendo el primer registro de la especie para el ANP.

Entre los mamíferos nativos, el mayor número de registros correspondió al mapache (*Procyon lotor*) con 1,305, seguido por el tlacuache (*Didelphis virginiana*) con 36, para los mamíferos ferales fue el perro (*Canis lupus familiaris*) con 198 y el gato (*Felis silvestris catus*) con 77, se observó que el número de registros obtenidos para las especies ferales fue mayor al obtenido para las especies nativas registradas, exceptuando el mapache.

Los sitios denominados La Torre y Puerta 4, presentaron el mayor número de registros de especies ferales, en tanto el segundo de ellos, presentó el mayor número de registros de mapache. Los sitios con el mayor número de registros para especies ferales y mapache, corresponden a la zona en donde la actividad humana y número de viviendas es más alta, por otra parte los sitios que se observan con mejor estado de conservación y mayormente alejados de las zonas con mayor cantidad de viviendas fueron La Selvita y Vivero, mismos en los que el registro de especies nativas fue mayor.

En lo que respecta a la actividad espacial, las especies con el mayor traslape fueron *P. lotor* y *F. catus silvestris* (0.951); y en la actividad temporal, el mayor traslape se presentó entre *P. lotor* y *C. lupus familiaris* (0.58).

Los patrones de actividad espacio-temporal registrados para cada una de las especies mostraron que la fauna nativa presentó, principalmente, actividad nocturna y crepuscular, con excepción del jaguarundi; en cambio las especies ferales presentaron actividad tanto diurna como nocturna, con picos de actividad por la mañana y tarde.

INTRODUCCIÓN

La reducción de poblaciones de especies de fauna de sus hábitats naturales, y en algunos casos desaparición, ha sido relacionada a factores tales como la pérdida y fragmentación de hábitats (Suzán y Ceballos 2005) y, en algunos casos, a la introducción de especies exóticas y presencia de fauna feral (Wilson 1992, Velarde y Anderson 1994, Bright 1998, Devine 1998, Jaksic 1998, Courchamp y Sugihara 1999, Cox 1999, Everett 2000, Mellink 1992, Parker et al. 1999).

De acuerdo con Medellín-Legorreta (2000), la fauna feral es la que no pertenece a la fauna original de determinada área o región y que, debido a la acción directa o indirecta del ser humano, se han logrado establecer como poblaciones independientes, éstas son asociadas a los núcleos humanos. Por su parte, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) define como fauna feral al establecimiento de poblaciones de especies exóticas que fueron introducidas y que se han establecido en el medio silvestre, pero que forzosamente derivaron de una condición doméstica; es decir, los animales que dan origen a poblaciones ferales son siempre animales domésticos, tales como los gatos y los perros (Lever 1985, Manchester y Bullock 2000).

Por otro lado, la Ley General de Vida Silvestre (2010) define a las poblaciones ferales como aquellos ejemplares pertenecientes a especies domésticas, que al quedar fuera del control del hombre, se establecen en el hábitat natural de la vida silvestre. Estrictamente, el uso del término "población feral" es inadecuado para designar a poblaciones de especies como las ratas (*Rattus* spp.) y el ratón casero (*Mus musculus*), comúnmente comensales del hombre, ya que no derivaron de poblaciones domésticas.

Las áreas naturales protegidas se han visto inmersas en estos problemas. El registro de fauna feral ha estado relacionado con la urbanización en sus zonas colindantes, de influencia y, en ciertas ocasiones, dentro de las mismas. El crecimiento urbano cerca de las áreas naturales protegidas y los animales domésticos, que más tarde pueden llegar a convertirse en poblaciones ferales, alteran el equilibrio y generan un impacto negativo sobre las especies nativas

(Bodey et al., 2011). Frecuentemente los animales domésticos se insertan y co-existen en sitios que no les corresponde convirtiéndose en fauna feral y compitiendo con la fauna nativa.

La introducción de especies exóticas, ha sido señalada como un aspecto importante relacionado con la extinción de especies nativas (Mellink 1992 y 1993, Wilson 1992, Velarde y Anderson 1994, Devine 1998, Jaksic 1998, Courchamp y Sugihara 1999, Cox 1999, Parker et al. 1999, Everett 2000). De acuerdo con Wilson (1992), Bright (1998) y Rodríguez (2001), este fenómeno ocupa el segundo lugar en importancia después de la destrucción del hábitat, al actuar de manera sinérgica con otras amenazas.

Se calcula que aproximadamente el 17% de las extinciones de especies animales en tiempos históricos, en todo el mundo, pudo ser generado por la introducción de especies exóticas (Groombridge 1992). Algunas estimaciones indican que aproximadamente el 93% de los anfibios y reptiles, el 93% de las aves y el 29% de los mamíferos extintos, fueron especies insulares y en muchos casos estas extinciones fueron ocasionadas o relacionadas con la introducción de especies exóticas (Ceballos y Márquez-Valdelamar 2000). Sin embargo, Groombridge (1992) señala que el porcentaje de extinciones de mamíferos (desde el año 1600) de especies insulares es cercano al 58% y derivado en gran parte de la introducción de especies exóticas.

La depredación por parte de la fauna feral ha causado la declinación y la extinción de la fauna nativa. Un gato adulto, como fauna feral, se alimenta de pequeños mamíferos, aves, anfibios, reptiles, peces e insectos (DEWHA, 2008), siendo causantes de la disminución y extinción de varias especies nativas de animales pequeños y medianos en varias partes del mundo, principalmente de poblaciones nativas de aves (Álvarez -Romero y Medellín, 2005).

La presencia de perros en algunas islas del pacífico ha sido evidenciada por el impacto que representan como depredadores sobre la fauna nativa. Éstos se pueden reproducir hasta dos veces por año y tener 10 crías o más. Se alimentan

de todo tipo de desperdicios orgánicos dejados por el hombre, se consideran buenos cazadores de animales pequeños, medianos y grandes, como venados, también son consumidores de carroña. Se considera que el perro es un competidor importante de animales nativos como coyotes, pumas y jaguares, pudiendo afectar la dinámica poblacional de estos. Así mismo, esta especie ha sido identificada como portador y transmisor de varias enfermedades y parásitos (Álvarez-Romero y Medellín, 2005).

El ANP Estero El Salado, está localizada en el municipio de Puerto Vallarta y una de sus características principales es el hecho de estar rodeada por la mancha urbana, por lo que se puede catalogar como un “estero urbano”. De acuerdo con evaluaciones preliminares (Plan de Manejo ANP ZCE Estero el Salado, 2007), se estima la presencia de más de 200 especies de vertebrados, de los cuales, algunas aves, reptiles y ciertos mamíferos, se reproducen en esa área.

La presencia de especies como gatos y perros ha sido observada de manera común dentro del ANP Estero El Salado. Sin embargo, hasta el momento, no se tiene una evaluación del número de individuos que inciden en dicha área, las zonas de mayor incidencia de éstos y su efecto sobre las poblaciones de especies nativas. Por ello, el presente trabajo tiene como fin, evaluar la incidencia de fauna feral en el ANP y sus áreas colindantes, así como detectar los sitios de mayor incidencia de dicha fauna, de tal manera que se pueda aportar información que permita, de ser necesario, establecer medidas de control, contribuyendo de esa manera a la conservación de la riqueza faunística presente en esa área natural protegida.

ANTECEDENTES

Existen varios estudios sobre el impacto que han generado los vertebrados exóticos a lo largo del mundo. De manera particular las islas han sido un claro ejemplo de ello, en donde se han registrado extinciones de especies y subespecies de roedores y aves a causa de la depredación por especies como perros, gatos o roedores exóticos, y la modificación de las comunidades vegetales y alteración del paisaje por herbívoros como cabras y conejos (Mellink y Palacios 1990, Mellink 1992, Velarde y Anderson 1994, Barrat 1998, Jaksic 1998, Mack y D'Antonio 1998, Cox 1999, Ceballos y Márquez-Valdelamar 2000, Manchester & Bullock 2000).

Los vertebrados exóticos pueden ejercer también su impacto sobre los ecosistemas naturales o semi-naturales a través de la competencia (por interferencia o por recursos) y la introducción de enfermedades y parásitos a las poblaciones de animales nativos; algunas de las cuales pueden ser transmitidas incluso al ser humano (Mellink 1992, Jaksic 1998). En particular, especies comensales del hombre como ratas y ratones, pueden ser importantes depredadores de huevos, reptiles, invertebrados, pequeñas aves y mamíferos (Mellink 1992, Velarde y Anderson 1994 y Jaksic 1998). De este modo, además de los efectos directos que puedan tener las especies exóticas existen muchos otros indirectos con consecuencias graves para el ecosistema en su conjunto (Donlan 2000).

Phillips *et al.* (2007) realizaron un estudio acerca de la dieta del gato, como fauna feral, sobre carnívoros nativos de la isla San Clemente en California, para determinar como la interacción entre la fauna feral y la fauna nativa afecta a la isla, en los resultados obtenidos se observó que la dieta del gato consistió de artrópodos, reptiles y aves nativas. Los gatos son el principal competidor del zorro (*Urocyon littoralis clementae*) en esta isla, ya que entre ambos la dieta resultó ser muy similar, lo que representa un problema para el zorro, como especie nativa.

Por otro lado, Jackson *et al.* (2007) llevaron a cabo un trabajo en donde colocaron un cebo con veneno, con el objetivo de acabar con la fauna feral sin dañar a la

nativa de las reservas de Perth, Australia. El trabajo se realizó con zorros no nativos, el mejor resultado se obtuvo en reservas urbanas en relación a las reservas peri-urbanas. Al igual que los zorros, los perros y algunas aves se alimentaban del cebo. Por su parte, Glen *et al.* (2009) observaron que el cuol occidental o Chuditch (*Dasyurus geoffroii*) ha presentado un declive en sus poblaciones desde el asentamiento europeo debido a la introducción del zorro y gatos ferales. Mediante la implementación de programas de manejo, se observó que esta especie respondió de manera favorable al control del zorro, en cambio los gatos ferales tendieron a aumentar, una vez que el zorro era eliminado.

May y Norton (1996) realizaron un estudio acerca del impacto que representa la fragmentación de los Bosques, así como la depredación por parte de especies ferales (gato, perros salvajes (dingo) y el zorro) a la fauna nativa en Australia, las especies ferales son depredadores, compiten por recurso y transmiten parásitos a las especies nativas. Aunado a estos problemas, se encuentran la destrucción, fragmentación y alteración del hábitat de la fauna nativa. Los dingos se alimentan principalmente de mamíferos medianos; los zorros de pequeñas y medianas especies, y los gatos de pequeñas y medianas especies, así como de aves y reptiles.

En Victoria, Australia, Coman y Brunner (2012) colectaron 128 gatos ferales en dos hábitat distintos, el estómago de los individuos fue extraído, para evaluar el tipo de alimento de éstos, resultando que el mayor porcentaje de su dieta (88%) comprendió pequeños mamíferos, principalmente conejos y ratones, seguido de aves y reptiles.

En México se ha tenido una importante pérdida de especies nativas, a causa de las especies introducidas, sobre todo en islas, esto debido a la depredación, parasitismo y competencia. Medellín-Legorreta (2000) realizó una compilación sobre los vertebrados exóticos, su diversidad, distribución y efectos potenciales en México. En dicho trabajo presenta fichas descriptivas que ayudan a identificar la especie, el hábitat, sus hábitos, distribución y los problemas que estas representan.

Sin embargo, son pocos los estudios realizados sobre la relación entre la fauna feral y la fauna nativa en alguna ANP de México. En la isla Natividad, Baja California Sur, México Bradford *et al.* (2002) realizaron un estudio de la vulnerabilidad de *Puffinus opisthomelas* por los gatos introducidos. Por medio del análisis de excretas del gato se pudo observar que el 90% de su dieta consiste en *P. opisthomelas*. Se estimó que la tasa de crecimiento anual para esta especie, debido a la depredación del gato, disminuyó a un 5% por cada 20 gatos para una población de 150,000 aves.

De acuerdo con Wood *et al.* (2002) estudios sobre la dieta de gatos ferales indican que podrían estar impactando algunas poblaciones de reptiles endémicos de algunas islas del país.

El gato doméstico ha sido catalogado como el depredador exótico más peligroso para cualquier fauna nativa, seguido del perro (ISSG 2005). De las aproximadamente 69 introducciones de gato doméstico registradas, este depredador tuvo efectos significativos sobre presas nativas en 38 casos, de éstos, uno ha ocurrido en áreas continentales, dos en islas de la plataforma continental y 35 en islas oceánicas. Los perros por su parte han tenido efectos significativos en al menos 11 sitios de los 20 en que hay registro de introducción, uno en zonas continentales y 10 en islas oceánicas. Para el caso específico de las aves insulares, el gato está considerado como el segundo depredador más importante, atribuyéndose a éste aproximadamente el 26% de las extinciones de aves insulares relacionadas con depredación (Boitani 2001, MacDonald y Thom 2001). De acuerdo con Lever (1994), de las 153 especies de presas nativas afectadas por depredadores introducidos, cerca del 42% fueron afectadas por gatos domésticos y el 11% por perros ferales.

De acuerdo a un estudio realizado por la CONABIO, el grupo de Ecología y conservación de islas A.C., AridAmérica A.C. y The Nature Conservancy, la fauna feral ha tenido un impacto negativo, como sucede en distintas islas; en la reserva de la Biósfera Archipiélago de Revillagigedo a los gatos introducidos en los años setenta, se les atribuye la extinción de la paloma de isla Socorro *Zenaida graysoni*

y están afectando por depredación a la lagartija azul (*Urosaurus auriculatus*) que es endémica de la isla (IMTA, Conabio, GECI, Aridamérica, The Nature Conservancy, 2007).

En la reserva de la Biósfera Ría Lagartos y Ría Celestún, los perros ferales afectan seriamente a las poblaciones de flamencos y también saquean los nidos de tortugas marinas. En 2004 los flamencos comenzaron a anidar en mayo, llegando aproximadamente 10,000 aves al mismo tiempo, al inicio de esa temporada, esta colonia abandonó cerca de 300 huevos debido a que los perros ferales mataron a los adultos que empollaban. Para el caso de las tortugas marinas, en 1997 los monitoreos demostraron que los perros ferales ya se consideraban un depredador importante debido al saqueo directo a los nidos de tortugas. En 1991 se identificaron poco más de 10 nidos saqueados por perros, y para el año 2000 ya se había incrementado a casi cincuenta nidos. En la Reserva de la Biosfera Isla de Guadalupe, en el Pacífico norte de México, dos especies de aves, el caracara de Guadalupe *Polyborus luctuosus* y el Petrel de Guadalupe *Oceanodroma macrodactyla* se han extinguido a causa de la depredación por parte de gatos ferales que fueron introducidos en las islas. (IMTA, Conabio, GECI, Aridamérica, The Nature Conservancy, 2007).

OBJETIVOS

1. Evaluar la incidencia de fauna feral y fauna nativa de mamíferos en el Área Natural Protegida Estero el Salado, Puerto Vallarta, Jalisco.
2. Comparar el patrón de actividad espacio-temporal entre las especies nativas respecto a las ferales en el área natural protegida Estero El Salado.
3. Identificar zonas de mayor incidencia de las especies de fauna feral, en el área natural protegida Estero El Salado.

ÁREA DE ESTUDIO

El Estero el Salado, es un área natural protegida, localizada dentro del municipio de Puerto Vallarta, Jalisco. Fue decretado como Área Natural Protegida (ANP), en categoría de zona de conservación ecológica el jueves 27 de julio de 2000. Es un estero urbano, ya que se encuentra rodeado de la mancha urbana del puerto (Plan de Manejo ANP ZCE Estero el Salado, 2007). Adicional al polígono del ANP, se integraron al sitio de estudio las áreas colindantes a la misma, quedando delimitado el polígono al norte por la calle Paseo de las Flores, al sur por la calle Politécnico Nacional, al este por Av. México, y al oeste por el Boulevard Francisco Medina Ascencio (Figura 1).

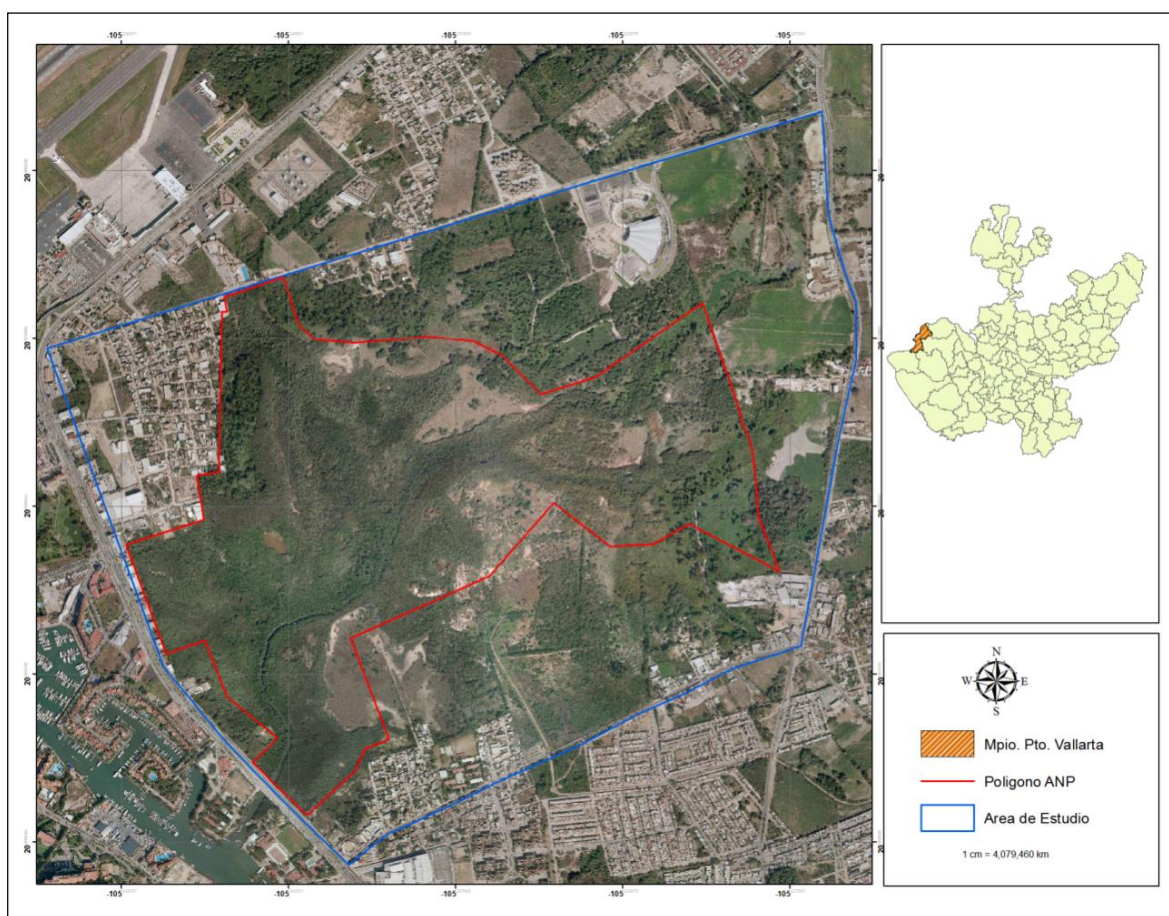


Figura 1. Ubicación del Estero el Salado, en el municipio de Puerto Vallarta, Jalisco.

El Estero "El Salado" se encuentra en la región Ameca, en la zona centro noroeste del Estado de Jalisco, la cual tiene una extensión de 8,884.52 km². Esta región representa una de las 17 cuencas de drenaje del municipio con una superficie de

cuenca de 3,423 hectáreas y un volumen de escorrentía de 17 865.59 m³, es considerado, junto con los ríos Mascota, Pitillal y vena Santa María, como una de las zonas con mayor incidencia de pozos de agua subterránea.

Está ubicado en la planicie costera del Pacífico Mexicano, entre la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur, en lo que se denomina Bahía de Banderas (Plan de Manejo ANP ZCE Estero el Salado, 2007). Se localiza entre los paralelos 20° 39' 21" y 20° 31' 47" de latitud Norte y los meridianos 105° 13' 34" y 105° 15' 51" de longitud Oeste. El ANP abarca una superficie de 168-96-50 ha, de estas, 135 están cubiertas por manglar (Plan de Manejo ANP ZCE Estero el Salado, 2007).

El 80% de la superficie de la cuenca del estero es de escurrimientos perennes e intermitentes, el 20% restantes, de áreas inundables. Sus máximos aportes acuíferos se presentan durante la época de lluvias, principalmente por escorrentía y los flujos de los arroyos "Contentillo", "La Virgen" y "Agua Zarca", comprendida de junio a noviembre, su conexión al océano es permanente, a través de un canal de aproximadamente 20 metros de ancho, 3 metros de profundidad y 2 kilómetros de largo.

La precipitación pluvial oscila entre los 930.8 a 1668 mm. Durante el verano es susceptible a depresiones tropicales (Plan de Manejo ANP ZCE Estero el Salado, 2007). Topográficamente la planicie aluvial del delta Ameca presenta un relieve plano, cuya pendiente general es menor del 2%, con una altura mayor de 100 msnm y una menor de 5 msnm en la desembocadura del estero.

El sustrato que presenta corresponde a dos unidades edafológicas, la primera posee altos contenidos de sodio, por lo cual no es apto para la agricultura, presenta una capa saturada de agua estacional o permanente, lo que no permite el crecimiento de raíces a excepción del manglar. La segunda unidad edafológica, se presenta en las áreas marginales al manglar, cuyo horizonte es una capa superficial blanda de color oscuro rica en materia orgánica y nutrimentos, presenta la característica de un material aluvial reciente con una fertilidad variable, textura

limosa con retención de agua y nutrimentos, su drenaje interno es eficiente y de fácil manejo (Plan de Manejo ANP ZCE Estero el Salado, 2007).

El clima que presenta esta ANP es semicálido subhúmedo con lluvias durante el verano, teniendo una temperatura promedio de 26 - 28 °C. Presenta cuatro tipos distintos de vegetación; selva mediana subcaducifolia, manglar, pastizal y vegetación acuática y subacuática.

La selva mediana subcaducifolia tiene un área de aproximadamente 2 km² y cuenta con 15 especies dominantes, pertenecientes a 8 familias, repartida en dos pequeños relictos localizados a extremos opuestos del estero (cerca de boca y en la cabeza). Las especies más representativas son *Acrocomia mexicana*, *Orbygnia cohune*, *Pithecellobium lanceolatum* y tres especies de *Ficus*.

Pithecellobium lanceolatum, *P. dulce*, *Acacia hindsii* y *A. micrantha*, son representantes de bosque espinoso, el cual forma un cinturón pespunteado en los límites del estero y los asentamientos humanos circunvecinos, junto con la selva mediana subcaducifolia, dominaban los terrenos que hoy se encuentran invadidos por asentamientos humanos y áreas de cultivos.

El manglar, es el tipo de vegetación dominante de la región, con 135 ha, en donde se encuentran tres de las cuatro especies de mangle registradas para México: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*.

El pastizal, bordea la zona de manglar y posee un área aproximada de 32 hectáreas, sus principales especies son *Sporobolus splendens* y *Batis maritima*. Se presentan otras cuatro especies y un género característico del lugar. Los pastizales son inundables por efectos de marea y durante la época de lluvias, formando arroyos que fluyen hacia el canal principal del estero.

Las condiciones y vegetación que presenta esta ANP favorecen la presencia de un importante número de aves migratorias y residentes, anfibios, reptiles y mamíferos. El Estero el Salado es considerado como uno de los humedales más importantes de la región (Plan de Manejo ANP ZCE Estero el Salado, 2007).

MATERIALES Y MÉTODOS

Trabajo de campo

Para llevar a cabo el presente estudio, el trabajo de campo se realizó de enero de 2011 a marzo de 2012. Se colocaron cámaras trampa CuddeBack en seis puntos del Estero el Salado, en una banda entre 300 y 500 metros a partir del límite exterior del ANP, con lo cual dichas cámaras quedaron rodeando el polígono del área. La razón de esta distribución fue en proporción al tamaño del sitio, ya que este debía ser muestreado totalmente, debiendo colocar las cámaras separadas para que la probabilidad de que un mismo individuo apareciera en los diferentes puntos fuera mayor, los sitios seleccionados fueron los siguientes: Higueras, Vivero, Vivero 1, La Selvita, La Torre y Puerta 4 (Figura 2).

Las cámaras se ubicaron a una distancia de aproximadamente 800 metros entre cámara y cámara, y aproximadamente a 50 cm de altura a partir del suelo; fueron fijadas a un árbol y colocadas en dirección Norte-Sur para evitar que se tomaran imágenes de sombras durante el movimiento del sol. Se fijaron con cinchos de plásticos para evitar la oxidación y se les colocó un candado y cintas de acero como medida de seguridad.

Se utilizó un cebo como atrayente, este se fijó al suelo para evitar su desplazamiento por la fauna del sitio. El cebo consistió en una lata de sardinas perforada lo suficiente como para poder sacar el contenido líquido únicamente, éste se derramó alrededor del punto; el cebo se retiró cada mes y se reemplazó por uno nuevo.

Se implementaron revisiones mensuales de cada una de las estaciones de monitoreo. Durante el periodo comprendido de agosto a octubre, correspondiente al periodo de lluvias se retiraron las cámaras-trampa dado el temporal y el riesgo de inundación de la zona, volviendo a ser activadas en Noviembre.

Cada una de las imágenes obtenidas mediante las cámaras-trampa, durante los 11 meses, fue integrada a una base de datos, la cual contenía variables como:

fecha, hora de captura, número de individuos, tipo de vegetación, coordenadas, nombre común y científico de la especie, entre otras.

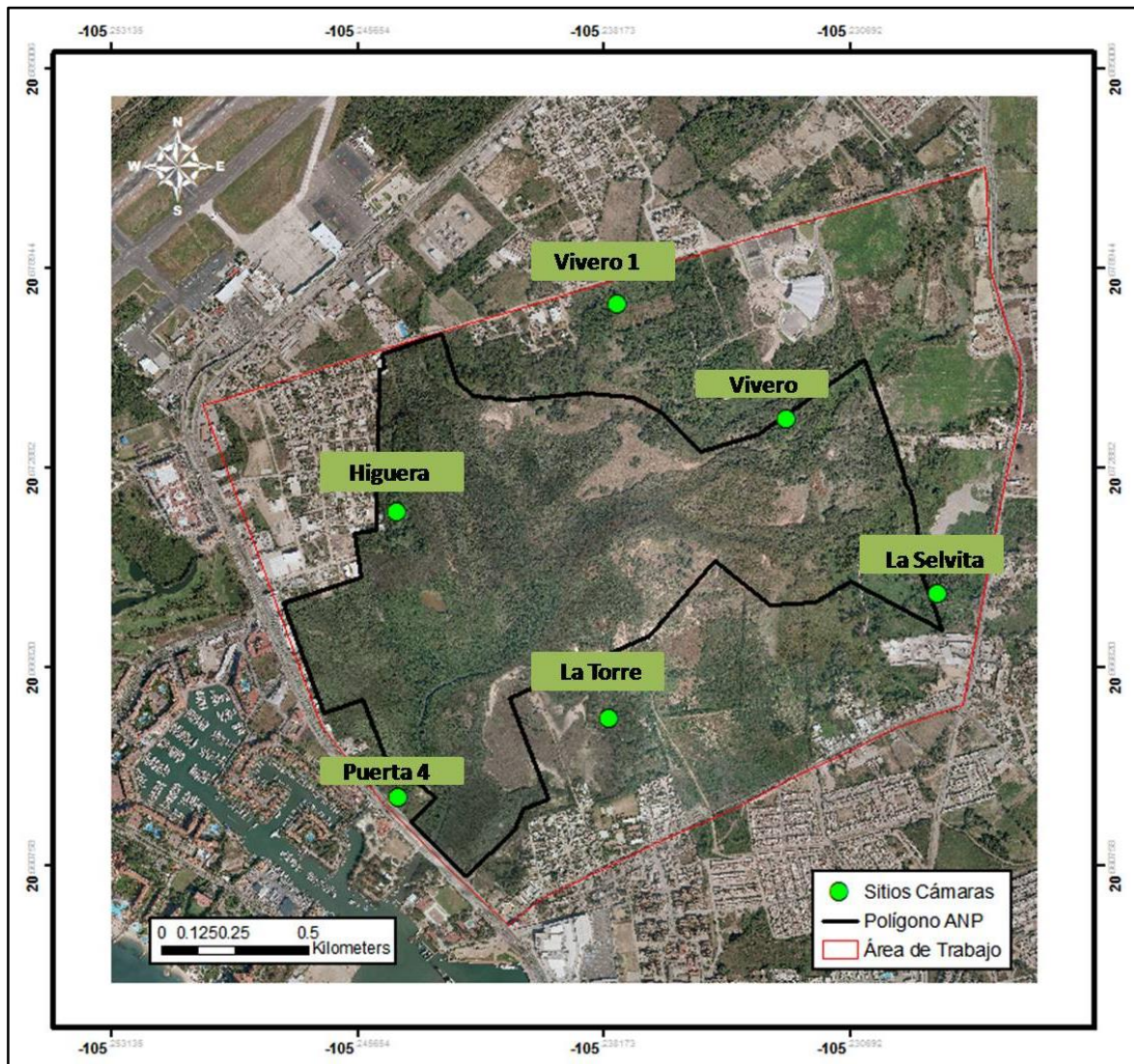


Figura 2. Sitios de ubicación de cámaras-trampa, en el ANP Estero el Salado, municipio de Puerto Vallarta, Jalisco.

Análisis de datos

Se utilizaron las imágenes obtenidas mediante las cámaras-trampa. Se consideró como independiente una imagen de otra cuando existía al menos cinco minutos entre imágenes y dichas imágenes correspondieran a la misma especie. En cada imagen se cuantificó el número de individuos presentes.

Para determinar la eficiencia del muestreo se utilizó el mes como unidad de muestra y el número de especies registrado en cada una de esas unidades; estos datos fueron analizados mediante los estimadores ACE, ICE, CHAO 1 y CHAO 2, para lo cual se usó el programa EstimateS v8.2 (Colwell 2009).

La abundancia de cada una de las especies registradas fue obtenida mediante un valor de frecuencia de captura (VFC) el cual fue referido a 10,000 horas-trampa (Maffei *et al.* 2011). De acuerdo con Maffei *et al.* (2011) se sugiere utilizar este indicador de abundancia cuando muy pocos individuos son fotografiados o bien, cuando los objetivos del trabajo involucran varias especies a la vez.

Se obtuvo el VFC para cada una de las especies, así como el VFC para cada uno de los sitios de muestreo. El primer VFC se utilizó para evaluar la incidencia de la fauna feral y nativa en toda el ANP, y el segundo VFC se utilizó para evaluar la incidencia de manera puntual (por sitio de muestreo). Esto último permitió detectar las zonas críticas.

Se generaron histogramas, basados en un periodo de 24 horas para cada especie, con esto, se obtuvo la distribución temporal de cada una de ellas, para ello se utilizó el programa Oriana versión 4. Se utilizó la prueba de Rayleigh para evaluar si los registros de cada una de las especies se distribuyen de manera uniforme durante las 24 horas del día (Zar 1999),

Para evaluar los patrones de actividad tanto espacial como temporal, se utilizó la fecha y la hora de registro de las imágenes obtenidas para los distintos individuos de cada una de las especies detectadas durante el periodo de muestreo; el grado de traslape fue evaluado con el índice de Pianka, mediante el programa EcoSim Pro v1.2 (Entsminger 2012).

Se obtuvieron mapas de distribución espacial, en donde se colocaron los datos del número de registros obtenidos mediante las cámaras trampa, añadiendo el polígono del sitio de muestreo y del ANP Estero el Salado.

RESULTADOS

El esfuerzo del muestreo, durante el periodo comprendido de enero 2011 a marzo 2012, fue de 34,079 horas-trampa. El mayor número de horas-trampa se obtuvo en el sitio Puerta 4, con 6,798, seguido de Vivero con 6,624, Higueras, 6,468, La Selvita 6,073, La Torre con 5,376 y Vivero 1 con 2,740 (Figura 3).

Con base en el esfuerzo de muestreo antes señalado, se registraron ocho especies de mamíferos, pertenecientes a ocho géneros, seis familias y cuatro órdenes; solo dos fueron especies ferales: el perro (*C. l. familiaris*, Linnaeus 1758) y el gato doméstico (*F. s. catus*, Schreber 1775) y seis fueron nativas: mapache (*P. lotor*, Linnaeus 1758), tlacuache (*D. virginiana*, Allen 1900), jaguarundi (*P. yagouaroundi*, Etienne Geoffroy Saint-Hilaire 1803), armadillo (*Dasypus novemcinctus*, Linnaeus 1758), conejo (*Sylvilagus floridanus* J. A. Allen 1890) y zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*, Schereber 1775).

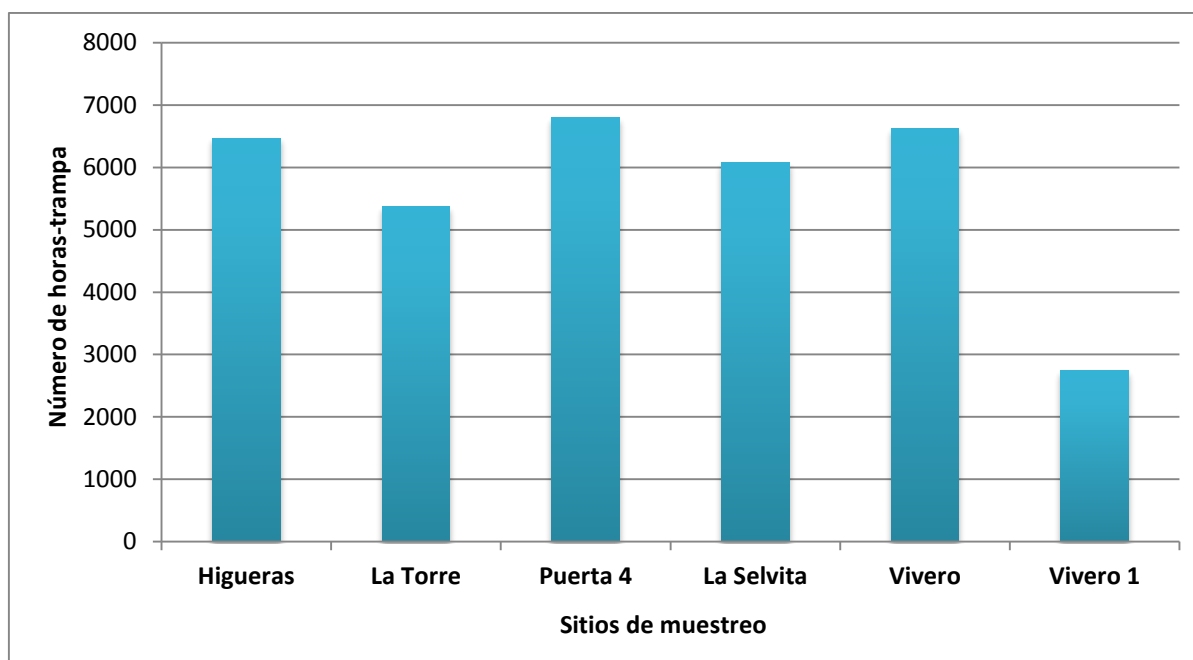


Figura 3. Distribución del esfuerzo de muestreo (número de horas-trampa) en función de cada uno de los seis sitios seleccionados para la colocación de las cámaras trampa en el ANP Estero El Salado y sus áreas colindantes, Puerto Vallarta, Jalisco.

De acuerdo con el análisis realizado para determinar la eficiencia en el esfuerzo de muestreo y con los resultados generados mediante los indicadores de ACE, ICE, Chao 1 y Chao 2, se observó que al noveno mes se registró el 100% de las

especies potenciales (mamíferos medianos y grandes) para la zona de estudio (Figura 4).

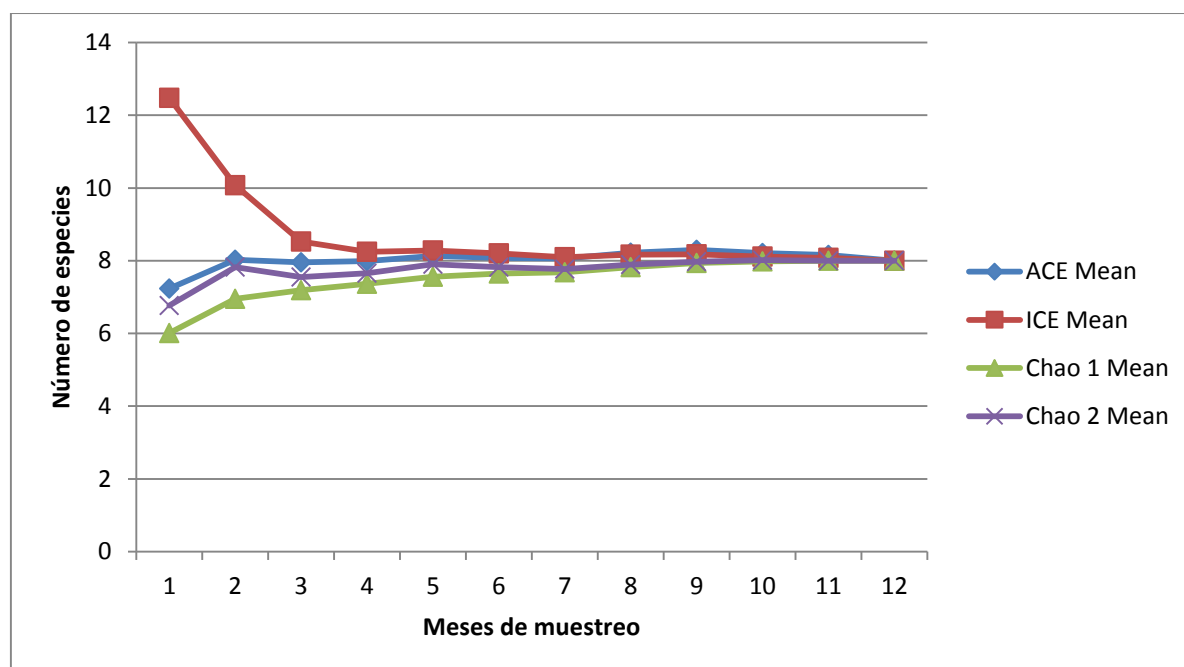


Figura 4. Estimación del número de especies potenciales para el estero El Salado, con base en estimadores de riqueza, se utilizó como unidad de muestreo el mes de muestreo.

Se obtuvieron 1655 registros, para las ocho especies de mamíferos, de los cuales 275 correspondieron a especies ferales: 198 de perro (*C. l. familiaris*) y 77 para gato (*F. s. catus*), mientras que para las especies nativas fueron 1,380: *P. lotor* 1305, *D. virginiana* con 36, *U. cinereoargenteus* con 17 y *D. novemcinctus* con 16; *P. yagouaroundi* con cinco y *S. floridanus* con solamente un registro (Figura 5).

Por otra parte, el número de especies registrado en cada una de las seis estaciones de muestreo fue diferente, observándose el mayor número en el sitio El Vivero con siete especies (cinco nativas y dos ferales), seguido por La Selvita con seis (cinco nativas y una feral) y Puerta 4 con cinco (tres nativas y dos ferales), Por el contrario, el menor número fue detectado en los sitios Higueras con tres (una nativa y dos ferales), Vivero 1 (una nativa y dos ferales) y La Torre, en donde solo se registraron dos especies (una nativa y una feral). Considerando únicamente a las especies nativas, La Selvita y Vivero fue en donde se registró el mayor número con cinco especies cada uno. Contrariamente, el menor número de

especies nativas fue registrado en los sitios Las Higueras y La Torre, con una especie en cada uno de ellos (Cuadro 1; Figura 6).

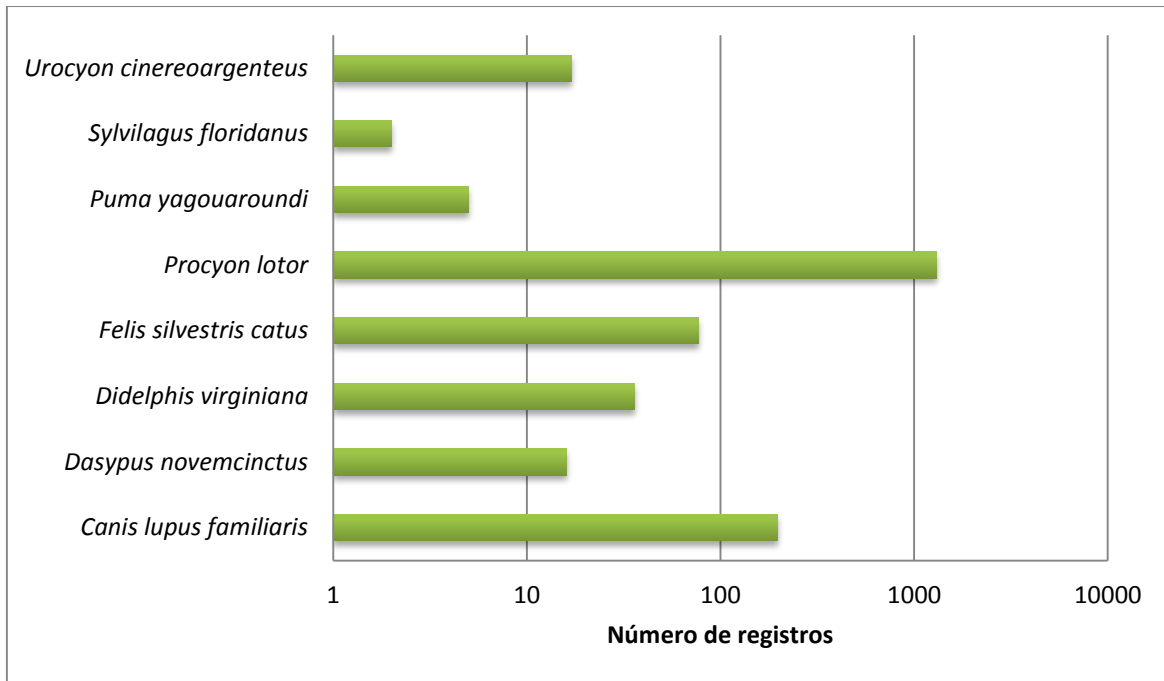


Figura 5. Número de registros obtenidos, mediante el uso de cámaras trampa, para cada una de las especies registradas, periodo de estudio fue de enero 2011 a marzo 2012, estero El Salado.

Cuadro 1. Especies de mamíferos registrados mediante el uso de cámaras trampa en el estero El Salado y sus sitios colindantes, en función de cada uno de los sitios de muestreo.

Especie	Puerta 4	Higueras	Vivero 1	Vivero	Selvita	Torre
<i>Canis lupus familiaris</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Felis silvestris catus</i>	X	X		X		
<i>Dasypus novemcinctus</i>			X	X	X	
<i>Procyon lotor</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Didelphis virginiana</i>				X	X	
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>				X	X	
<i>Puma yagouaroundi</i>					X	
<i>Sylvilagus floridanus</i>				X		
TOTAL ESPECIES	3	3	3	7	6	2

La mayor incidencia de *C. l. familiaris*, se presentó en el sitio La Torre (227 registros) (Figura 7, anexo 2), en tanto para *F. s. catus* fue en Puerta 4 (107) (Figura 8, anexo 2). Por su parte, para las especies de fauna nativa, el mapache (*P. lotor*) presentó la mayor incidencia en los sitios Puerta 4 (1,179), Las Higueras (411) y La Selvita (222) (Fig. 9, anexo 2); para el tlacuache (*Didelphis virginiana*) las mayores frecuencias se presentaron en el Vivero (30) y La Selvita (20) (Figura 10, anexo 2); para el armadillo (*Dasypus novemcinctus*) el sitio con mayor

incidencia fue La Selvita (16) (Figura 11, anexo 2), el jaguarundi el registro obtenido, fue únicamente en La Selvita (5) (Figura 12, anexo 2).

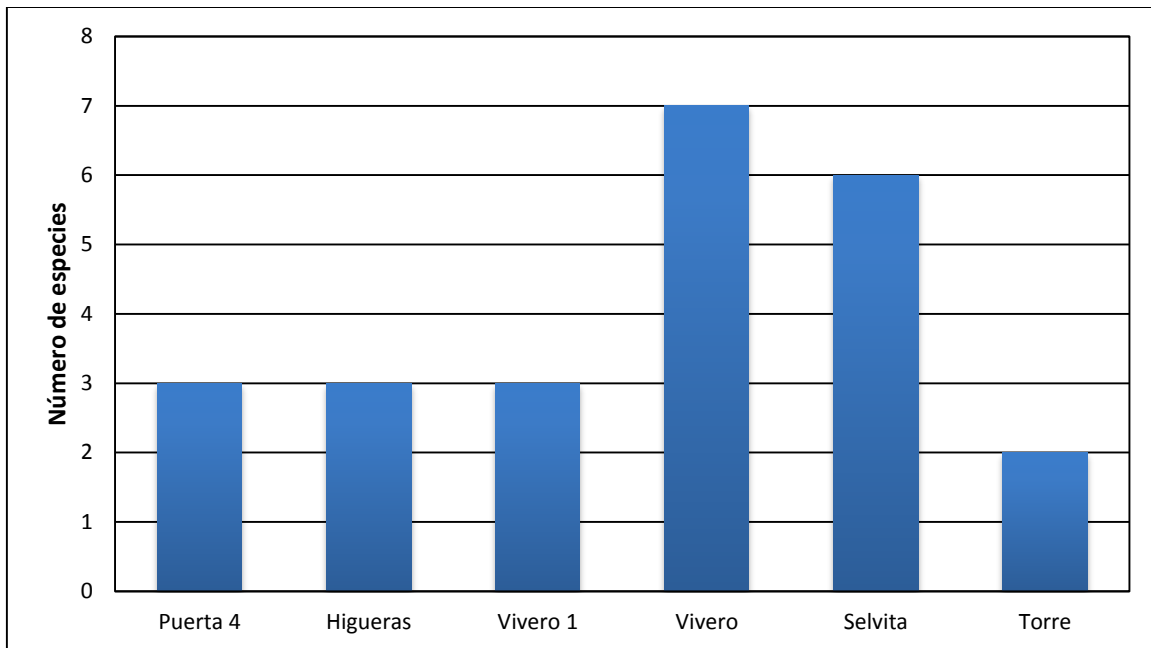


Figura 6. Número de especies de mamíferos registradas en cada uno de los sitios de muestreo del estero El Salado y sus áreas colindantes.

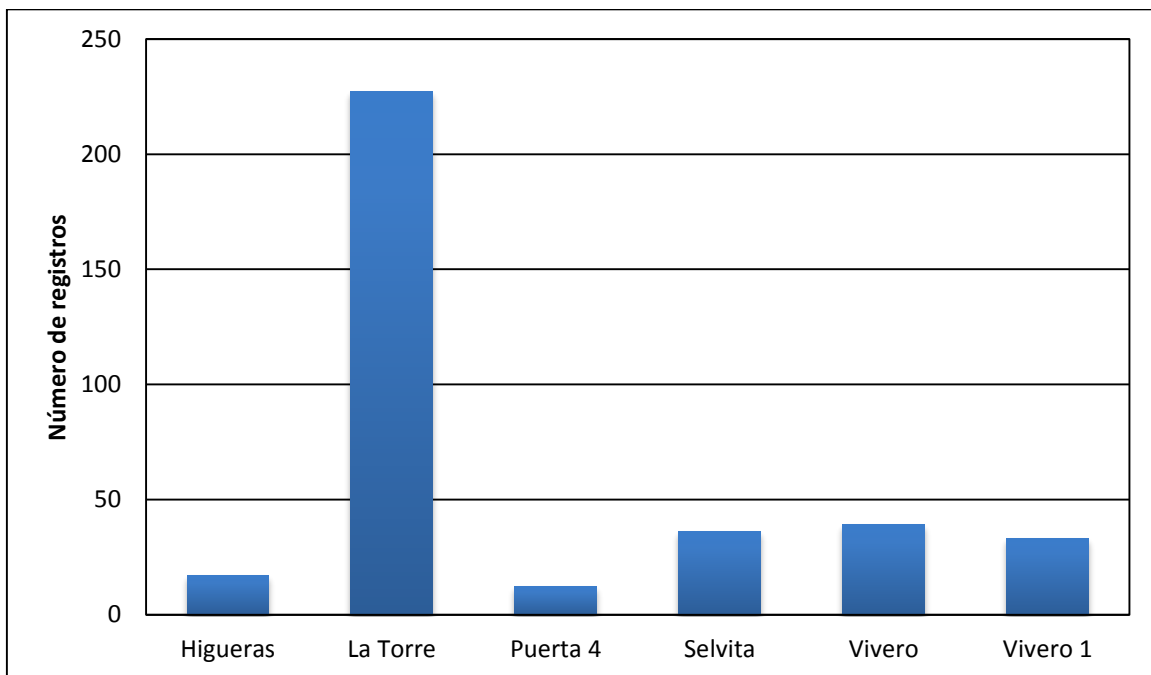


Figura 7. Número de registros de perro (*Canis lupus familiaris*) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.

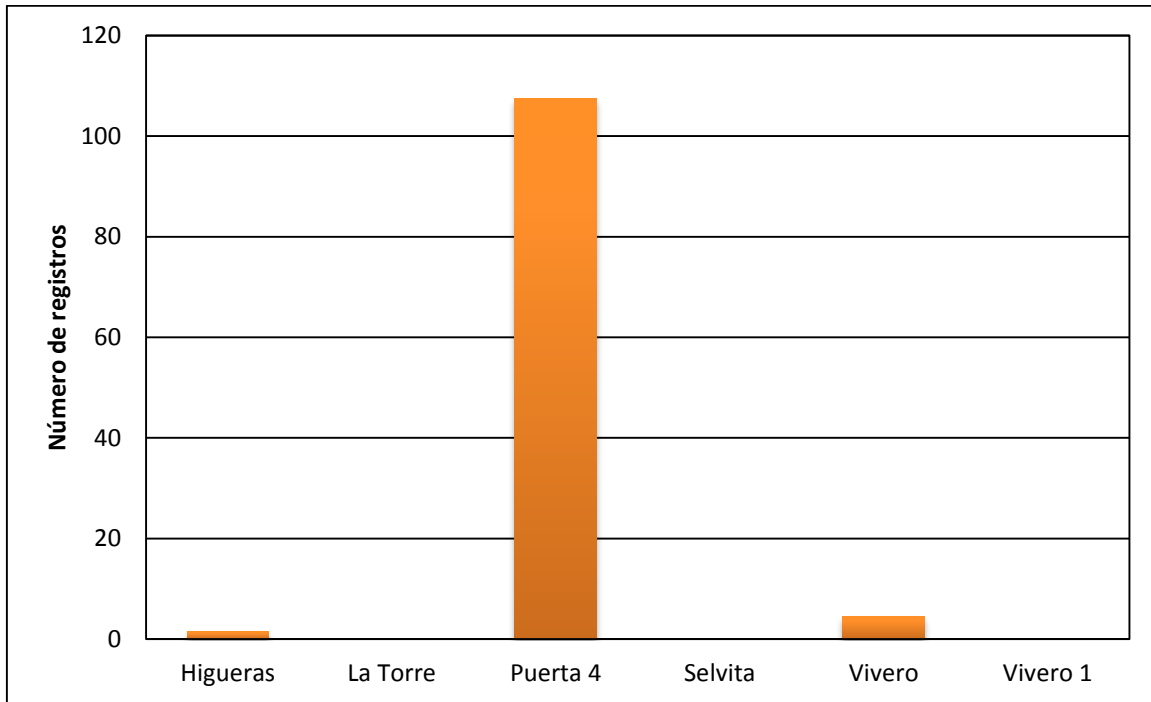


Figura 8. Número de registros de gato (*Felis silvestris catus*) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.

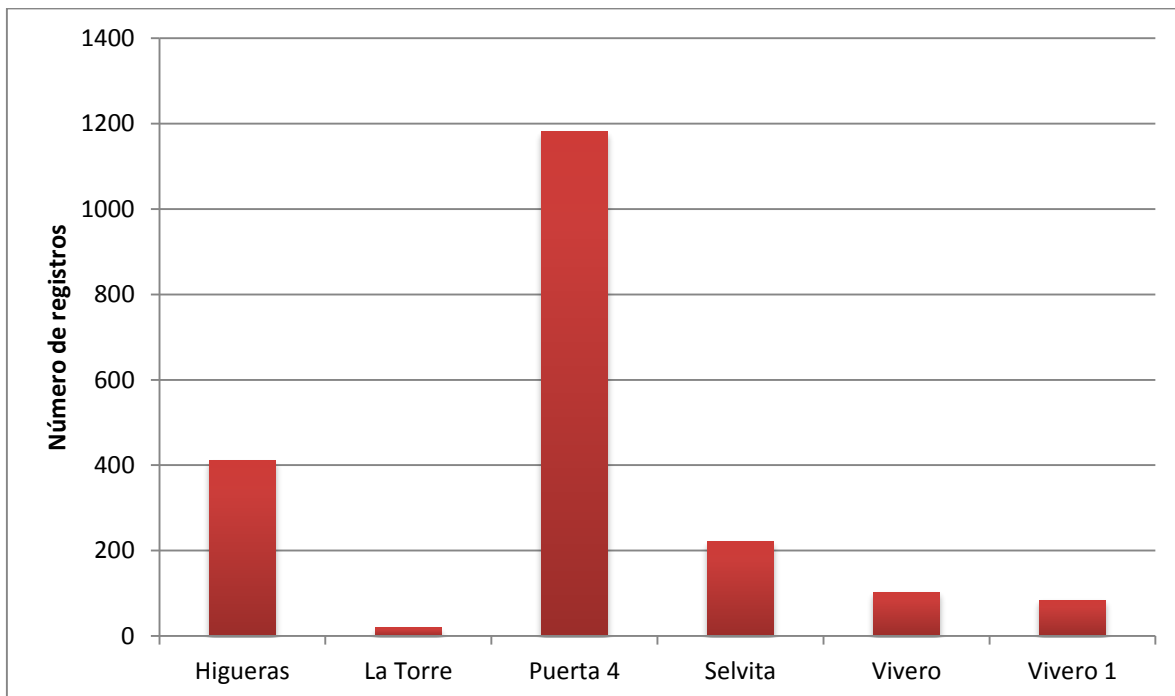


Figura 9. Número de registros de mapache (*Procyon lotor*) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.

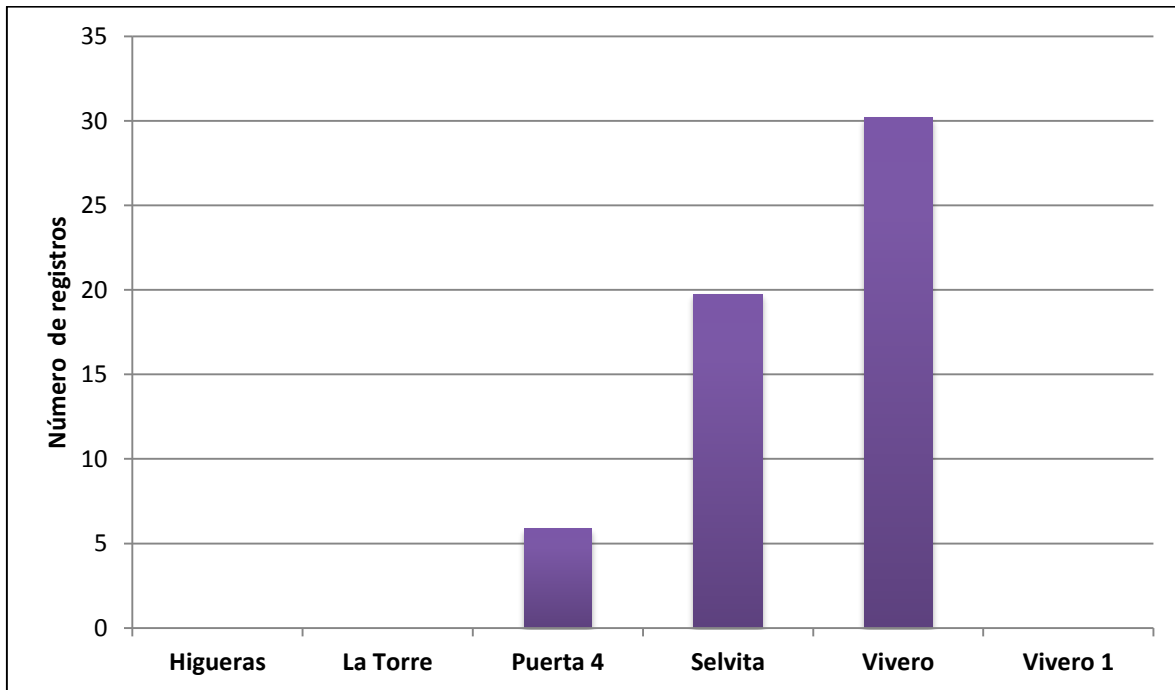


Figura 10. Número de registros de tlacuache (*Didelphis virginiana*) en función de cada uno de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.

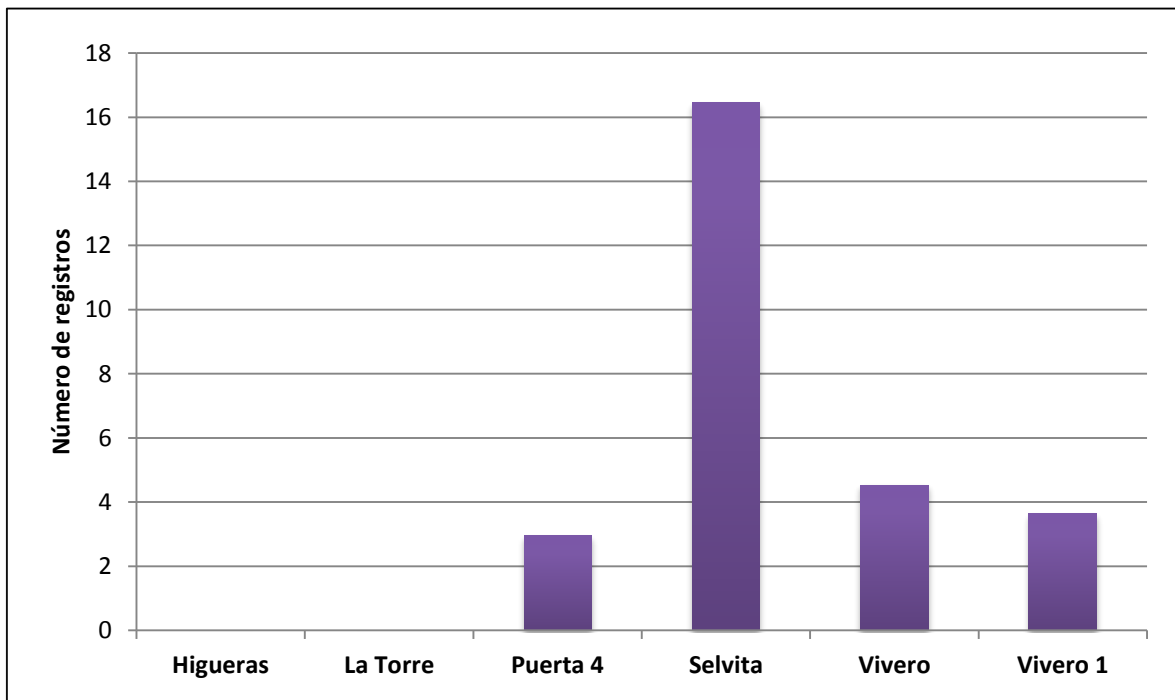


Figura 11. Número de registros de armadillo (*Dasypus novemcinctus*) en función de cada una de los sitios de muestreo utilizados en el estero El Salado.

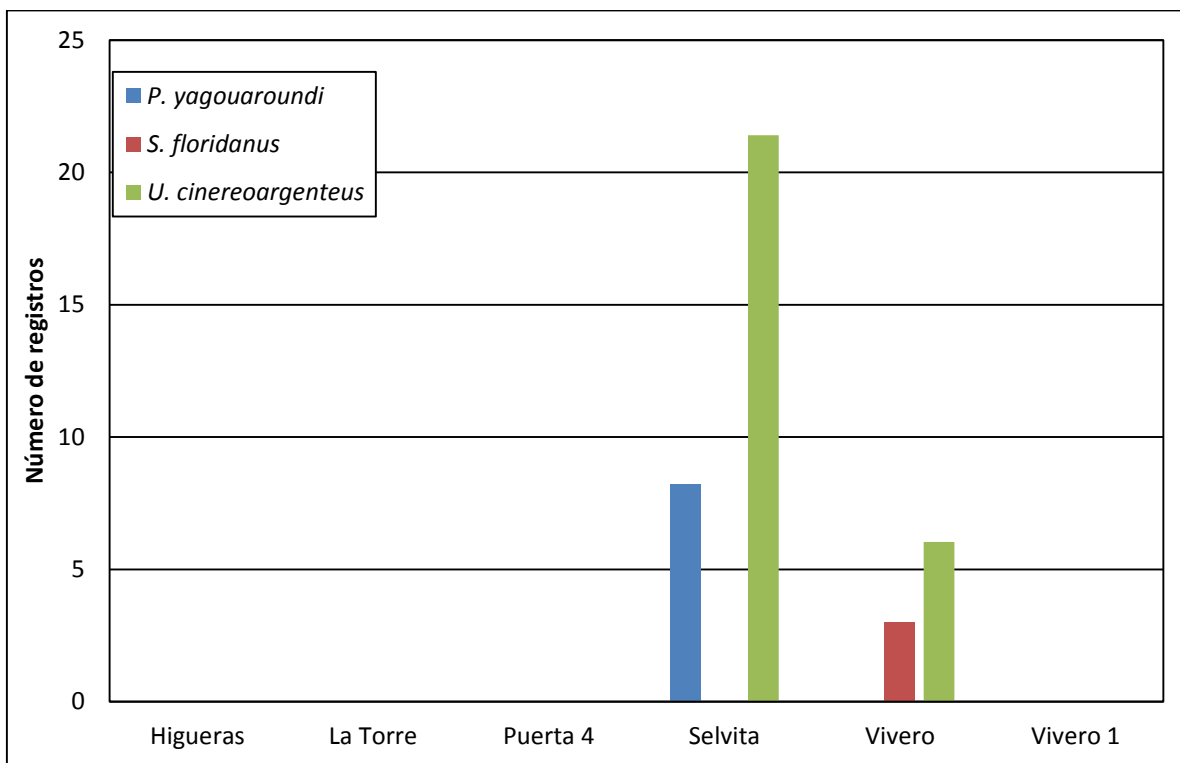


Figura 12. Registros en diferentes sitios de muestreo para Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*), conejo (*Sylvilagus floridanus*) y zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*).

Con el objeto de evaluar el grado de traslape espacial entre las especies registradas, pero sobre todo entre las ferales y las nativas, se aplicó el índice de Pianka. Los resultados obtenidos mostraron que entre las dos especies ferales el valor fue bajo, con apenas 0.095; en tanto, entre especies ferales y nativas, el gato doméstico (*F. s. catus*) y el mapache (*P. lotor*) fueron las que presentaron el mayor valor del índice con 0.95. Por su parte, entre especies nativas, el mayor valor se registró entre la zorra gris (*U. cinereoargenteus*) y el armadillo (*D. novemcinctus*) con un 0.97. Las especies con el menor valor de traslape fueron entre el jaguarundi (*P. yagouaroundi*) y el conejo (*S. floridanus*) (Cuadro 2).

Considerando que el mapache (*P. lotor*), el perro (*C. l. familiaris*) y el gato doméstico (*F. s. catus*) fueron las especies con el mayor número de registros, el grado de traslape resultó bajo entre las dos primeras (0.144) y alto entre el primero y el tercero (0.95) (ver Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores de traslape espacial, calculados mediante el índice de Pianka, entre las diferentes especies de mamíferos registradas en el ANP, Estero el Salado. CALU: *Canis lupus familiaris*, DANO: *Dasypus novemcinctus*, DIVI: *Didelphis virginiana*, FECA: *Felis silvestris catus*, PROLO: *Procyon lotor*, PUYA: *Puma yagouaroundi*, URCY: *Urocyon cinereargenteus*, SYFLO = *Sylvilagus floridanus*.

	DANO	DIVI	FECA	PROLO	PUYA	SYFLO	URCY
CALU	0.238	0.248	0.095	0.144	0.180	0.173	0.223
DANO		0.763	0.302	0.364	0.923	0.307	0.973
DIVI			0.289	0.304	0.507	0.845	0.733
FECA				0.951	0.071	0.100	0.098
PROLO					0.157	0.079	0.173
PUYA						0.000	0.955
SYFLO							0.294

Otro componente relevante en el presente estudio fue el tiempo. En este sentido, el análisis se realizó en función de los meses de muestreo y de la actividad diaria registrada en cada una de las fotografías obtenidas. En el caso del primero, se observó que algunas especies se registraron de forma diferencial a lo largo de los meses. En el caso de las especies ferales, para el perro (*C. l. familiaris*) en los meses de abril y mayo fue cuando se detectó el mayor número (Figura 13); por su parte para el gato (*F. s. catus*), fueron febrero, marzo y abril los meses de mayor incidencia (Figura 14), ambas especies ferales coincidieron con los valores más altos en la parte seca de año. En el caso de las especies nativas, febrero y marzo fueron los meses con el mayor número de registros para el mapache (*P. lotor*) (Figura 15), tlacuache (*D. virginiana*), zorra gris (*U. cinereoargenteus*) y armadillo (*D. novemcinctus*) (Figura 16).

Por su parte, en relación a la actividad temporal diaria (24 horas) se observó que, de las especies ferales, el perro (*C. l. familiaris*) presentó actividad durante las 24 horas, mostrando dos picos notorios, uno durante la mañana y el segundo al medio día, a pesar de ello no se presentaron diferencias estadísticamente significativas en los registros (Z de Rayleigh = 0.094, P = 0.911), por lo que se considera que la actividad del perro es homogénea a lo largo de las 24 horas del día. En el caso del gato (*F. s. catus*), la mayor actividad se observó al amanecer, entre las 06:00 y las 07:00 horas, siendo este pico significativamente diferente (Z de Rayleigh = 3.932, P = 0.02) (Figura 17; Cuadro 3).

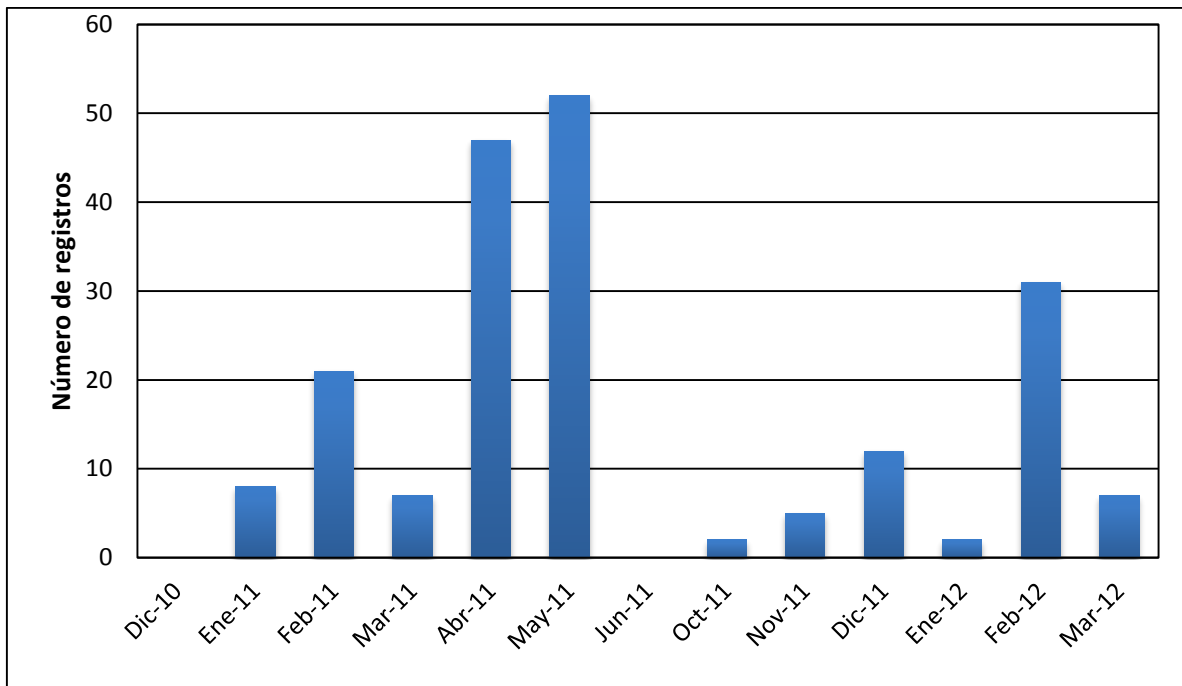


Figura 13. Distribución mensual de los registros obtenidos para el perro (*Canis lupus familiaris*), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal. El número seguido del mes corresponde al año de muestreo.

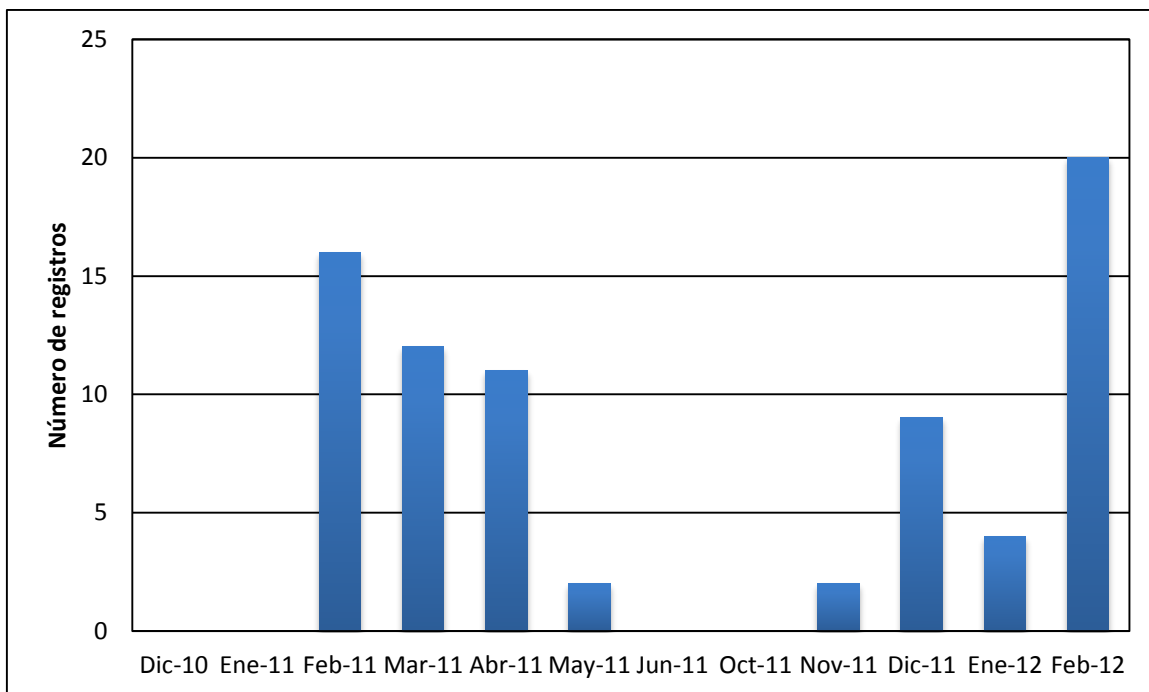


Figura 14. Distribución mensual de los registros obtenidos para el gato doméstico (*Felis silvestris catus*), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal. El número seguido del mes corresponde al año de muestreo.

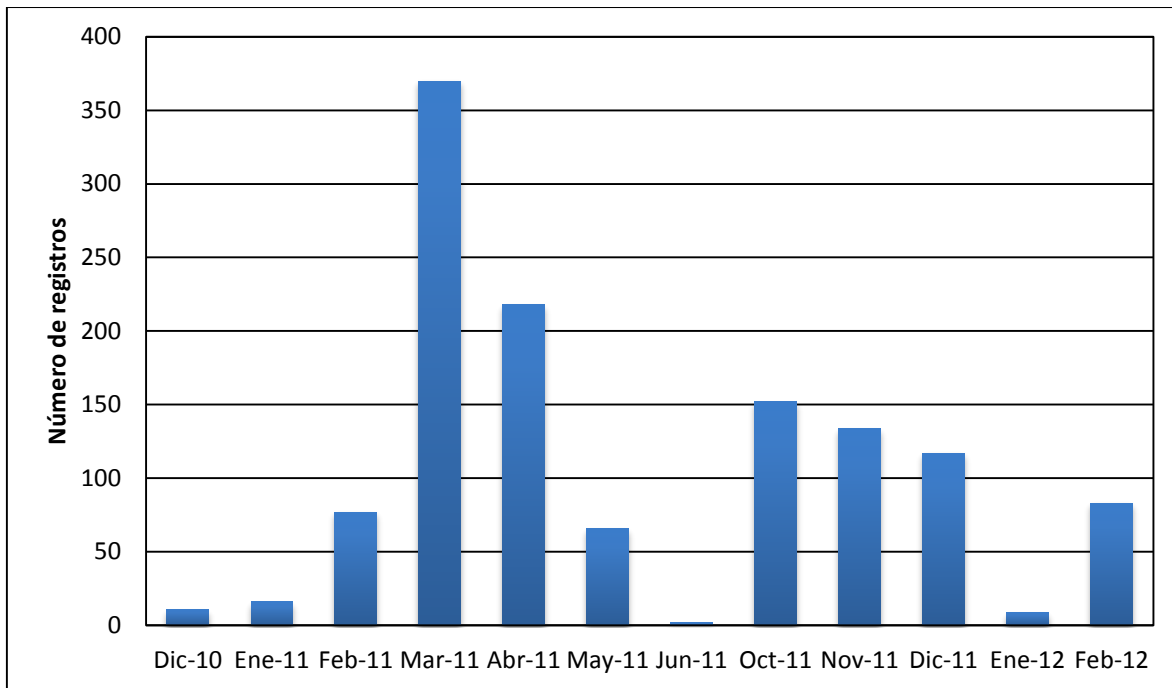


Figura 15. Distribución mensual de los registros obtenidos para el mapache (*Procyon lotor*), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal. El número seguido del mes corresponde al año de muestreo.

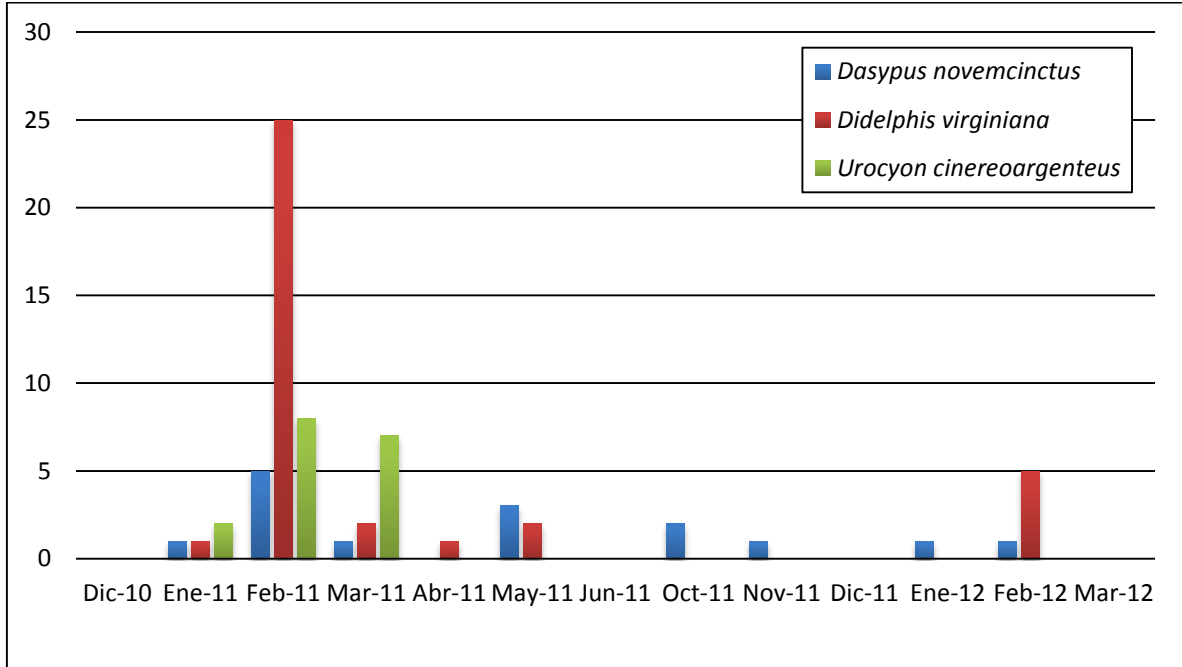


Figura 16. Distribución mensual de los registros obtenidos para el armadillo (*Dasypus novemcinctus*), tlacuache (*Didelphis virginiana*) y Zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), en el ANP estero El Salado, Puerto Vallarta, Jal. El número seguido del mes corresponde al año de muestreo.

Entre las especies nativas, solamente la zorra gris (*U. cinereoargenteus*) presentó un patrón de actividad uniforme a lo largo de las 24 horas del día (Z de Rayleigh = 2.283, $P = 0.101$). En contraste, el mapache (*P. lotor*), tlacuache (*D. virginiana*), armadillo (*D. novemcinctus*) y jaguarundi (*P. yagouaroundi*) presentaron un patrón de actividad heterogéneo a lo largo del día ($P < 0.05$); para el mapache (*P. lotor*), la mayor actividad se observó entre las 02:00 y las 06:00 horas, en tanto que el armadillo (*D. novemcinctus*) estuvo más activo entre las 20:00 y las 22:00 horas, por su parte el tlacuache (*D. virginiana*) presentó un patrón heterogéneo entre las 20:00 y las 06:00 horas (Figura 18; Cuadro 3).

Tanto para el conejo (*S. floridanus*) como para el jaguarundi (*P. yagouaroundi*), el número de registros fue bajo. Sin embargo, los cinco registros obtenidos para el jaguarundi fueron durante el día, siendo estos entre las 12:00 y las 13:00 horas (Figura 18).

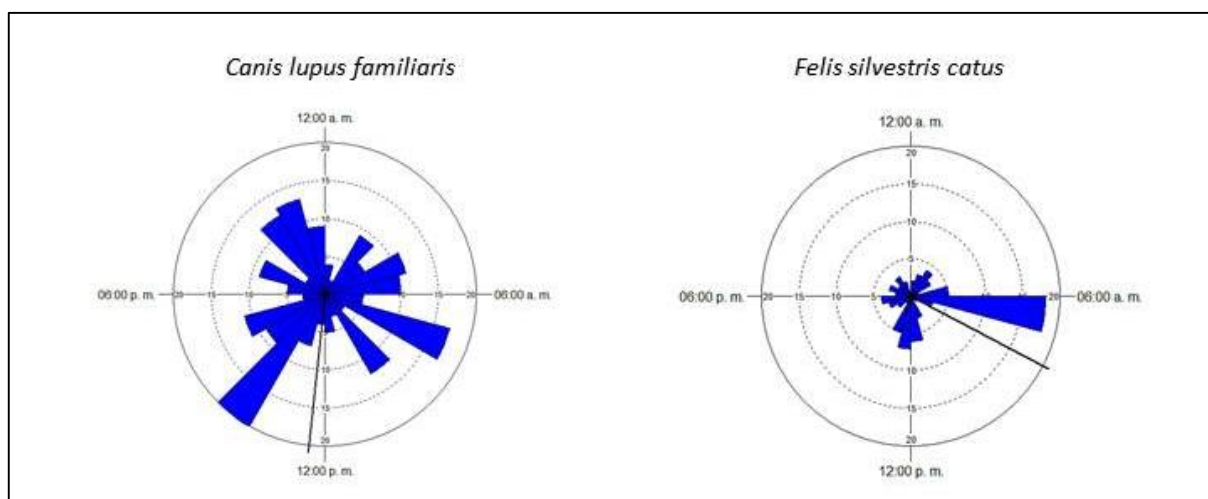


Figura 17. Patrones de actividad durante las 24 horas, de las especies ferales, registradas en el estero El Salado y áreas colindantes.

El grado de traslape temporal cuantificado mediante el indicador de Pianka (Cuadro 3), mostró que entre las dos especies ferales registradas, el perro (*C. l. familiaris*) y el gato (*F. s. catus*), el traslape fue de 0.518. En tanto el valor más alto entre las especies ferales y la nativas se obtuvo para el perro y el mapache (*P. lotor*) con 0.589, seguida del gato y el mapache con 0.461. En tanto, entre las especies nativas, el mapache y el tlacuache (*D. virginiana*) arrojaron un valor de

0.771, siendo el mayor entre todas las combinaciones de especies, seguido por el mapache con la zorra gris (*U. cinereoargenteus*) con 0.551 (Cuadro 4).

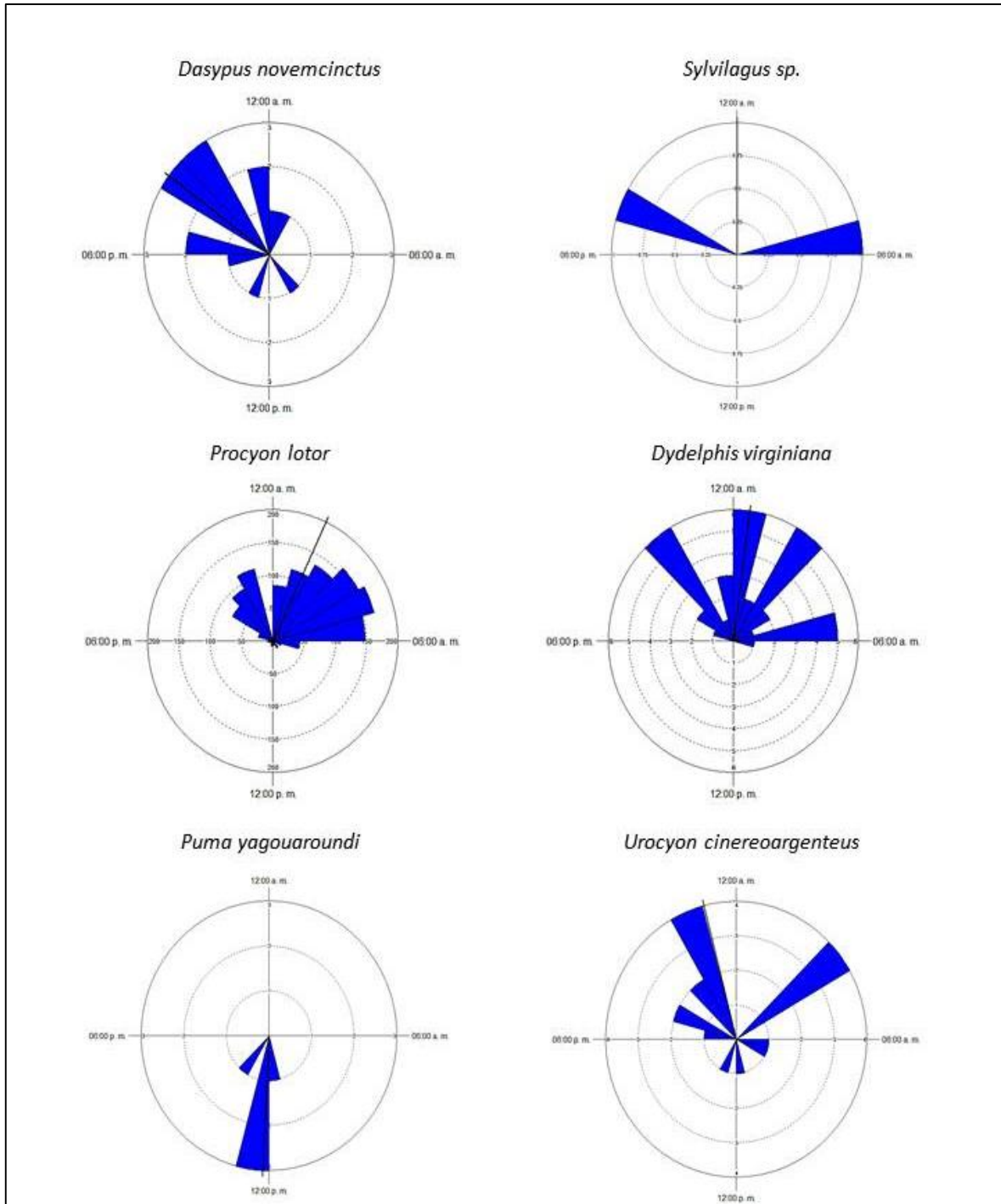


Figura 18. Patrones de actividad de las especies nativas, donde se observa que la principal actividad se presentó durante las primeras horas de la noche y la madrugada en la mayoría de las especies nativas.

Cuadro 3. Resultados de la prueba de Rayleigh (Z) y Watson's (U²), a partir de datos de registros durante un periodo de 24 horas, para las especies de mamíferos registradas en el estero El Salado.

Especies	Rayleigh Test (Z)	Rayleigh Test (p)	Watson's U ² Test (Uniform, U ²)	Watson's U ² Test (p)
<i>Canis lupus familiaris</i>	0.094	0.911	0.123	0.25 > p > 0.15
<i>Felis silvestris catus</i>	3.932	0.02	0.328	< 0.005
<i>Dasypus novemcinctus</i>	5.827	0.002	0.355	< 0.005
<i>Procyon lotor</i>	490.036	< 1E-12	26.748	< 0.005
<i>Didelphis virginiana</i>	18.53	4.85E-9	1.003	< 0.005
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	2.283	0.101	0.171	0.1 > p > 0.05
<i>Puma yagouaroundi</i> *				
<i>Sylvilagus floridanus</i> *				

*debido al bajo número de registros obtenido para estas especies, las pruebas no se realizaron.

Cuadro 4. Valores de traslape temporal, calculados mediante el índice de Pianka, entre las diferentes especies de mamíferos registradas en el ANP, estero El Salado. CALU: *Canis lupus familiaris*, DANO: *Dasypus novemcinctus*, DIVI: *Didelphis virginiana*, FECA: *Felis silvestris catus*, PROLO: *Procyon lotor*, PUYA: *Puma yagouaroundi*, URCY: *Urocyon cinereoargenteus*, SYFLO = *Sylvilagus floridanus*.

	DANO	PROLO	DIVI	FECA	PUYA	URCY	SYFLO
CALU	0.401	0.589	0.505	0.518	0.246	0.517	0.297
DANO		0.358	0.543	0.246	0	0.240	0
PROLO			0.771	0.461	0.025	0.551	0.320
DIVI				0.394	0	0.320	0.337
FECA					0.351	0.409	0.235
PUYA						0.044	0
URCY							0.210

DISCUSIÓN

Se registraron ocho especies de mamíferos para el ANP Estero El Salado, de las cuales seis son nativas o silvestres y dos corresponden a ferales. Se registra por primera vez para el ANP al *P. yagouaroundi*.

Con base en el número de registros obtenidos, la mayor cantidad correspondió al mapache (*P. lotor*), Leopold (1977) menciona que esta especie está fuertemente asociada a sitios con agua cercana, como es el caso de las marismas y esteros, zonas en donde se han obtenido sus mayores abundancias, lo cual coincide con lo observado para el presente estudio. Trabajos realizados en otros sitios de la costa de Jalisco en donde se localizan marismas, esteros o lagunas costeras (López-Acosta y Guerrero 1994, Guerrero *et al.* 1995 y Ordorica-Hermosillo 1996, Guerrero *et al.* 2000, Arispe *et al.* 2008), señalan que el mapache se encuentra entre los carnívoros más comunes.

Después del mapache, las dos especies con el mayor número de registros, correspondieron a las ferales, esto es, a perros (*C. l. familiaris*) y gatos (*F. s. catus*). La presencia de este tipo de fauna en algunas áreas como islas, ha tenido repercusiones notables en detrimento de la fauna nativa (Groombridge 1992, Cayot *et al.* 1994, Ceballos y Márquez-Valdelamar 2000, Bradfor *et al.* 2002, Phillips *et al.* 2007, Medina y Nogales 2008). En la base de datos global sobre especies invasoras, el gato se encuentra considerado entre las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (ISSG 2005). Nogales *et al.* (2004) mencionan que los gatos ferales en los ecosistemas insulares han causado la extinción de al menos diez roedores endémicos de las islas del noroeste.

De acuerdo con Álvarez-Romero y Medellín (2005), la presencia de perros en algunas islas del pacífico ha sido evidenciada por el impacto que tienen como depredadores sobre la fauna nativa, ya que son buenos cazadores de animales pequeños, medianos y grandes. Así mismo, la presencia de especies ferales en ambientes naturales se ha relacionado con factores tales como la fragmentación de los hábitats (Crooks y Soule 1999), cercanía con sitios urbanizados, entre otras cosas. Por lo que es probable que la presencia de estas especies en el ANP

Estero El Salado, esté ligada a éstos factores, además que su presencia en el sitio pueda tener consecuencias, afectando de manera negativa a la fauna nativa.

Entre los seis puntos muestreados para el presente estudio se observó diferencia tanto en el número de especies como en el número de registros de cada una de ellas. Respecto al primer aspecto, los sitios localizados en la parte Este y Noreste (Vivero y Selvita) presentaron el mayor número con siete y seis respectivamente. Dichos sitios se caracterizan por presentar una mayor cobertura vegetal y mejor estado de conservación en relación al resto, y por otro lado una menor superficie urbanizada próxima a los mismos. Contrariamente, el sitio La Torre, colindante con las colonias Educación, La Aurora, Villas del Mar y Jardines del Puerto, es quizá el sitio con la mayor superficie urbanizada que colinda con el área de trabajo, siendo en el que se detectó el menor número de especies con únicamente dos. Aunado a ello, este último sitio junto con Puerta 4, fue en donde se obtuvo la mayor cantidad de registros para especies ferales; en el sitio La Torre dominó la presencia de perros y en Puerta 4 la de gatos. En este sentido, la creciente urbanización ha sido un fenómeno al que se ha asociado la presencia de estas especies ferales; Cruz-Reyes 2009, Lever 1985 y Manchester y Bullock 2000 mencionan que los animales que dan origen a poblaciones ferales son siempre animales domésticos, tales como los gatos y los perros, por ende, al existir un crecimiento urbano, existe la posibilidad de que haya animales domésticos y estos, más tarde se conviertan en fauna feral.

En ciertos casos se pueden generar “islas biológicas” al quedar rodeadas por esos paisajes fragmentados y urbanizados. En estos casos, la posible dispersión de especies ferales e invasoras hacia los ambientes naturales puede tener efectos negativos para las especies nativas (Iverson 1978, Jehl y Parks 1983, Mellink 1992, Lever 1994, Cooks y Soule 1999, Veitch 2001, Mitchell et al. 2002, Tershy et al. 2002, Phillips et al 2007, Gallo-Reynoso y García-Aguilar 2008), como también se puede presentar el fenómeno de la dispersión de especies nativas hacia los ambientes urbanos (Luniak 2004,), pudiendo generar también efectos negativos (Ramírez-Vargas et al. 2012), incluso en la salud pública; este fenómeno ha sido

documentado y denominado *sinurbanización* (Luniak 2004). Este proceso de dispersión de especies en uno y otro sentido, puede verse también acentuado con una reducción en el tamaño de los parches o hábitats, sitios con tamaños menores presentan un mayor efecto de borde y por ende un mayor contacto entre los sitios urbanizados y sitios núcleo que pueden servir de refugio para especies nativas (May y Norton 1996).

La presencia tanto de perros como gatos, ha sido ampliamente asociada a la presencia del hombre (Fitzgerald 1988, Vigne *et al.* 2004). La conducta generalista de ambas especies los convierte en depredadores muy adaptables, capaces de sobrevivir en condiciones muy adversas (Courchamp *et al.* 2003), lo cual los convierte en especies que en su momento pueden provocar cambios significativos en la fauna nativa (Phillips *et al.* 2007). En este sentido, los gatos han sido directamente responsables de la extinción de varias especies de mamíferos (Mellink 1992, Tershy *et al.* 2002), reptiles (Iverson 1978, Mitchell *et al.* 2002) y aves (Jehl y Parks 1983, Veitch 2001), por lo cual es considerada entre las especies más invasivas en el mundo (Lowe *et al.* 2000).

Por su parte, en el sitio Puerta 4 fue en donde se obtuvo el mayor número de registros para una especie nativa, siendo esta el mapache. En ciertos casos, la fragmentación y alteración de los hábitats puede afectar de forma negativa a la fauna nativa, propiciando la disminución de sus poblaciones y eventualmente su desaparición (May y Norton 1996). En cambio, en especies que tienen una capacidad adaptativa amplia a cambios en las condiciones de su hábitat, pueden presentar respuestas positivas, incrementando sus poblaciones. De acuerdo con Luniak (2004) la vida silvestre presenta cierto tipo de respuestas a la expansión global de la urbanización, con lo cual las poblaciones urbanizadas difieren de sus contrapartes no urbanas en aspectos como, mayores densidades poblacionales en espacios pequeños, épocas de reproducción prolongada, entre otras cosas. Dada la capacidad adaptativa que el mapache tiene a los cambios en el uso del suelo y a su respuesta oportunista en la dieta (López-Acosta y Guerrero 1994, Guerrero *et al.* 1995 y Ordorica-Hermosillo 1996, Guerrero *et al.* 2000), es probable que esta

especie esté respondiendo de forma positiva al impacto, incrementando el número de individuos en el área natural protegida y sus sitios colindantes. Así mismo, la tendencia en la concentración de individuos de mapache en puntos específicos del sitio de estudio probablemente esté influido, entre otras cosas, por la disponibilidad de alimento (Sonenshine y Wislow 1972).

De acuerdo a Crooks y Soulé (1999) cuando los carnívoros se encuentran en hábitats fragmentados, se vuelven vulnerables a la disminución de sus individuos así como a la extinción, por lo que los mamíferos pequeños se incrementan y depredan principalmente aves y pequeños vertebrados. La pérdida de un depredador nativo en un área, da lugar al incremento de otras especies nativas, como mapaches, que se convierten en los nuevos depredadores, por lo que la pérdida de las crías de aves y otras presas pequeñas puede ser mayor. En el Estero el Salado la ausencia de predadores carnívoros mayores al mapache podría ser un factor que, entre otros, esté favoreciendo el posible incremento de sus poblaciones. En este sentido, las preguntas que se plantean son ¿puede el perro funcionar como ese depredador mayor que contribuya al control de la población de mapaches?, ¿Hay otras consecuencias indirectas por su control? Norris y Low 2005 destacan que la erradicación o control de una especie feral puede tener impactos indirectos en otras especies ferales o nativas. Por lo que planear la erradicación de las especies ferales requiere ciertos cuidados. Por ejemplo, se ha observado que los gatos ferales fluctúan en función del número de conejos; sin embargo, en algunas áreas los gatos ferales incrementan su depredación sobre animales nativos cuando el número de conejos declina, (Norris y Low 2005).

En principio, el análisis espacio-temporal de los registros entre las especies mostró que las ferales y nativas que presentaron el mayor número de registros (mapache, perro y gato), fueron también las que tuvieron la mayor semejanza relación al análisis espacial. Esto fue evidenciado con los resultados de la aplicación de índice de Pianka, particularmente entre el mapache y el gato, siendo este el valor más alto obtenido entre todas las especies (0.951); contrariamente,

los sitios más frecuentados por el perro, estuvieron entre los menos frecuentados por el mapache, lo cual se evidencia con el valor bajo del índice (0.144), esto puede ser indicio de que perros y mapaches, de cierta forma, evitan el contacto.

Aunado a lo anterior, a lo largo del periodo de estudio se observó picos mensuales de actividad entre las especies, particularmente, varias de las nativas fueron registradas principalmente entre los meses de febrero a mayo. En el caso del mapache dichos meses corresponden con su periodo reproductivo y de gestación (Ceballos y Miranda 1986), por lo que en este tiempo incrementan notablemente su actividad y patrón de desplazamiento, lo cual pudo influir en el incremento de registros; en el caso de otras especies, como zorra gris, tlacuache y armadillo, el mayor número de registros se obtuvo entre los meses de febrero a mayo; patrón que ha sido documentado previamente (Reynolds 1945), mostrando que en los meses de otoño e invierno se ha registrado un mayor número de individuos de estas especies. Por su parte para perros y gatos los meses en donde la actividad incrementó fueron entre marzo y mayo, coincidiendo con el periodo reproductivo de mapaches (Ceballos y Miranda 1986), así como de algunas especies de aves y reptiles (Álvarez-Romero y Medellín 2005).

Considerando la actividad diaria, se notó que la mayoría de las especies nativas fueron nocturnas, aunque en el caso de armadillo en las primeras horas de la noche y el mapache en las tres horas previas al amanecer, en tanto el tlacuache y la zorra gris con un patrón más irregular; ello coincide con lo citado por otros autores para tlacuache (Reynolds 1945, Monroy-Vilchis *et al.* 2011, Cruz-Reyes 2009), zorra gris (Monroy-Vilchis *et al.* 2011) mapache (Arispe *et al.* 2008) y armadillos (Monroy-Vilchis *et al.* 2011, Lira-Torres y Briones Salas 2012); para el jaguarundi, aun cuando se obtuvieron pocos registros, todos ellos fueron durante el día. Ramírez *et al.* (2012) destacan que el incremento de la urbanización y por lo tanto una mayor presencia del humano, influye en el patrón de actividad y comportamiento de algunas especies silvestres, entre ellos el mapache. Si bien, el patrón de actividad temporal observado para esta especie no se aleja de lo previamente documentado (Arispe *et al.* 2008), si se detectó a individuos de la

especie incursionando en sitios los urbanizados localizados en los alrededores de área de estudio, en ciertos casos hurgando entre la basura en búsqueda de alimento.

En cambio, tanto el perro como el gato presentaron actividad durante las 24 horas, con picos marcados de actividad diurna, coincidiendo con lo reportado por Álvarez-Romero *et al.* (2008) en donde mencionan que la actividad que presentan puede ser en cualquier momento del día, pero en dicho estudio la principal actividad se observó de manera crepuscular y nocturna, esto quizá puede ser causa de diversos factores tales como condiciones ambientales, disponibilidad de recurso, entre otros.

De acuerdo con el principio de exclusión competitiva (Gause 1934), el cual señala que dos especies o más no pueden coexistir en un mismo sitio si existe competencia por el mismo recurso, siendo el competidor más “fuerte” el que elimina al más “débil”, con los resultados del presente estudio se puede notar que especies nativas y especies ferales presentan patrones espacio-temporales, hasta cierto punto, diferentes, siendo los más semejantes los observados entre el mapache y el gato, los cuales espacialmente presentan una alta similitud en los sitios más frecuentados, aunque temporalmente, el primero tiene actividad nocturna y el segundo diurna. De acuerdo con Giller (1984) la sobreexposición, resulta de las demandas simultáneas de algunos recursos por parte de dos o más especies. Si bien, especies de tallas semejantes como perros, gatos, mapaches, zorras y jaguarundi aparentemente se excluyen, el recurso alimento puede ser el factor en el cual algunas de ellas puedan presentar una mayor semejanza.

CONCLUSIONES

- De acuerdo al listado de mamíferos citados en el plan de manejo 2007, el jaguarundi (*P. yagouaroundi*) representa un nuevo registro para el Estero El Salado. Así mismo, se agrega la presencia de dos especies de fauna feral: el perro (*C. l. familiaris*) y el gato (*F. s. catus*).
- El mayor número de registros entre las ocho especies detectadas, correspondió al mapache, seguido del perro y el gato. Sin considerar al primero, las dos especies ferales sumaron más registros que las cinco especies restantes, estas son: tlacuache (*D. virginiana*), armadillo (*D. novemcinctus*), conejo (*S. floridanus*), jaguarundi (*P. yagouaroundi*), y zorra gris (*U. cinereoargenteus*).
- En los sitios ubicados hacia la parte Sur y Sureste del polígono de estudio, se obtuvo el mayor número de registros de fauna feral. El sitio que presentó la mayor cantidad de registros de perros (La Torre), también presentó el menor número de registros de fauna nativa. En cambio, los sitios de muestreo localizados en la parte Norte y Este (Vivero y La Selvita), presentaron el mayor número de registros de especies nativas.
- De acuerdo con los resultados del patrón de actividad temporal, el mayor número de registros de mapache, perro y gato se detectaron entre los meses de febrero a mayo, coincidiendo en las tres especies.
- Así mismo, el patrón de actividad diaria (periodo 24 horas) mostró que las especies nativas fueron principalmente nocturnas y crepusculares, en tanto las ferales presentaron actividad diurna. Entre las especies nativas la excepción fue el jaguarundi, cuyos registros se obtuvieron al medio día (diurna).
- Si bien el patrón de actividad temporal (actividad diaria) fue un tanto distinta entre especies nativas y ferales, se detectó semejanza en el uso del espacio entre algunas de ellas. Particularmente, entre el mapache y el gato, de las cuales el mayor número de registros se detectó en el sitio Puerta 4.

En cambio en el sitio en donde se presentó el mayor número de registros de perros (La Torre) también fue en donde se detectó el menor número de registros de las siete especies restantes.

RECOMENDACIONES

- Resalta entre las especies registradas la presencia del jaguarundi (*P. yagouaroundi*) en la zona. Considerando que es una especie, que si bien es hasta cierto punto tolerante a cambios en el uso del suelo, el registrarse en un sitio prácticamente rodeado por una zona urbana (que se podría considerar una “isla”), es de llamar la atención. Se recomienda dar seguimiento a la presencia de jaguarundi en la zona, la cual puede contribuir a determinar corredores a través de los cuales se puedan estar conectando el Estero El Salado, con otros sitios, tales como la montaña o bien las otras partes de manglar en Boca de Tomates y Bocanegra.
- Si bien, en el presente estudio se ha evidenciado la presencia de perro y gatos en el área natural, así como algunos patrones de actividad espacio-temporal que estos tienen, ello no es suficiente para determinar el efecto que estas especies tienen, directo o indirecto, en especies nativas medianas y pequeñas (tales como reptiles, aves, pequeños mamíferos, etc.), por lo que se recomienda implementar un estudio que profundice en este aspecto. Lo cual pudiera ser mediante el análisis de dieta tanto de perros como de gatos registrados en el área de estudio.
- De acuerdo con lo documentado en otros estudios, el perro puede estar sustituyendo un depredador mayor, el cual contribuya a regular poblaciones de otros mamíferos medianos. Por lo que, antes de implementar medidas de manejo para especies ferales, particularmente del perro, es importante evaluar esta posibilidad dentro del área natural.
- Realizar actividades de educación a la población de Puerto Vallarta y a las comunidades aledañas al Estero el Salado, acerca de la importancia que presenta el control de la fauna feral y los impactos negativos que puede tener en la fauna nativa.

LITERATURA CITADA

Álvarez-Romero, J. y R. A. Medellín. 2005. *Canis lupus*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D.F.

Álvarez-Romero, J. y R. A. Medellín. 2005. *Felis silvestris*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D.F.

Álvarez-Romero, J., R.A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F., 518 pp.

Arispe, R., C. Venegas y D. Rumiz. 2008. Abundancia y patrones de actividad del mapache (*Procyon cancrivorus*) en un bosque chiquitano de Bolivia. *Mastozoología neotropical*. 15(2): 323-333.

Barratt, D. G. 1998. Predation by house cats, *Felis catus* (L.), in Canberra, Australia. II. Factors affecting the amount of prey caught and estimates of the impacts on wildlife. *Wildlife Research*. 25: 475-487.

Bodey, T., S. Bearhop y R. A. McDonald. 2011. The diet of an invasive nonnative predator, the feral ferret *Mustela Furo*, and implications for the conservation of ground-nesting birds. *European Journal of Wildlife Research*. 57(1): 107-117.

Boitani, Luigi. 2001. Carnivore introductions and invasions: their success and management options. En: John L. Gittleman, Stephan M. Funk, David W. Macdonald y Robert K. Wayne (eds.) *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Botello, F., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y V. Sánchez-Cordero. 2006. Primer registro del tigrillo (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) y del Gato montés (*Lynx rufus*, Kerr 1792) En la reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 22 (1): 135-139.

Bradford, S., C. Wilcox, B. R. Tershy, D. A. Croll y C. J. Donlan. 2002. The effect of feral cats on the population viability of black-vented shearwaters (*Puffinus opisthomelas*) on Natividad Islands, Mexico. *Animal Conservation*. 5 (3): 217-223.

Bright, C. 1998. Life out of Bounds. Bioinvasion in a Borderless World. New York: W. W. Norton

Cayot, L. J., K. Rassmann y F. Trillmich. 1994. Are Marine Iguanas endangered on islands with introduced predators?. *Noticias de Galápagos*.

Ceballos, M. y A. Miranda. 1986. *Los Mamíferos de Chamela, Jalisco*. Instituto de Biología. México, D.F.

Ceballos G. y L. Márquez-Valdelamar. 2000. Las aves de México en peligro de extinción. UNAM/CONABIO/ Fondo de Cultura Económica, México, D.F. 430 pp.

Colwell, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Coman, J.B. y H. Brunner. 2012. Food Habits of the Feral House Cat in Victoria. *The Journal of Wildlife Management*. 36(3): 848-853.

Conabio. <http://www.conabio.gob.mx/>. 24/03/2011

CONABIO, Aridamérica, GECI, TNC, 2006. *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad: Prioridades en México*. Ciudad de México. Mayo 2006. 41 pp. + Anexos.

Courchamp F. and G. Sugihara. 1999. Modeling the biological control of an alien predator to protect island species from extinction. *Ecological Applications* 9:112–123.

Courchamp, F., J. L. Chapuis y M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 78:347–383.

Cox, George W. 1999. *Alien species in North America and Hawaii: Impacts on natural ecosystems*. Island Press. Washington, D.C., EUA. 388 pp.

Crooks K. R., y M. E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*. 400: 563-566

Cruz-Reyes. A. 2009. Capítulo En Libro: Fauna feral, fauna nociva y zoonosis. In: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (Eds.) Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Sección: Restauración, conservación y manejo. pp. 453-461. Universidad Nacional Autónoma de México.

Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts (DEWHA) (2008). *Background document for the threat abatement plan for predation by feral cats*, DEWHA, Canberra.

Devine, R.S. 1998. Alien Invasion. America's battle with non-native animals and plants. *Washington: National Geographic Society*.

Donlan, C. Josh. 2000. Islands and introduced herbivores: using conservation to investigate top-down and bottom-up processes. Tesis de maestría. University of California, Santa Cruz CA, EUA.

Entsminger, GL. 2012. *EcoSim Professional: Null modeling software for ecologists, Version 1*. Acquired Intelligence Inc., Kesey-Bear, & Pinyon Publishing. Montrose, CO 81403. <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>

Everett, Richard A. 2000. Patterns and Pathways of biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 15(5): 177-178.

Fideicomiso para la protección del Estero El Salado y desarrollo de las áreas colindantes. Área natural protegida - zona de conservación ecológica Estero el Salado. Actualización del Plan de Manejo ANP, ZCE Estero el Salado. 2007.

Fitzgerald B. M., 1988. Diet of domestic cats and their impact on prey populations. In: D. G. Turner and P. Bateson (eds), *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 123–144.

Gallo-Reynoso J.P y M.C. García-Aguilar. 2008. Análisis preliminar de la presencia de perros ferales en la isla de Cedros, Baja California. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 12: 130-140.

Giller P.S., 1984. Community structure and the niche. *Chapman and Hall*, New York. 176 p.p

Glen A. S., P. J. de Torres, D. R. Sutherland y K. D. Morris. 2009. Interactions between chuditch (*Dasyurus geoffroii*) and introduced predators: a review. *Australia journal of zoology*. 57(5): 347-356.

Groombridge, B. (ed.). 1992. Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources, World Conservation Monitoring Centre Report (comp.). Chapman & Hall.

Guerrero, S., M.R. Sandoval-Sandoval, S.S. Zalapa y A. Ordorica-Hermosillo. 1995. Hábitos de alimentación, preferencia de hábitat y densidad relativa del mapache (*Procyon lotor hernandezii*) en una zona de la costa sur de Jalisco (Resumen). *Memorias del XIII Congreso Nacional de Zoología*. Morelia, Mich.

Guerrero, S., M.R. Sandoval y S. S. Zalapa. 2000. Determinación de la dieta del mapache (*Procyon lotor Hernandezii* Wagler, 1831) en la costa sur de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana* 80:211-221.

IMTA, Conabio, GECI, Aridamérica, The Nature Conservancy, 2007, Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México, Jiutepec, Morelos.

- Iverson, J. B.** 1978. The impact of feral cats and dogs on populations of the West Indian rock iguana, *Cyclura carinata*. *Biol Conserv* 14:63–73.
- Jackson, J., et al.** 2007. Bat uptake and caching by red foxes and nontarget species in urban reserves. *Journal of wildlife management*. 71(4): 1134-1140.
- Jaksic, F.M.,** 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation*. 7, 1427–1445
- Jehl J. R. Jr. y K. C. Parks.** 1983. 'Replacements' of landbird species on Socorro Island, Mexico. *Auk* 100: 551–559.
- Leopold, A. S.** 1977. *Fauna Silvestre de México*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, Ed. Pax – México 2da Edición. México. 608 pp.
- Lever, Christopher.** 1985. Naturalized Mammals of the World. *Longman Science & Technology*, London, UK.
- Lever, C.** 1994. Naturalized animals: the ecology of successfully introduced species. *Pastron Press Ltd*, London, Great Britain.
- Lira- Torres, I., y M. Briones-Salas.** 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (Nueva serie)*. 8 (3)
- López-Acosta, M.A. y S. Guerrero.** 1994. Notas sobre mamíferos de la costa sur de Jalisco, México. *BIOTAM* 6(1):29-38.
- Lotze, J. y S. Anderson.** 1979. *Procyon lotor*. *Mammalian species*. 119: 1-8.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas, y M. De Poorter.** 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. SSC, IUCN, Gland.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. y De Poorter M.** 2004. 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE)

de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12pp. Primera edición, en inglés, sacada junto con el número 12 de la revista Aliens, Diciembre 2000. Versión traducida y actualizada: Noviembre 2004.

Luniak M. 2004. Synurbization- adaptation of animal wildlife to urban development. *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium Shaw et al., Eds.*

Macdonald, David W. y Michael D. Thom. 2001. Alien carnivores: unwelcome experiments in ecological theory. En: John L. Gittleman, Stephan M. Funk, David W. Macdonald y Robert K. Wayne (eds.) *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Mack, Michelle y Carla M. D'Antonio. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*. 13(5): 195-198.

Maffei, L., A. J. Noss, S. C. Silver, and M. J. Kelly. 2011. Abundance/density case study: Jaguars in the Americas. *In Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. A.F. O'Connell, J.D. Nichols, and K.U. Karanth, editors. Springer, New York. 119-144.

Manchester, Sarah J. y James M. Bullock. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*. 37: 845-864.

May S.A y T.W. Norton. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research*. 23(4) 387-400

Medellín-Legorreta, R. A., 2000. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Universidad Nacional Autónoma de México Instituto de Ecología. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. U020. México D. F.

Medina F.M. y M. Nogales. 2008. A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: Implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity conservation*, 18: 829-846.

Mellink, E. 1992. The status of *Neotoma anthonyi* (Rodentia, Muridae, Cricetinae) of Todos Santos Islands Baja California Mexico. *Bull South Calif Acad Sci* 91:137–140.

Mellink, E. y E. Palacios. 1990. Observations on Isla Guadalupe in November 1989. *Western Birds* 21: 177-180.

Mitchell, N., R. Haeffner, V. Veer, M. Fulford-Gardner, W. Clerveaux, C. R. Veitch y G. Mitchell. 2002. Cat eradication and the restoration of endangered iguanas (*Cyclura carinata*) on Long Cay, Caicos Bank, Turks and Caicos Islands, British West Indies. In: C. R. Veitch, M. N. Clout (eds), *Turning the tide: the eradication of invasive species*. SSC, IUCN, Gland, pp 206–212.

Monroy – Vilchis, O., Zarco-González, M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz L, y Urios, V. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la sierra de Nanchititla, México. *Revista de Biología Tropical (International Journal of tropical Biology)*. 59: 373 – 383.

Nogales, M., A. Martín, B.R. Tershy, et al. 2004. A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology* 18 (2): 310-319.

Norris, A, and T. Low. 2005. Review of the management of feral animals and their impact on biodiversity in the Rangelands: A resource to aid NRM planning, Pest Animal Control CRC Report 2005, Pest Animal Control CRC, Canberra.

Núñez-Garduño, A. 2005. Los mamíferos silvestres de Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán.

Ordorica-Hermosillo, A.R. 1996. *Estimación de la densidad relativa de carnívoros (Mammalia: Carnivora) en Tenacatita, Jalisco*. Tesis Profesional, División de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de Guadalajara.

Parker, I. M., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, K. Goodell, M. Wonham, P. M. Kareiva, M. H. Williamson, B. Von Holle, P. B. Moyle, J. E. Byers, and L.

Goldwasser. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* **1**:3–19.

Phillips, B., C. Winchell y R. Schmidt. 2007. Dietary overlap of an alien and native carnivore on San Clemente Island, California.

Ramírez-Vargas, M. A, I. Artavia-Villar y L. Piedra-Castro. 2012. Permanencia de mapaches (*Procyon lotor*, Carnivora: Procyonidae) en Cartago, Costa Rica: análisis de la relación fauna silvestre-comunidad urbana. *Brenesia*. 78: 34-38.

Reynolds, H. C. 1945. Some aspects of the life history and ecology of the opossum in central Missouri. *J. Mammal.* 26:361-379

Rodríguez, J. P. 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia*. 26(10): 479-48

Sierra, E., et al. 2011. Análisis de la presencia de perros ferales sobre la salud ambiental en la Reserva ecológica “Cuxtal”, Mérida, Yucatán, México. *Bioagrociencias*. 4 (1): 53-57.

Sokal, R.R., y F.J. Rohlf. 1995. Biometry: The principles and practice of statistics in biological research. Third edition, W.H. Freeman, New York.

Sonenshine, D. E. y E. L. Winslow, 1972. Contrasts in distribution of raccoons in two Virginia localities. *Journal of Wildlife Management*, 36:838-847.

Suzán G. y G. Ceballos. 2005. The role of feral mammals on wildlife infectious disease prevalence in two nature reserves within Mexico City limits. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 36(3): 479-484.

Tershy B. R., D. J. Donlan, B. S. Keitt, D. A. Croll, J. A. Sánchez, B. Wood, M. A. Hermosillo, G. R. Howald, and N. Biavaschi. 2002. Island conservation in north-west Mexico: a conservation model integrating research, education and exotic mammal eradication. In: Veitch CR, Clout MN (eds) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. World Conservation Union, Gland, pp 293–300.

- Velarde E., and D.W. Anderson.** 1994. Conservation and management of seabird islands in the Gulf of California: setbacks and successes. En: DN Nettleship, J Burger, M Gochfeld (eds.), *Seabirds on islands: threats, case studies and action plans*. Birdlife Cons. Ser. 1: 229–243.
- Veitch, C. R.** 2001. The eradication of feral cats (*Felis catus*) from Little Barrier Island, New Zealand. *N. Z. Journal Zool.* 28:1–12.
- Vigne, J. D., J. Guilaine, K. Debue, L. Haye y P. Gérard.** 2004. Early taming of the cat in Cyprus. *Science* 304:259.
- Wilson, O. E.** 1992. *The Diversity of Life*. Harvard University Press. 424 pp.
- Wood, B., B. R. Tershy, M. A. Hermosillo, C. J. Donlan, J. A. Sánchez, B. S. Keitt, D. A. Croll, G. R. Howald y N. Biavaschi.** 2002. Removing cats from islands in north-west Mexico. En: C. R. Veitch y M. N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland Switzerland and Cambridge, UK. 374-380.
- Zalapa, S., S. Guerrero, M.H. Badii y R. Sandoval.** 1998. Preferencia de hábitat, amplitud y traslape de nicho de sitio en cinco especies de carnívoros (Mammalia: Carnivora) en la costa sur de Jalisco, México. *BIOTAM*, 9(2 y 3):33-46.
- Zar, J.H.** 1999. *Biostatistical analysis*. 4th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

ANEXOS

ANEXO 1. Listado taxonómico de los mamíferos registrados en el estero El Salado, Puerto Vallarta Jalisco, mediante el uso de cámaras trampa, entre enero del 2011 y marzo del 2012. El arreglo taxonómico está basado en Godínez et al. (2011).

CLASE MAMMALIA

ORDEN DIDELPHIMORPHIA Gill, 1872

FAMILIA DIDELPHIDAE Gray, 1821

SUBFAMILIA DIDELPHINAE Gray, 1821

Didelphis virginiana Kerr, 1792

ORDEN CINGULATA Illiger, 1811

FAMILIA DASYPODIDAE Gray, 1821

SUBFAMILIA DASYPODINAE Gray, 1821

Dasybus novemcinctus Linnaeus, 1758

ORDEN LAGOMORPHA Brandt, 1855

FAMILIA LEPORIDAE Fischer de Waldheim, 1817

Sylvilagus floridanus (J. A. Allen, 1890)

ORDEN CARNIVORA Bowdich, 1821

SUBORDEN FELIFORMIA Kretzoi, 1945

FAMILIA FELIDAE Fischer von Waldheim, 1817

SUBFAMILIA FELINAE Fischer von Waldheim, 1817

Puma yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)

Felis silvestris catus (Schreber, 1775)

SUBORDEN CANIFORMIA Kretzoi, 1943

FAMILIA CANIDAE Fischer von Waldheim, 1817

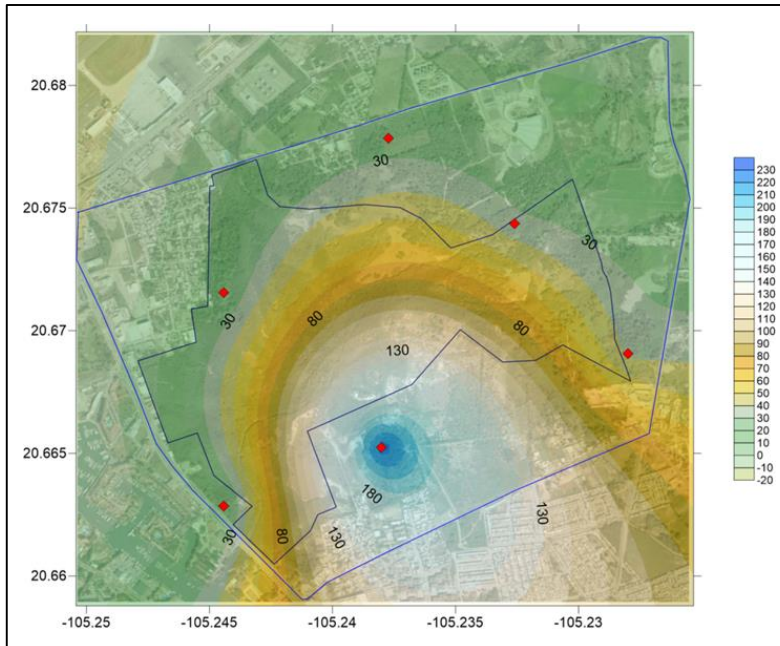
Urocyon cinereoargenteus (Schreber, 1775)

Canis lupus familiaris (Linnaeus, 1758)

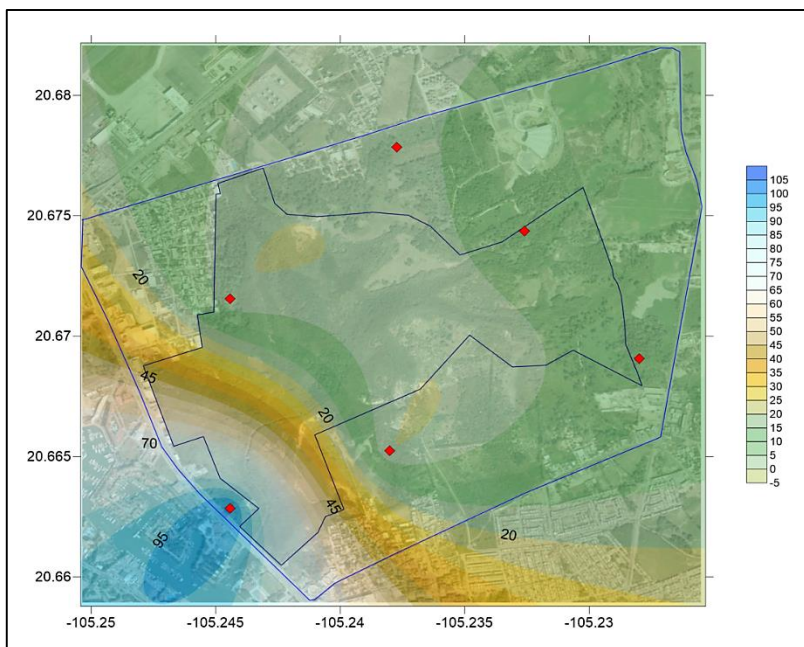
FAMILIA PROCYONIDAE Gray, 1825

Procyon lotor (Linnaeus, 1758)

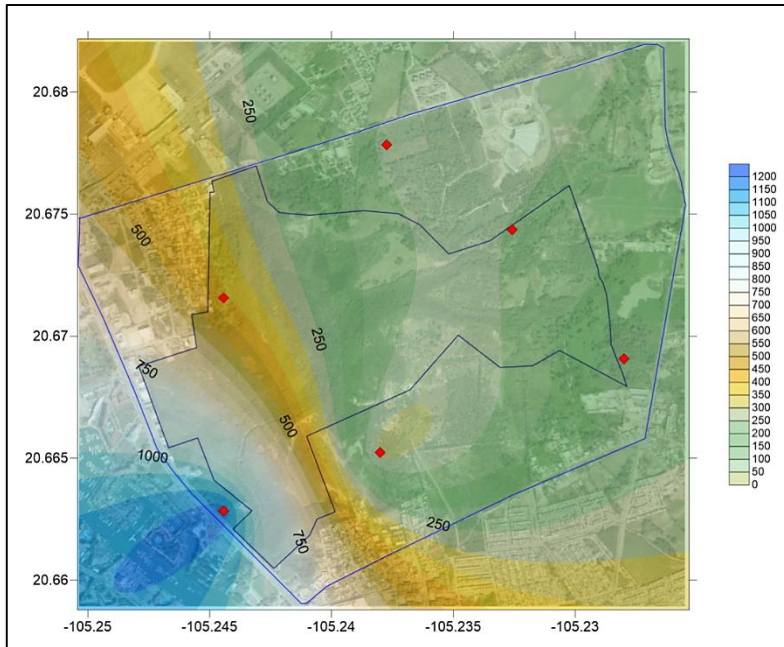
ANEXO 2. Mapas de distribución de cada una de las especies registradas, con base en la interpolación de los resultados del número de registros obtenidos en cada una de las estaciones de trampeo.



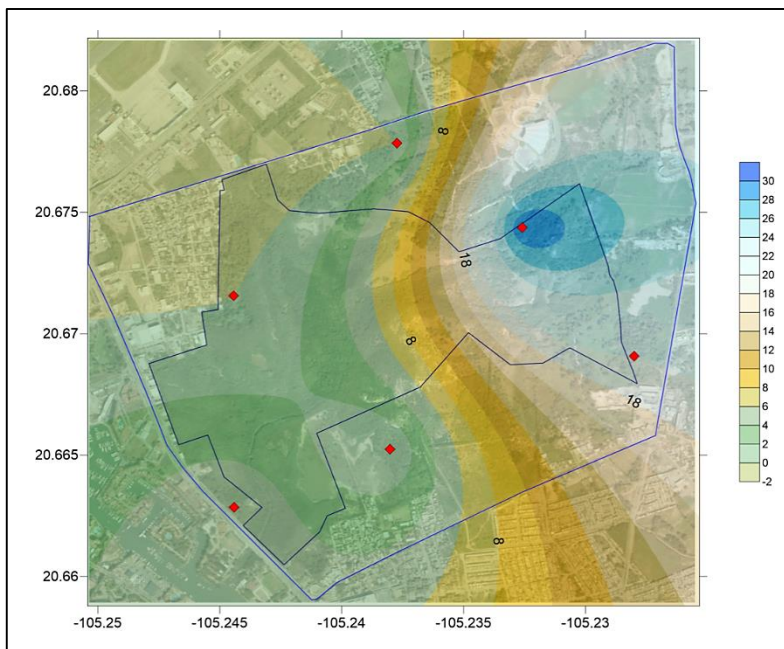
Distribución de los registros de perro (*Canis lupus familiaris*) en el ANP estero El Salado.



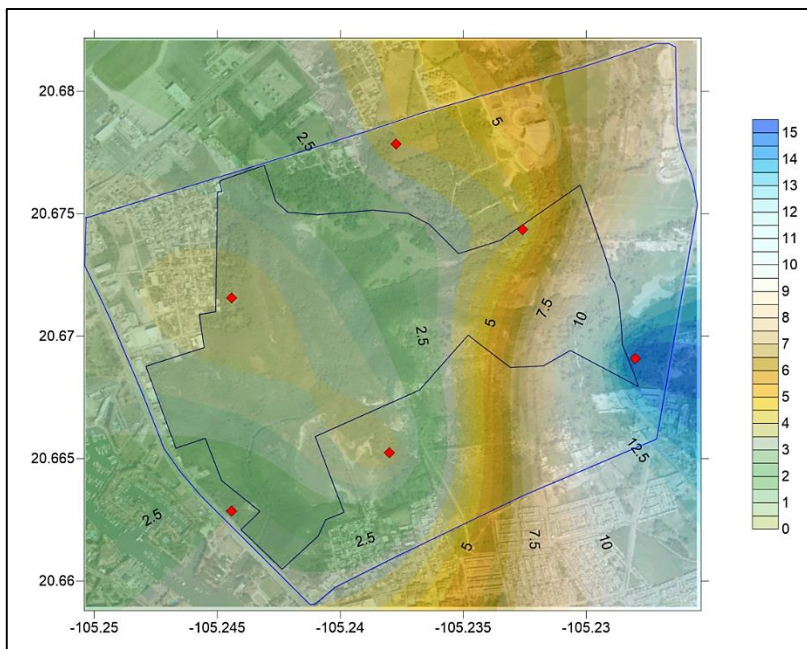
Distribución de los registros de gato (*Felis silvestris catus*) en el ANP estero El Salado.



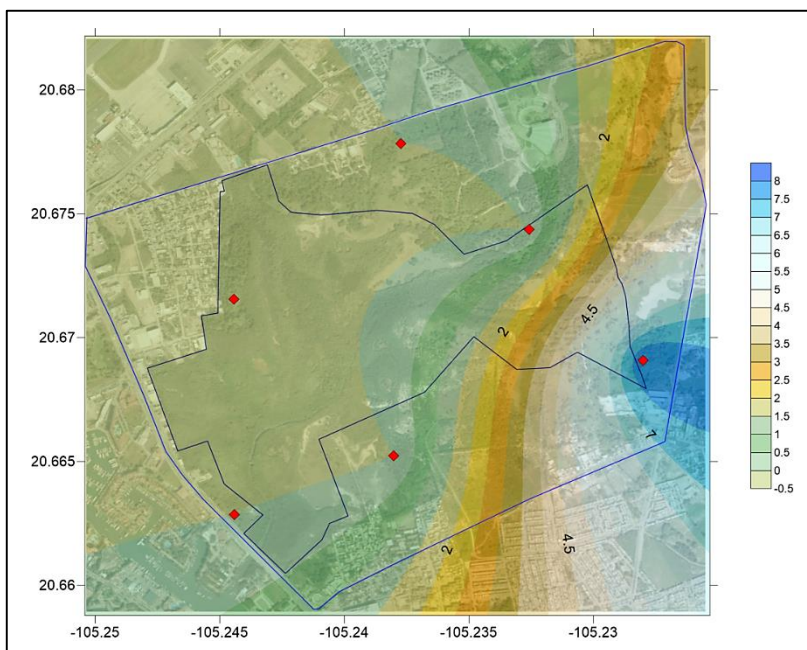
Distribución de los registros de mapache (*Procyon lotor*) en el ANP estero El Salado.



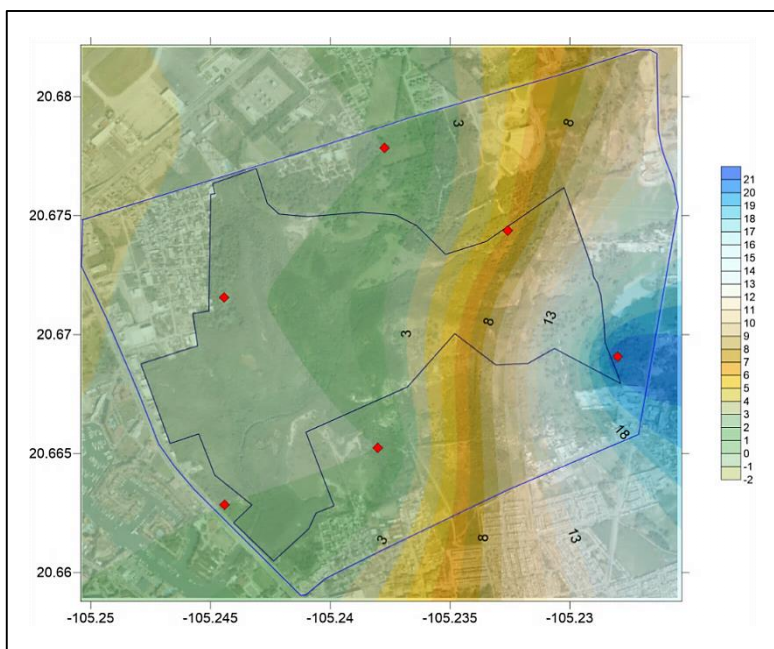
Distribución de los registros de tlacuache (*Didelphis virginiana*) en el ANP estero El Salado.



Distribución de los registros de Armadillo (*Dasypus novemcinctus*) en el ANP estero El Salado.



Distribución de los registros de jaguarundi (*Puma jagouarundi*) en el ANP estero El Salado.



Distribución de los registros de Zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en el ANP estero El Salado.

ANEXO 3. Mapas de registro de los individuos de especies ferales (perro y gato) detectados en más de dos sitios de muestreo en el estero El Salado. La fotografía corresponde al individuo que se registró en las estaciones.

