



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

CARRERA DE BIOLOGÍA

**CUANTIFICACIÓN DE GLUCOCORTICOIDES
FECALES EN MAMÍFEROS SILVESTRES COMO
INDICADORES DE ESTRÉS POR REDUCCIÓN
DE HÁBITAT**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO
DE: LICENCIADA EN BIOLOGÍA
P R E S E N T A:
DANIA ALICIA FRANCO MELO

DIRECTOR: DR. GABRIEL GUTIÉRREZ GRANADOS
ASESOR: MTRA. NICTÉ RAMÍREZ PRIEGO
ASESOR: DR. DAVID NAHUM ESPINOSA ORGANISTA
SINODAL: LIC. GABRIELA SELENE ORTIZ BURGOS
SINODAL: DR. GERARDO CRUZ FLORES



CIUDAD DE MÉXICO, 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ÍNDICE

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	3
MARCO TEÓRICO	5
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	9
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	10
HIPÓTESIS	10
JUSTIFICACIÓN	11
OBJETIVO GENERAL	12
OBJETIVOS PARTICULARES	12
MÉTODO	13
Búsqueda de literatura.....	13
Criterios de inclusión y exclusión	13
Codificación de los estudios	14
Análisis estadístico	
Cálculo del tamaño del efecto (TE)	17
Heterogeneidad	18
Diagrama de árbol (Forest plot)	18
RESULTADOS	20
Tamaño del efecto (TE)	
Sexo (machos y hembras)	21
Tipo de hábitat	24
Talla	29
Tipo de vegetación	31
Estatus de la UICN.....	34
DISCUSIÓN	35
Meta-análisis	
Sexo (machos y hembras)	36
Tipo de hábitat.....	36
Talla	37
Tipo de vegetación.....	38
Estatus de la UICN.....	38
Heterogeneidad en los resultados	39
CONCLUSIONES	40
BIBLIOGRAFÍA	42
CIBERGRAFÍA	53
ANEXOS	55
ANEXO 1	56

ANEXO 2	63
ANEXO 3	67
ANEXO 4	70
ANEXO 5	71
ANEXO 6	72
ANEXO 7	73
ANEXO 8	74
ANEXO 9	77
ANEXO 10	77
ANEXO 11	78
ANEXO 12	79
ANEXO 13	81
ANEXO 14	82
ANEXO 15	84



RESUMEN

La reducción y la pérdida del hábitat por causa de las actividades antropogénicas ha sido un problema persistente que ha avanzado rápidamente. Si bien algunos factores se consideran estresantes naturales, la reducción de hábitat produce un estrés crónico que llega a ser perjudicial para el bienestar animal y la cuantificación de la concentración de glucocorticoides fecales se ha utilizado para explorar el efecto de los cambios sobre el estrés fisiológico de muchas especies. En este trabajo se analizó el impacto de la pérdida de hábitat sobre la fisiología del estrés en mamíferos silvestres. Se realizó un meta-análisis que incluyó 105 estudios que incluyen 70 especies, para comprender los tamaños del efecto entre distintas co-variables como son: género, calidad de hábitat, talla y vegetación. Se analizaron la respuesta de 375 comparaciones y se utilizó el modelo de efectos aleatorios para estimar el tamaño del efecto junto con su intervalo de confianza (95%) para cada subgrupo. En general, los resultados presentaron tamaños del efecto significativos, con variaciones entre estudios significativas. Las hembras (0.32 [0.12, 0.95]) manifestaron ser más sensibles que los machos (-0.1 [-0.18, 0.16]), a los cambios en el hábitat. Sobre las áreas naturales y perturbadas, el sistema rural mostró el mayor tamaño del efecto mayor (1.44 [0.23, 2.66]), seguido del sistema de tipo urbano (0.37 [0.07, 0.68]), que expuso un IC sin diferencias significativas, ya que es evidente que son pocos los mamíferos que son capaces de coexistir en este medio. Al analizar la co-variable de la talla, los tamaños del efecto indicaron, que los mamíferos pequeños (0.98 [0.54, 1.42]) y grandes (0.45 [0.15, 0.70]) son los más vulnerables y afectados a la reducción del hábitat. Los mamíferos que se distribuyen en vegetación hidrófila y xerófila obtuvieron un tamaño del efecto estadísticamente significativos (0.55 [0.00, 1.10]; 0.48 [-0.06, 1.01]) pero sus intervalos de confianza no registraron diferencias. En conclusión, el efecto sobre las hormonas del estrés fue mayor en hábitats degradados y/o perturbados, estos resultados enfatizan la importancia de continuar, ampliar y fortalecer la investigación sobre la ecología del estrés en mamíferos terrestres y comprender la relación entre los niveles de glucocorticoides, el bienestar animal y las

perturbaciones humanas para poder llevarlos al manejo del hábitat para favorecer la conservación integral de los mamíferos silvestres.



INTRODUCCIÓN

Cuando un vertebrado responde a cierto tipo de estímulos que le resultan estresantes, es porque estos suelen provocarle temor, ansiedad o inquietud, es así que su organismo reacciona llevando a cabo cambios fisiológicos que le ayudarán a afrontar el factor estresante (Valdespino *et al.*, 2007). Se define entonces al estrés como el conjunto de reacciones fisiológicas moduladas por la liberación de hormonas glucocorticoides desencadenadas por elementos nocivos llamados estresores, que previenen a un organismo para la acción. La respuesta al estrés es un ajuste que le permite al organismo adecuarse de forma vertiginosa ante una amenaza contra su equilibrio homeostático o fisiológico. A corto plazo, la liberación de estas hormonas ayuda al individuo a afrontar un suceso estresante, pero a largo plazo trae consigo consecuencias negativas para su salud (Aguilar *et al.*, 2011; Arnijas y Suárez, 2018).

La cuantificación del impacto negativo que tienen diferentes factores sobre la homeóstasis animal tiene una amplia aplicación en la Biología de la conservación, manejo de la fauna silvestre, Ecología conductual, bienestar animal y Biomedicina. Este método ha sido utilizado en animales en cautiverio (Heistermann *et al.*, 1995; Huber *et al.*, 2003; Kersey *et al.*, 2010; Kumar *et al.*, 2014; McKenzie *et al.*, 2004; Mooring *et al.*, 2006; Narayan *et al.*, 2013; Shideler *et al.*, 1993; Vargas *et al.*, 2019; Vasconcellos *et al.*, 2011), y en la fauna silvestre ha servido como herramienta para evaluar procedimientos de reubicación, reintroducción, interacciones agresivas, efecto de la cacería, así como determinar la diversidad genética, el potencial reproductor e incluso para identificar poblaciones vulnerables a los impactos ambientales severos o en poblaciones en vías de extinción (Hernández *et al.*, 2005; Heymann *et al.*, 2004). El avance de métodos para realizar análisis hormonales y genéticos con base en muestras fecales ofrece una nueva perspectiva para el monitoreo de animales silvestres. Estos métodos se benefician del hecho de que saliva, orina y heces contienen ADN y productos de desintegración de hormonas (Heymann *et al.*, 2004).

Además, se ha demostrado que las hormonas excretadas en heces, son muy útiles para monitorear la fisiología reproductiva y del estrés, tales como

estrógenos, progestinas, corticosterona, cortisol y mineral-corticoides. Existe también una circulación entero-hepática de glucocorticoides y cerca del 15% del cortisol producido se excreta con las heces, a pesar de que en el intestino es metabolizado por la flora y enzimas intestinales (Arnijas y Suárez, 2018). Dado el resultado que el estrés tiene sobre el bienestar, la salud y la reproducción de un organismo, la determinación del estrés fisiológico se ha transformado en un objetivo fundamental en la conservación de las especies. Incluso el medir la dinámica y salud de ecosistemas completos en los que se han reintroducido o que están siendo recolonizados por especies depredadoras (Valdespino *et al.*, 2007).

Ahora bien, son varios factores los que pueden ser una fuente importante de estrés en los mamíferos. La caza y otras actividades humanas (p. ej. turismo), pueden causar una fuerte presión sobre la fauna. Las prácticas de uso de suelo y el grado de intervención humana en los hábitats naturales, los cambios estacionales, la depredación de alto riesgo y los cambios en la temperatura ambiental o los recursos alimentarios, también pueden representar fuentes importantes de estrés y afectar la fisiología de las especies (Santos *et al.*, 2018). Como ya se mencionó, en muchos casos las respuestas fisiológicas de las especies a situaciones negativas, aumenta crónicamente los niveles de glucocorticoides y es ahí cuando logra ocasionar consecuencias negativas en el estado físico y de salud de la especie. Por ejemplo, el reducir la aptitud física a través de la supresión inmune, la disminución del crecimiento, la atrofia muscular, la transmisión de enfermedades, en mayor nivel su estado reproductivo y en último lugar exponer su supervivencia (Arroyave *et al.*, 2006; Spencoski *et al.*, 2012; Vijayakrishnan *et al.*, 2018). Por otro lado, muchos eventos cotidianos como son el cortejo, obtención de comida o peleas por el territorio; son considerados favorables, ya que pueden causar una respuesta “benéfica” ante el estrés (Vijayakrishnan *et al.*, 2018).

Comprender como las especies responden a estresores naturales o artificiales de origen humano y el impacto fisiológico de estos actores, es un tema cada vez más importante en la investigación ecológica y ha demostrado ser una herramienta de diagnóstico muy útil para apoyar las decisiones de gestión de la vida salvaje (Santos *et al.*, 2018).

El avance en el desarrollo de herramientas en investigación y laboratorio en la detección de hormonas corticoides, así como sus aplicaciones en fauna silvestre han progresado considerablemente. Debido a esto, el presente estudio tuvo como objetivo principal documentar si, hay efecto de la reducción de hábitat como factor estresante en la producción de hormonas del estrés sobre mamíferos silvestres a través de un meta-análisis. A pesar de ser un tema preponderante en la actualidad, existen pocos reportes de campo al respecto, y muchos de ellos no son concluyentes. Para ello, se realizó una revisión sistemática de la literatura lo que permitió obtener una estimación amplia y profunda, mediante el análisis del conjunto de estudios a través de un meta-análisis.



MARCO TEÓRICO

Hormonas corticoides y estrés en fauna silvestre

La reducción del hábitat natural de la fauna silvestre representa uno de los retos más complejos para la conservación de la biodiversidad, fisiológicamente, aún no se documenta completamente cómo las especies responden a los cambios ambientales (Vegas, 2008). Es por esto que la cuantificación de glucocorticoides (GC) toma un papel primordial. La cuantificación de metabolitos de glucocorticoides fecales (MGf) en mamíferos es un tema que ha tenido un gran progreso en la última década en la Biología, sobre todo en la conservación. Esta es una de las primeras áreas que modificó el monitoreo invasivo en mamíferos silvestres. Se volvió en una alternativa para los biólogos de campo y en un nuevo campo de estudio de la endocrinología, sobre todo porque es aplicable en campo (Vegas, 2008).

Wingfield y Kataysy (2002) explicaron que los glucocorticoides tienen la finalidad de producir cambios fisiológicos y de comportamiento que promueven la supervivencia al proporcionar una respuesta a los estresores, los cuales cumplen la misma función en humanos y animales (Citado por Malcolm *et al.*, 2013). Otros autores, como Palme y colaboradores (2005), los definieron como hormonas que son secretadas por la corteza suprarrenal, como primera defensa a estresores en mamíferos y aves, y que varía de una especie a otra.

Anteriormente, Whitten y cols. (1998), señalaron que los glucocorticoides, corticosteroides y esteroides suprarrenales, que son excretados en respuesta al estrés, también proporcionan información sobre el bienestar fisiológico de animales silvestres. Más tarde, se afirmó que los ambientes desfavorables desencadenan respuestas de las glándulas suprarrenales, lo que deriva en el aumento de la secreción de glucocorticoides, definiéndose nuevamente así, que la liberación de glucocorticoides es un mecanismo de primera línea para proteger el organismo contra condiciones estresantes (Möstl y Palme, 2002).

Directa o indirectamente se pueden medir los niveles de glucocorticoides, mediante sangre (plasma o suero) o a través de sus concentraciones de metabolitos excretados en orina o heces (Braga *et al.*, 2016). Es a partir de esta última, que el monitoreo no invasivo, se ha manejado durante un largo periodo como herramienta no invasiva para monitorear la actividad del HHS (eje hipotalámico-hipofisario-suprarrenal), en la vida silvestre (Palme *et al.*, 2005). En los mamíferos, el estrés controla las actividades del eje hipotalámico-pituitario-adrenal (HPA), enviando una señal neural que lo activa. A continuación, el hipotálamo libera la hormona liberadora de corticotropina, que activa la hipófisis anterior para producir la hormona adrenocorticotrópica, estimulándola a liberar glucocorticoides desde las cortezas suprarrenales. A la ausencia del estresor, los glucocorticoides son metabolizados por el hígado y riñones, en seguida estos metabolitos serán excretados en la orina y heces (Howell *et al.*, 2012; Young *et al.*, 2004). Los análisis de MGf han ayudado a identificar variables ambientales, de manejo y conductuales, entre otros factores que son potencialmente estresantes (Malcolm *et al.*, 2013). Además, representan un valor promedio combinado de esteroides excretados, así que no se ven afectados por las fluctuaciones diurnas y la secreción de hormonas pulsátiles (Pribbenow *et al.*, 2014). Debido a esto, se ha propuesto que no es necesario recolectar grandes cantidades de muestra, ya que los esteroides tienden a estar presentes en altas concentraciones en heces (Palme *et al.*, 2005; Pribbenow *et al.*, 2014; Whitten *et al.*, 1998).

Como las concentraciones de glucocorticoides se usan como una medida del estrés y el estado de salud en un animal, es cada vez más importante establecer límites de rangos de diferentes especies silvestres y determinar cualquier efecto ambiental sobre este producto del metabolismo (Cobb *et al.*, 2016). A menudo existe la necesidad de un método de comparación que examine cómo cambian los procesos y las respuestas en todo el sistema. Las revisiones de literatura y las discusiones de artículos individuales a menudo intentan ubicar los resultados de diferentes estudios en un entorno ecológico general. Sin embargo, estas revisiones siguen siendo locales, y no están sujetas a los mismos criterios cuantitativos. Debido a esto, se ha recurrido a revisiones sistemáticas de literatura (RSL) y meta-análisis (MA) que tienen como objetivo cuantificar sesgos, lo que permite dar conclusiones generales y robustas (Osenberg *et al.*, 1999).

Estudios previos han demostrado que diversos factores, como la reducción o la pérdida del hábitat, pueden afectar los niveles de estrés y la respuesta, entre especies. A continuación, se resumirá algunos antecedentes de esta área de estudio.

En los inicios de esta área de conocimiento, los expertos solían dirigir sus investigaciones singularmente a dos objetos de estudio: «hormonas sexuales» y «primates» (Wasser *et al.*, 1988 y Wasser, 1996). Tiempo después, la cuantificación en los niveles de hormonas en muestras fecales amplió el manejo a una extensa lista de especies de mamíferos (Ganswidt *et al.*, 2003; Gómez *et al.*

al., 2018; Millspaugh y Washburn, 2002; Mooring *et al.*, 2006; Palme *et al.*, 2005; Shutt *et al.*, 2014; Soto *et al.*, 2004, entre otros).

Al igual, muchas investigaciones se han enfocado en la relación que existe entre la generación de estrés (altos niveles de GC), como consecuencia de la reducción del hábitat. Vijayakrishnan y cols. (2018), evaluaron el impacto de los paisajes creados por el hombre, en una importante área de conservación para las especies, y los conflictos relacionados con los humanos sobre la respuesta al estrés fisiológico de los elefantes asiáticos (*Elaphus maximus*) del sur de la India. Spercoski y cols. (2012). Utilizaron el monitoreo de corticosteroides fecales para detectar la diferencia en la concentración en heces entre lobos de crin (*Chrysocyon brachyurus*) que solo habitan en parques protegidos versus lobos en tierras de cultivo, los resultados revelaron que las concentraciones de MGf fueron más altas en tierras de cultivo y demostraron que las presiones antropogénicas favorecen el aumento de los MGf. Otro estudio, documentó que a medida que la población humana continua creciendo, los cambios ambientales son un factor común, y es la fauna silvestre la que enfrenta estos cambios incluso en áreas protegidas, porque los límites de las áreas protegidas no son herméticas, es así que evaluaron los metabolitos de cortisol fecal en conejos volcánicos (*Romerolagus diazi*) que viven en una reserva natural, estas concentraciones se compararon entre animales que viven en áreas perturbadas y áreas con mayor grado de conservación dentro de la misma reserva natural. Los resultados en los niveles de cortisol fueron más altos en los sitios alterados lo que significa un intenso estrés fisiológico, además se detectó una variación considerable entre las concentraciones de las muestras, las cuales indican el estado de salud fisiológica en animales silvestres (Rizo *et al.*, 2014) Recientemente, en Uganda se comparó la concentración de MGf en chimpancés (*Pan troglodytes*) en paisajes agrícolas y en bosques protegidos cercanos, con una interferencia mínima (McLennan *et al.*, 2019), demostrando que los niveles de GC de los chimpancés que viven cerca de las aldeas fueron más altos que aquellos en un hábitat no perturbado.

Meta-análisis

En los últimos años, debido a la acumulación de muchos datos experimentales para resolver problemas apremiantes en las ciencias biológicas y ambientales, se ha comenzado a explorar el campo de la síntesis cuantitativa de datos o el meta-análisis. Las técnicas de meta-análisis se han desarrollado principalmente entre la medicina, física y ciencias del comportamiento (Gurevitch y Hedges, 1999).

Glass (1976), acuñó el término «meta-análisis» y la metodología, postuló que es la revisión de una gran cantidad de resultados de investigaciones individuales (análisis primarios) para con el fin de integrar los hallazgos adquiridos (Citado por Carro, 2013; Sánchez, 2010).

Osenberg y cols. (1999), definieron el MA como la síntesis cuantitativa, el análisis y el resumen de un grupo de estudios. El meta-análisis requiere que los

resultados de cada experimento se combinen con estimaciones de la magnitud de la respuesta de manipulación (es decir, el “tamaño del efecto”).

Recientemente otros autores han expuesto su propio concepto de MA, definiéndolo como una técnica estadística utilizada para resumir los resultados de uno o más estudios que comparan dos grupos (grupo de intervención y grupo de control) (Fernández *et al.*, 2019).

En resumen, un MA se puede definir como: un tipo específico de estudio que integra y analiza información de dos o más estudios mediante. evaluación indirecta de la investigación empírica publicada sobre la investigación, que involucra temas de interés basados en la validez científica. Los criterios se posicionan y seleccionan cuidadosamente para obtener una estimación de resultados más amplia y profunda, en general, se puede determinar los niveles de confianza y tamaños de efecto de todo el diseño del método utilizado, así como los indicadores de calidad de la investigación científica. Además, puede resumir y analizar efectivamente los resultados de procesos con gran variabilidad (heterogeneidad de la investigación) (Carro *et al.*, 2013; Cobb *et al.*, 2016).

La ejecución del MA conlleva cinco o seis fases, dependiendo el autor: (1) formulación del problema, (2) búsqueda de los estudios, (3) codificación de los estudios o extracción de datos, (4) cálculo del tamaño del efecto, (5) análisis estadístico e interpretación y (6) publicación (Botello y Zamora, 2017; Carro *et al.*, 2013; Cobb *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2011; Sánchez, 2010).

El meta-análisis ha sido empleado para determinar el efecto de varios factores o variables. Por ejemplo, el rango de referencia para la concentración de cortisol salival de perros domésticos y examinar como las características; las influencias ambientales y las consideraciones experimentales, están relacionadas con la concentración de cortisol (Cobb *et al.*, 2016). Taff y cols. (2018), realizaron una RSL y un MA de las estimaciones de la repetibilidad de los glucocorticoides en vertebrados, además de evaluar si esas estimaciones están asociadas con co-variables relevantes (taxones, tamaño de muestra, intervalos de muestreo, etc.). Un tercer estudio, realizado por Stankowich (2008), elaboró una RSL exhaustiva, sobre estudios que evaluaron el comportamiento de la respuesta de escape de vehículos en unglados silvestres.



PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Problemáticas ambientales como el cambio de uso y erosión del suelo, el crecimiento acelerado de la urbanización, la contaminación de los principales cuerpos de agua y la presión que sufren los ecosistemas ha provocado que el hábitat natural de los vertebrados se reduzca aceleradamente. Esto ha provocado un estado de alerta que estimula el sistema adrenocortical para la producción de glucocorticoides, una hormona que es producida como respuesta ante situaciones donde el organismo se siente amenazado o en peligro, que a largo plazo resulta en un daño crónico para el animal. Los últimos avances en la endocrinología en especies de vida silvestre han permitido el uso de nuevas técnicas para evaluar el estrés en animales. Entre ellas, la cuantificación de los metabolitos de glucocorticoides en las heces se ha convertido en una herramienta valiosa para resolver el problema de conservación y manejo. Este marcador fácil de medir ha producido una gran cantidad de literatura. Sin embargo, a pesar de la gran cantidad de bibliografía, no se ha propuesto sintetizarla para determinar la importancia relativa de la reducción del hábitat como factor estresante que altera la fisiología animal. Por esto, en este trabajo se realizó una RSL y un MA de ésta, con el fin de resumir lo publicado sobre el tema hasta la fecha y poder ponderar los GC como un indicador de estrés no invasivo que permite elaborar estrategias de manejo de fauna.



PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS

PREGUNTA DE HIPÓTESIS

¿La reducción del hábitat, desencadena un estado de estrés en los mamíferos silvestres que mantiene, de manera crónica, altas las concentraciones de hormonas corticoides?

HIPÓTESIS

La reducción del hábitat, es un factor que puede llevar a los mamíferos silvestres a un nivel alto de estrés. Debido a esto, este trabajo se desarrolló bajo la hipótesis, de que la reducción de hábitat es un factor que mantendrá altos niveles de glucocorticoides en diferentes especies de mamíferos silvestres sin importar el sexo, la talla o el hábitat.



JUSTIFICACIÓN

Debido a su gran potencial, el análisis de los GC se ha utilizado cada vez más para monitorear la respuesta al estrés de varios mamíferos silvestres. Diversos estudios se han centrado en cómo uno o varios estresores afectan los niveles de glucocorticoides, pero pocos han conjuntado los resultados para dar conclusiones generales y robustas. Esta investigación buscó analizar de manera global el impacto de la reducción del hábitat sobre la fisiología del estrés de los mamíferos terrestres. La utilidad de esta investigación radica en la profundización de un conjunto de estudios analizados a través de un meta-análisis. Con el fin de detectar huecos en el conocimiento en la rama de la ecología del estrés y proporcionar evidencia no incluida en la investigación primaria (básica). Por otra parte, podrá servir como una guía para auxiliar, a tomadores de decisiones (autoridades) de la vida silvestre y a biólogos conservacionistas, a identificar cuando un animal se encuentra sometido a estrés con el fin de implementar estrategias necesarias para atenuar el impacto del estrés en el bienestar animal y el cuidado del medio ambiente.



OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Documentar el efecto de la reducción del hábitat como factor determinante de una elevación crónica de metabolitos de glucocorticoides en mamíferos silvestres.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Realizar una revisión sistemática de los estudios que han cuantificado los niveles de metabolitos de glucocorticoides, como respuesta al estrés provocado por la reducción del hábitat en mamíferos silvestres.
- Determinar el impacto de la pérdida de hábitat y sus efectos sobre la fisiología de mamíferos silvestres por sexo, calidad de hábitat, talla y tipo de vegetación.
- Comprobar si los metabolitos de glucocorticoides son un buen indicador de estrés por reducción del hábitat en mamíferos silvestres.



MÉTODO

Búsqueda de literatura

Para la búsqueda de los documentos bibliográficos se emplearon varias fuentes documentales electrónicas: Google Scholar y el repositorio virtual BIDI UNAM. Las palabras de búsqueda que se delimitaron fueron: mamíferos, silvestres, glucocorticoides, metabolitos de glucocorticoides fecales, cortisol, corticosterona, estrés, respuesta al estrés, reducción de hábitat, alteración del hábitat, estresores antropogénicos, disturbio humano, comportamiento, biología de la conservación, ecología del estrés, actividad suprarrenal, ensayo de glucocorticoides fecales, estrés fisiológico, estrés crónico y hormonas del estrés. Así como los homólogos en inglés: mammals, wild, glucocorticoids, faecal glucocorticoid metabolites, cortisol, corticosterone, stress, stress response, habitat reduction, habitat disturbance, anthropogenic stressors, human disturbance, Physiology, Conservation Biology, stress ecology, adrenal activity, faecal glucocorticoid assay, physiological stress, chronic stress, stress hormones y sus combinaciones. También se utilizó los operadores booleanos OR, AND y NOT, para minimizar las búsquedas. La limitación de la búsqueda fue dirigida a estudios exclusivos referentes a mamíferos silvestres, además los registros duplicados se eliminaron. Se elaboró una inclusión preliminar, donde se valoraron los siguientes puntos: los estudios seleccionados fueron aquellos que en su título incluían, uno o más de los criterios de búsqueda descritos anteriormente, cuando existieron dudas para incluir o no una investigación, se efectuó una revisión minuciosa del resumen y si el caso lo ameritó, el documento por completo.

Criterios de inclusión y exclusión

Para ser incluidos en la base de datos y el análisis, los estudios debían cumplir con cuatro criterios principales: **(1)** Publicaciones sobre mamíferos silvestres, únicamente animales adultos, **(2)** Estudios relacionados directamente con los efectos negativos que desencadena la reducción o pérdida del hábitat natural sobre el eje hipotalámico-pituitario-adrenal (HPA), **(3)** Reportes que analizaron

el estrés crónico (altos niveles de MGf) como parte de las consecuencias de la reducción del hábitat y **(4)** Artículos que contenían análisis estadísticos.

Por otra parte, se excluyeron los estudios que: **(1)** experimentaron con animales en cautiverio, domesticados o animales de laboratorio, **(2)** no incluyeron resultados estadísticos en su investigación y **(3)** utilizaron procedimientos experimentales que intervengan en la expresión natural de glucocorticoides.

El método de búsqueda y exclusión de literatura aplicado fue una modificación de las metodologías aplicadas en Belhadj *et al.*, 2019; Cobb *et al.*, 2016; De Luque *et al.*, 2019; Taff *et al.*, 2018; Stevens *et al.*, 2016.

Codificación de los estudios

Una vez seleccionados los estudios que cumplieran con los criterios establecidos, como siguiente paso fue elaborar un resumen de los datos. Sánchez (2010), documentó que si se desea explicar por qué la investigación sobre el mismo tema logrará resultados diferentes, a veces incluso resultados opuestos, codificar las características de la investigación es una tarea esencial.

El resumen de datos incluyó los siguientes parámetros: **(1)** especie, **(2)** la estadística que se utilizó para informar las concentraciones de MGf, **(3)** factor de perturbación y **(4)** un identificador (ID) para cada estudio. Además, se agregaron otra serie de parámetros, que se consideraron como co-variables: **(5)** sexo (machos o hembras), **(6)** hábitat; es decir si el estudio se realizó en un entorno natural o un medio perturbado, **(7)** tamaño de la especie, **(8)** tipo de vegetación dominante en el hábitat y **(9)** categoría de riesgo de acuerdo a la UICN.

En cuanto a la asignación del factor de perturbación se clasificaron de acuerdo al tipo de causas que provocan la reducción del hábitat: a) Perturbación antropogénica, b) Factores biológicos y antropogénicos, c) Fragmentación y d) No perturbado.

Para describir el hábitat donde se desarrolla cada estudio, se asignó la siguiente clasificación:

- Natural. Aquí se incluyen áreas naturales, reservas, ANP y parques nacionales.
- Rural. Sitios con pocos habitantes, además de zonas con actividades de agricultura y ganadería.
- Urbano. Áreas con mayor población a la existente en las zonas rurales, es decir ciudades y pueblos.
- Suburbano. Zonas periféricas de las grandes ciudades es decir a las afueras donde se asientan poblaciones de tipo residencial que presentan menor concentración de población y de infraestructura en comparación con las urbes.
- Periurbana. Se encuentra en la periferia de la ciudad. No se emplean para el desarrollo urbano, tampoco para actividades humanas. Se les da otro uso: depósito de basura, aeropuertos o espacios verdes.

- Industrial. Engloba a los paisajes artificiales transformados por la actividad humana; zonas de fábricas, industrias, talleres o centros de operaciones.
- Áreas recreativas. Zonas públicas de fácil acceso que están acondicionadas para proporcionar servicios básicos para el uso recreativo de los espacios naturales.

Asimismo, el tipo de vegetación del área de estudio en cada investigación, se catalogó utilizando la siguiente clasificación:

- Vegetación hidrófila de clima mixto, cuya superficie esta de manera permanente o intermitente cubierta de agua (halófila), donde se pueden ubicar los suelos salobres, este apartado también engloba la vegetación de biomas marinos.
- Vegetación xerófila de climas áridos con escasas de precipitaciones y vegetación de rasgos característicos que les permiten sobrevivir en ausencia de un suministro abundante.
- Vegetación tropical o subtropical de climas muy húmedos, ubicándose aquí las selvas monzónicas y las selvas bajas caducifolias.
- Vegetación templada que de acuerdo a su altitud, latitud, clima, follaje y tipo de hoja; se localizan bosques templados y conforme a su estructura: los bosques caducifolios, de coníferas y mixtos.

Los estadísticos que se obtuvieron de cada estudio fueron: datos de la media, varianza (S^2), desviación estándar (S) y/o error estándar (EE) reportados en el estudio (Cobb *et al.*, 2016; Sánchez y Botello, 2010; Stankowich y Blumsteins, 2005).

La *Fig. 1* muestra un diagrama de flujo que resume todas las etapas del proceso de revisión sistemática, incluido el número de estudios identificados en cada etapa y los motivos de exclusión.

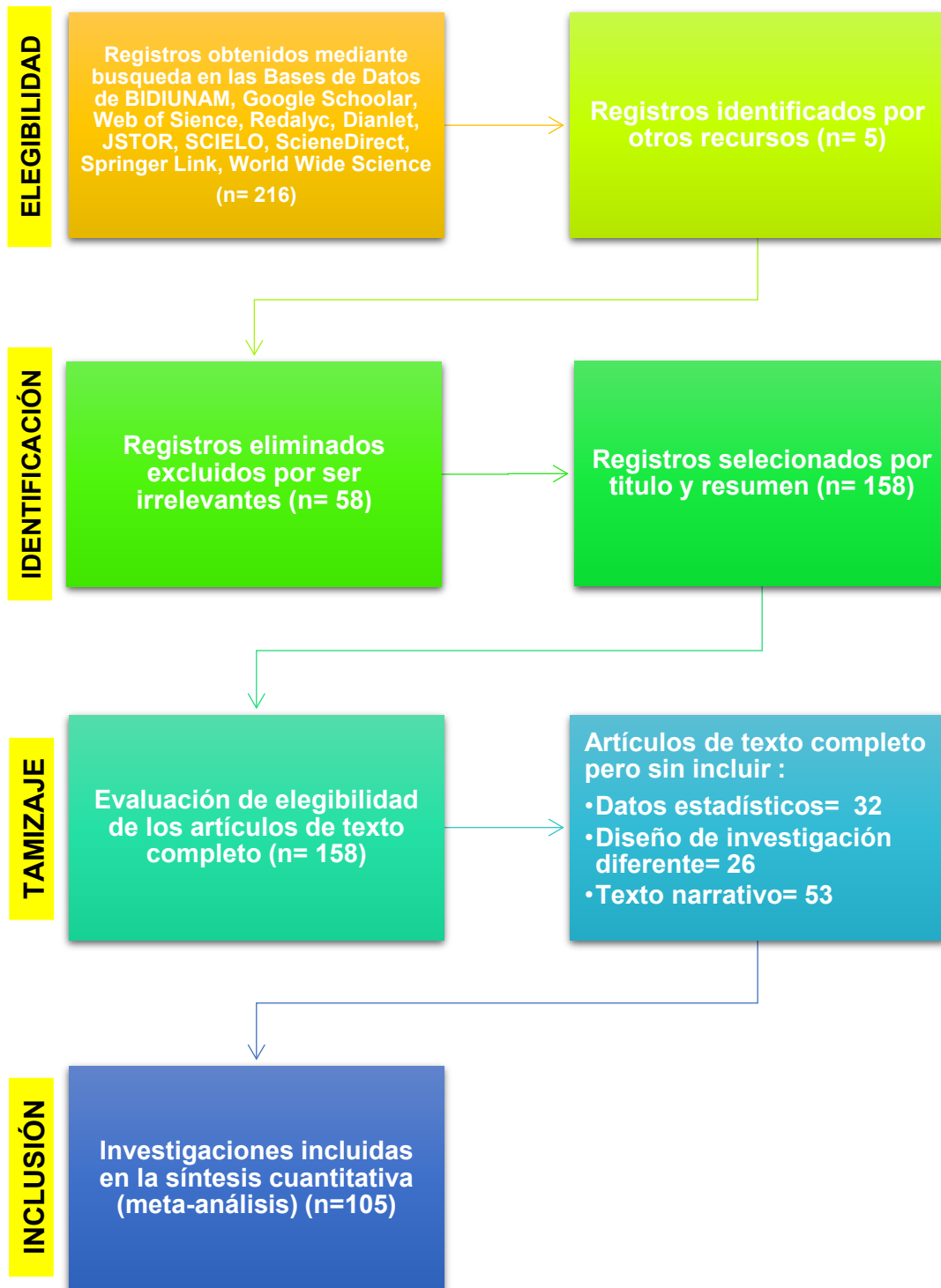


Fig. 1 Diagrama de Flujo del proceso para la codificación de los estudios de la Revisión Sistemática de la Literatura.

Análisis estadístico

El análisis estadístico típico del MA pasa por tres etapas: (1) calcular el tamaño promedio del efecto y su intervalo de confianza; (2) analizar la heterogeneidad del tamaño del efecto y (3) si el tamaño del efecto es homogéneo (Sánchez, 2010).

Cálculo del tamaño del efecto (TE)

Botello y Zamora (2017), indicaron que la información que será analizada está comprendida en un grupo de estudios primarios en lugar de solo uno, y puede emplearse para proporcionar una estimación combinada del tamaño del efecto (TE). Esa estimación se expresa en un intervalo de confianza y deberá incluir un valor que refleje la ausencia de efecto y permitirá responder a la pregunta planteada. El valor estimado de la combinación no es una media aritmética simple, sino una combinación ponderada. Por lo tanto, en comparación con un estudio que usa una muestra pequeña, un estudio que usa una muestra grande tiene mayor peso (Botello y Zamora, 2017; Carro *et al.*, 2013; Stankowich y Blumsteins, 2005; Stankowich, 2008). Para medir el tamaño del efecto se consideró un desenlace de datos continuos, utilizando como medida de efecto la diferencia de medias estandarizada (DME), registrando el tamaño total de la muestra, la media y la desviación estándar (Cohen, 1988; Citado por Messina *et al.*, 2018).

En el anexo 2 y 3 se recopilaron los datos estadísticos de los estudios que proporcionan suficiente información para calcular DME, de igual manera se incluye este valor.

Los estudios contenidos en el conjunto de datos variaron en tamaño de muestra, tamaño de muestra de cada individuo y métodos de estimación de la concentración. Por lo tanto, es importante ponderar adecuadamente el estudio y convertir la concentración informada en estadísticas comparables (Taff *et al.*, 2018). Para este análisis, se utilizó el modelo de efectos aleatorios. Este modelo pondera cada estudio por su propio tamaño del efecto, que generalmente se admite como una distribución Normal. Es decir, cada tamaño del efecto individual estima un tamaño del efecto general diferente (Sánchez *et al.*, 2006; Sánchez *et al.*, 2010). Este modelo se utiliza frecuentemente cuando se busca determinar el efecto real producido por diferentes poblaciones (Botella y Zamora, 2017; Cobb *et al.*, 2016; Fernández *et al.*, 2019; Sánchez, 2010; Sánchez *et al.*, 2006; Stankowich y Blumsteins, 2005; Stankowich, 2008).

Por lo tanto, se calculó un TE diferente ($DME \pm [IC95\%]$) para cada comparación por pares. En comparación con el grupo no perturbado, una concentración más alta de GC en el grupo analizado indica un tamaño del efecto positivo. Por el contrario, un TE negativo indica glucocorticoides bajo condiciones sin perturbación. Si el IC (95%) no se superpone con cero, la estimación del tamaño del efecto se considera significativa. También se incluyeron los resultados de la prueba Z, para probar la importancia del resultado, el total y la suma de los tamaños de muestra de todos los estudios empleados en el

experimento (es decir, muestra de prueba total N) (Cobb *et al.*, 2016; Hunter y Schmidt, 1990; Stankowich y Blumsteins, 2005; Stankowich, 2008).

Heterogeneidad

Cuando se habla de heterogeneidad entre estudios se refiere, básicamente, a que los resultados de los diversos estudios (los efectos de las intervenciones) difieren entre sí, más de lo que se esperaría por azar (Ferreira *et al.*, 2011). Para evaluar la heterogeneidad de los resultados de cada estudio, se calcularon las estadísticas de Tau^2 y Q. Tau^2 representa la varianza estimada entre los tamaños del efecto medio, la prueba Q valora si existe homogeneidad significativa de los TE incluidos en el modelo general y se distribuye según una distribución χ^2 de Pearson con k-1 grados de libertad (gl) (Sánchez *et al.*, 2006; Sánchez y Botella, 2010). Es así que, para responder la pregunta: ¿existe heterogeneidad en torno al TE medio?, deberá aplicarse una prueba de hipótesis, como solución, y contrastarse planteando como hipótesis nula que no existe varianza en los estudios ($H_0: Tau^2=0$). Así que es posible establecer un determinado nivel de significación y obtener una decisión estadística aceptable (Sánchez *et al.*, 2006). Consecuentemente, valores menores que el límite crítico para un nivel de significancia dado por (α), permitirá rechazar la hipótesis nula y deducir la presencia de variación significativa (Huedo *et al.*, 2006; Sánchez *et al.*, 2006). Se ha afirmado que si, la agrupación de datos abarca múltiples técnicas, herramientas, sitios y perturbaciones se espera que haya un alto grado de heterogeneidad (Kaisin *et al.*, 2020; Messina *et al.*, 2018; Sánchez y Botella, 2010).

La prueba Q, se calculó desarrollando los pasos descritos en el método publicado en Sánchez y cols. (2010).

Todos los análisis estadísticos se examinaron empleando *RevMan* 5.4 (Stankowich y Blumsteins, 2005; Stankowich, 2008; Sánchez y Botella, 2010 y Taff *et al.*, 2018).

Diagrama de árbol (Forest plot)

Este tipo de representación gráfica muestra de manera tanto numérica como gráfica, los tamaños del efecto individuales de cada estudio junto a su IC, y en la parte inferior el tamaño del efecto medio. Su revisión proporciona una perspectiva de los resultados y la heterogeneidad entre los tamaños del efecto individuales (Sánchez y Botello, 2010). Para cada estudio, la estimación puntual está representada por un símbolo (círculo o cuadrado) cuyo tamaño es proporcional al tamaño de la muestra empleada en el estudio. El valor total estimado (el resultado final; resume estadísticamente los principales resultados de la investigación) se representa por un rombo, por lo que los vértices superior e inferior representan el valor exacto y los vértices horizontales representan su IC. En la parte inferior del gráfico se muestra la DME, además se observará una regla llamada “Escala de efecto”, a partir de la cual se dibuja una línea vertical, llamada “Línea sin efecto”. Para este caso, el resultado es continuo y comenzará desde cero. Si una de las líneas horizontales o de los rombos cruza la línea, se

puede decir que el efecto no es estadísticamente significativo (Botello y Zamora, 2017; Sánchez y Botello, 2010).



RESULTADOS

De un total de 216 artículos resultado de la búsqueda, para el meta-análisis se incluyeron 105 estudios en los que, hay un diseño básico que comparó el grupo control con el grupo experimental (Anexo 1). Dado que en algunos casos dentro del mismo artículo se analizaron diferentes especies de mamíferos, cada especie se consideró por separado y el total fue de 274 datos.

La búsqueda bibliográfica produjo un conjunto de datos, que incluyó 135 tamaños de efecto positivos en el MA. De los cuales 78 tuvieron un efecto significativo, que representaron 10 órdenes, 36 familias y 70 especies de mamíferos. El área de estudio tuvo un alcance de cobertura mundial, fue una opción abierta así que dependió de cada estudio que se incluyó en la RSL y el MA.

Los resultados resumidos y detallados de los parámetros junto a los estadísticos empleados para cada co-variable se presentan a continuación (Tabla1).

Tabla 1. Valores de los parámetros para los subconjuntos delimitados para cada co-variable. Las estimaciones de los parámetros se muestran como puntuaciones Z con sus respectivos valores P, para todos los casos, pero las figuras exponen los valores modificados gráficamente a IC.

Parámetro	Estimación	SE	IC	Z	P
Tipo de Hábitat (N=151, 10 órdenes y 57 especies)					
- Natural	-0.02	-1.89x10 ⁻³	[-0.15, 0.12]	0.22	0.82
- Rural	1.44	0.34	[0.23, 2.66]	2.34	0.02
- Urbano	0.37	0.07	[0.07, 0.68]	2.38	0.02
Machos y hembras (N=92, 9 órdenes y 33 especies)					
- Machos	-0.18	-0.02	[-0.18, 0.16]	0.13	0.90
- Hembras	0.32	0.05	[0.12, 0.52]	3.12	0.002
Talla (N= 88, 10 órdenes y 75 especies)					
- Pequeños	0.98	0.26	[0.54, 1.42]	4.37	<0.0001
- Medianos	0.17	0.58	[-0.05, 0.39]	4.37	<0.0001
- Grandes	0.45	0.05	[0.15, 0.70]	2.98	0.003
Tipo de vegetación (N= 80, 7 órdenes y 39 especies)					
- Hidrófila	0.55	0.24	[0.00, 1.10]	1.98	0.05
- Xerófila	0.48	0.19	[-0.06, 1.01]	1.75	0.08
- Tropical	0.43	1.97	[0.18, 0.68]	3.36	0.0008
- Templada	0.36	0.08	[0.20, 0.53]	4.35	<0.0001

Tamaño del efecto (TE)

Sexo (machos y hembras)

Los resultados obtenidos en los datos que analizaron a machos y hembras, difirieron en el tamaño del efecto general. En machos (13.15%) el TE fue de -0.01 [-0.18, 0.16] (Fig. 2) y no presentó diferencias con respecto a las hembras (33.96%), que presentaron un TE de 0.32, [0.12, 0.52] (Fig. 3).

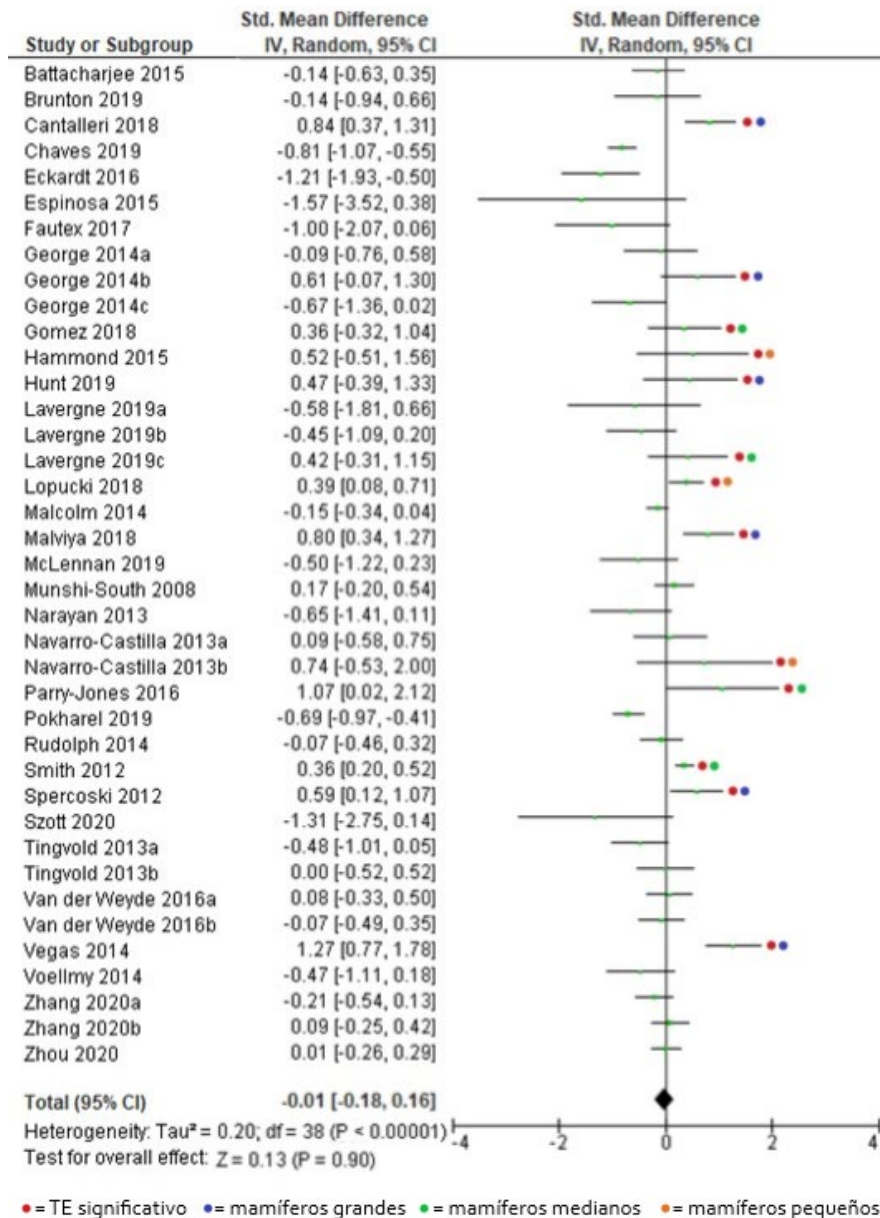


Fig. 2 Diagrama de árbol. Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en individuos machos. TE general e individual que exploran el impacto de las perturbaciones antropogénicas en los individuos machos (TE: DME (g de Hedges) e IC95% significativo, si el intervalo no se superpone a 0. Especies con un TE significativo: *Alouatta caraya* (Cantalleri 2018) (NT), *Meles meles* (George 2014) (LC), *Didelphis virginiana* (Gómez 2018) (LC), *Tamias alpinus* (Hammond 2015) (LC), *Megaptera novaeangliae* (Hunt 2019) (LC), *Lepus americanus* (Lavergne 2019 c) (LC), *Microtis arvalis* (Navarro-Castilla 2013 b) (LC), *Panthera tigris* (Malviya 2018) (EN), *Apodemus agrarius* (Lopucki 2018) (LC), *Pteropus poliocephalus* (Parry-Jones 2016) (VU), *Marmota flaviventris* (Smith 2012) (LC), *Chrysocyon poliocephalus* (Sperciski 2012) (NT), *Alouatta palliata mexicana* (Vegas 2014) (VU).

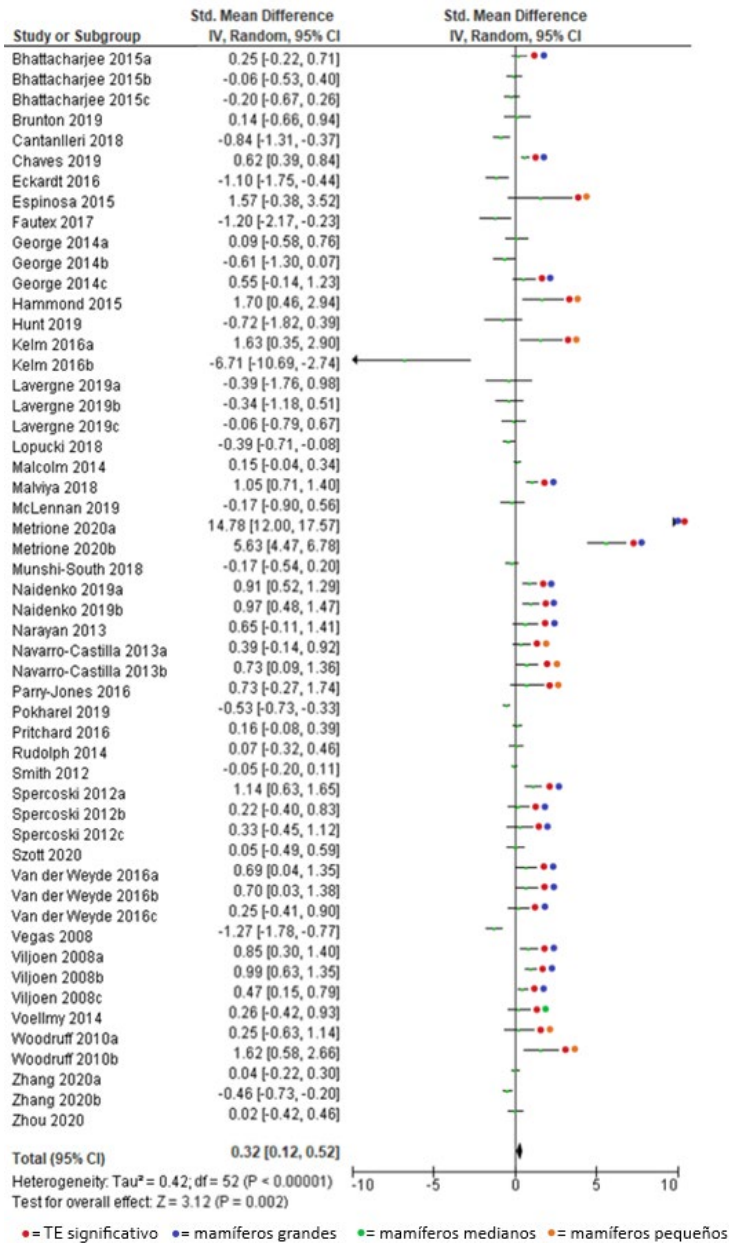


Fig. 3 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en individuos hembras. TE general e individual que exploran el impacto de las perturbaciones antropogénicas en los individuos hembras (TE: DME (g de Hedges) e IC95% significativo si el intervalo no se superpone a 0. Especies con un TE significativo: *Alouatta guariba clamitans* (Chaves 2019) (LC), *Cebuella pygmaea* (Espinosa 2015) (LC), *Meles meles* (George 2014 c) (LC), *Tamias alpinus* (Hammond 2015) (LC), *Eptesicus isabellinus* (Kelm 2016) (VU), *Panthera tigris* (Bhattacharjee e 2015 a; Malviya 2018; Naidenko 2019 a, b) (EN), *Bison bison* (Metrione 2020 a, b) (NT), *Microtus arvalis* (Navarro-Castilla 2013 a, b) (LC), *Phascolarctos cinereus* (Narayan 2013) (VU), *Pteropus poliocephalus* (Parry-Jones 2016) (VU), *Chrysocyon brachyurus* (Sperciski 2012 a, b, c) (NT), *Lycan pictus* (Van der Weyde 2016 a, b, c) (EN), *Loxodonta africana* (Viljoen 2008 a, b, c) (VU), *Suricata suricata* (Voellmy 2014) (LC) y *Ctenomys sociabilis* (Woodruff 2010 b) (CR).

Los resultados de los individuos hembras para $Tau^2 = 0.42$ ($P < 0.00001$; $gl = 52$) y $Q = 134.79$ ($P > 0.05$; $gl = 52$). En el grupo de los machos $Tau^2 = 0.20$ ($P < 0.00001$; $gl = 38$) y $Q = 6.44$ ($P > 0.05$; $gl = 38$).

Tipo de hábitat

El efecto general obtenido en el hábitat natural, fue negativo (-0.02 [-0.15, 0.12]). Las pruebas de heterogeneidad entre los tamaños del efecto para tipo de hábitat natural fueron significativas: $Tau^2 = 0.44$ ($P < 0.00001$; $gl = 110$); mientras que dentro de ellos no hubo diferencia $Q = 71371.25$ ($P > 0.05$; $gl = 110$) (*Fig. 4*).

El tamaño del efecto general de un sistema rural fue alto (1.44 [0.23, 2.66]) (*Fig. 5*), En la prueba de heterogeneidad entre TE: $Tau^2 = 6.30$ ($P < 0.00001$; $gl = 16$) e intra TE, $Q = 555.07$ ($P > 0.05$; $gl = 16$). Al analizar el grupo del sistema urbano el TE mostró un decremento (0.40 [0.09, 0.71]) (*Fig. 6*). Para la prueba de heterogeneidad entre TE, se obtuvieron los siguientes resultados: $Tau^2 = 0.42$ ($P < 0.00001$; $gl = 22$), dentro de los tamaños del efecto no exhibió diferencias $Q = 137.87$ ($P > 0.05$; $gl = 22$).

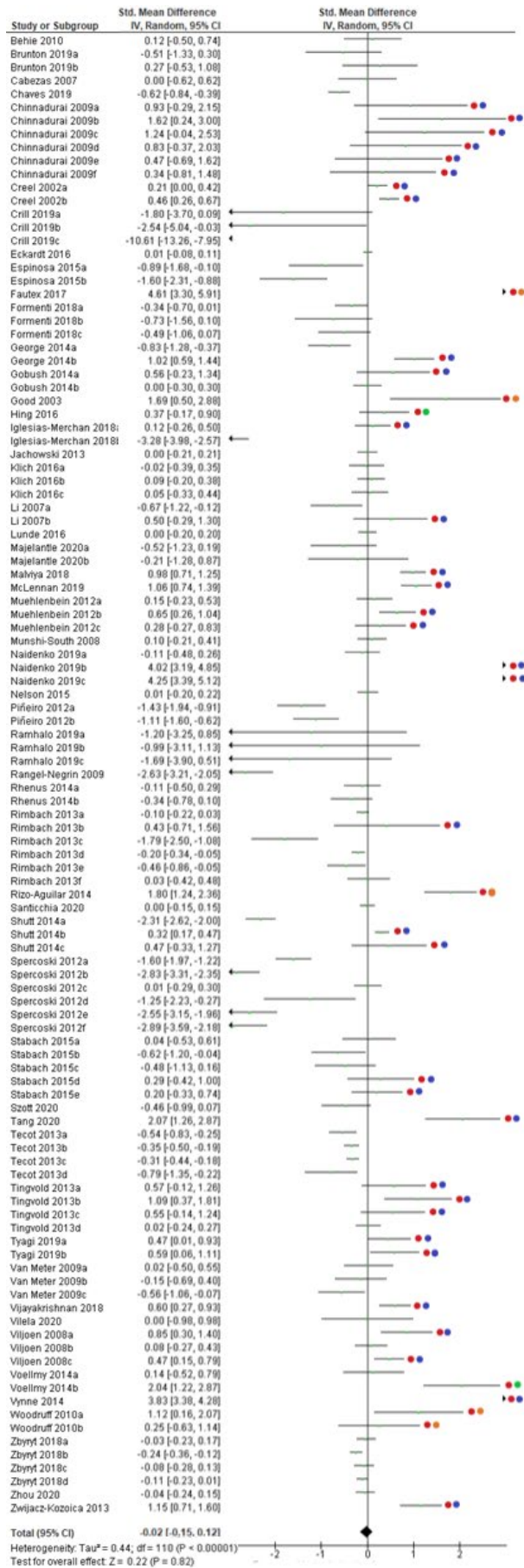


Fig. 4 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en hábitats naturales. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico (TE: DME [g de Hedges]), entre hábitats naturales y perturbados. Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con un TE significativo (afectando al sistema perturbado): *Macropus gigantesus* (Brunton 2019) (LC), *Canis lupus* (Creel 2002 a, b) (LC), *Tragelaphus strepsiceros* (Chinnadurai 2019 a) (LC), *T. buxtoni* (Chinnadurai 2019 b) (EN), *Giraffa camelopardalis* (Chinnadurai 2019 c) (VU), *Aepyceros melanopus* (Chinnadurai 2019) (LC), *Equus quagga bruchelli* (Chinnadurai 2019) (LC), *Lemmus trcronatus* (Fautex 2017), *Peromyscus maniculatus* (Eleftheriou 2020) (LC), *Meles meles* (George 2014b) (LC), *Monachus schauinslandi* (Gobush 2014 a) (CR), *Peromyscus polionotus* (Good 2003) (LC), *Bettongia penicillata* (Hing 2016) (CR), *Elaphurus davidianus* (Li 2007) (EW), *Panthera tigris* (Malviya 2018; Naidenko 2019 b, c; Tyagi 2019 a, b) (EN), *Pan troglodytes* (McLennan 2019) (EN), *Pongo pygmaeus morio* (Muehlenbein 2012 b) (EN), *Alouatta seniculus* (Rimbach 2013 b) (LC), *Romerolagus diazi* (Rizo-Aguilar 2014) (EN), *Connochaetes taurinus* (Chinnadurai 2019 e; Stabach 2015) (LC), *Gorilla gorilla gorilla* (Shutt 2014 b, c) (EN), *Elephas maximus* (Tang 2020) (EN), *Loxodonta africana* (Tingvold 2013 a, b, c; Vijaykrishnan 2018; Viljoen 2008 a, c) (VU), *Suricata suricata* (Voellmy 2014 a, b) (LC), *Chrysocyon brachyurus* (Yynne 2014) (LC), *Ctenomys sociabilis* (Woodruff 2010 a, b) (CR) y *Rupicapra rupicapra tatria* (Zwijaz-Kozolca 2013) (LC).

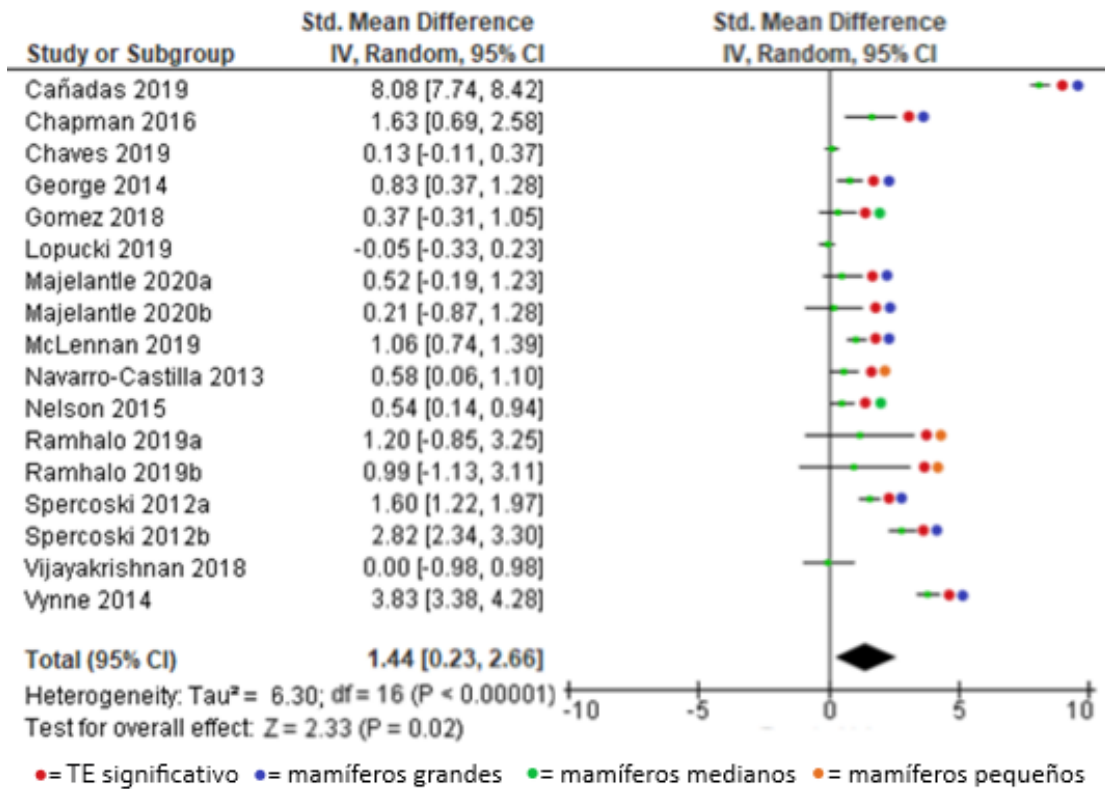


Fig. 5 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en sistema rural. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico (TE: DME [g de Hedges]), entre una región rural y urbana. Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con un TE significativo (afectando al sistema urbano): *Alouatta palliata mexicana* (Cañadas 2019) (CR), *Ptilocolobus tephrosceles* (Chapman 2006) (EN), *Meles meles* (George 2014) (LC), *Didelphis virginiana* (Gómez 2018) (LC), *Aonyx capensis* (Majelantle 2020 a) (LC), *Pan troglodytes* (McLennan 2019) (EN), *Microtus arvalis* (Navarro-Castilla 2013) (LC), *Vulpes macrotis mutica* (Nelson 2015) (LC), *Micalamys namaquensis* (Rhamalo 2019 a, b) (LC), *Chrysocyon brachyurus* (Spencoski 2012 a, b; Vynne 2014) (LC).

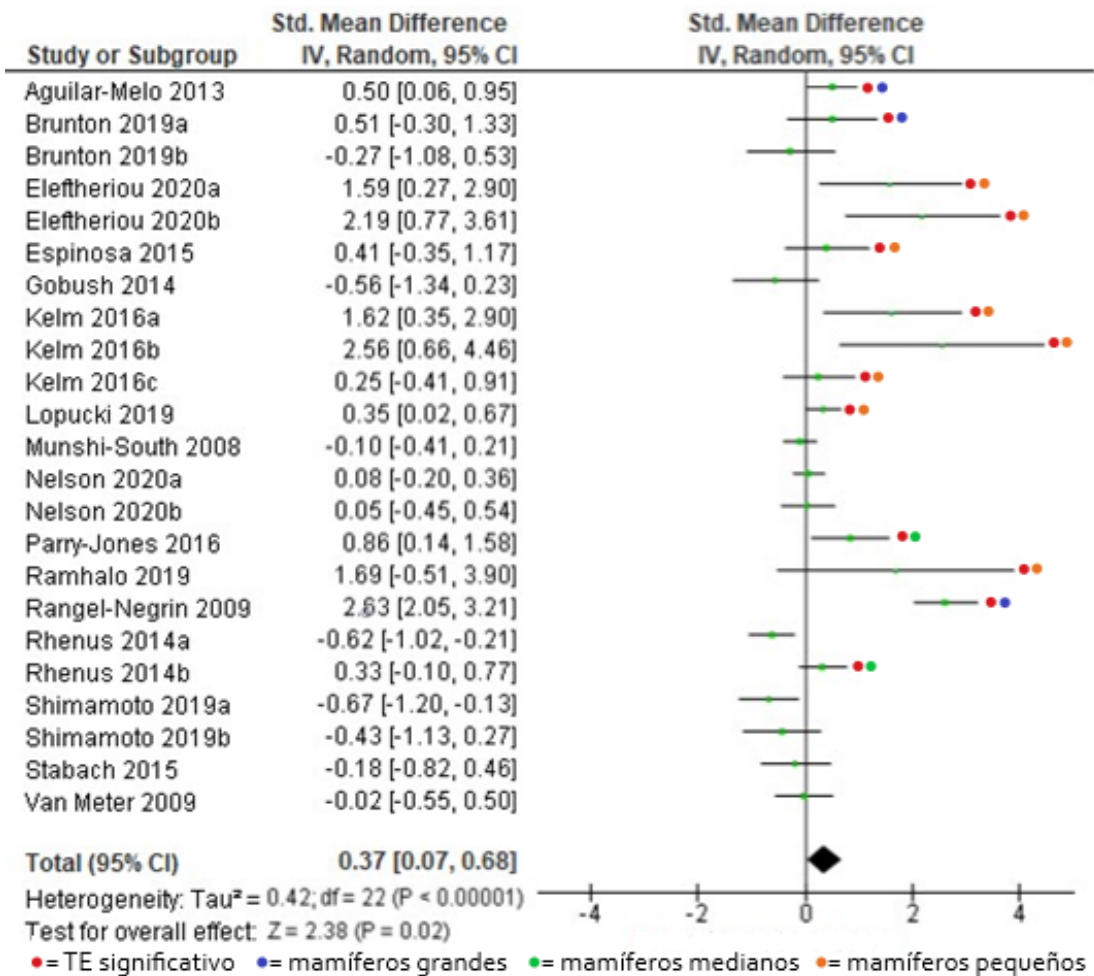


Fig. 6 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en un sistema urbano. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico (TE: DME [g de Hedges]), entre una región urbana y no perturbada. Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con un TE significativo (afectando al sistema urbano): *Alouatta palliata* mexicana (Aguilar-Melo 2013) (CR), *Macropus giganteus* (Brunton 2019 a) (LC), *Cebuella pygmaea* (Espinosa 2015) (LC), *Peromyscus maniculatus* (Eleftheriou 2020 a, b) (LC), *Eptesicus isabellinus* (Kelm 2016 a, b) (LC), *Apodemus agrarius* (Lopucki 2019) (LC), *Pteropus poliocephalus* (Parry-Jones 2016) (VU), *Micalamys namaquensis* (Ramhalo 2019) (LC), *Ateles geoffroyi yucatanensis* (Rangel-Negrin 2009) (EN) y *Lepus timidus* (Rhenus 2014 b) (LC).

En cuanto a qué tanto las especies están siendo afectadas y cuáles son los factores que afectan su estado físico y de salud relacionado con el tipo de hábitat, los principales factores fueron el desarrollo de la población humana y la fragmentación (Fig. 7).

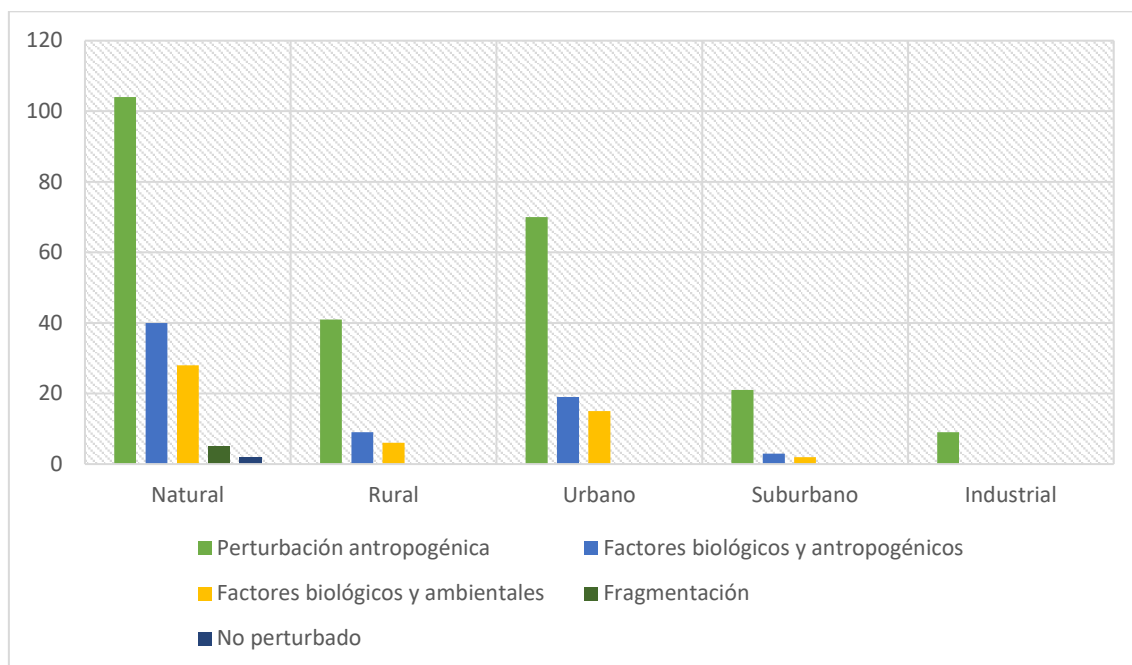


Fig. 7 Perturbaciones en el medio valorando las características de cada estudio. Tipos de alteraciones que aceleran la reducción del hábitat considerando el tipo de hábitat y el factor estresante.

Talla

Los mamíferos pequeños manifestaron un TE mayor (0.98 [0.54, 1.42]) (Fig. 8), en comparación con los mamíferos grandes (0.45 [0.15, 0.70]) (Fig. 9). Para los análisis de heterogeneidad entre e intra TE en mamíferos pequeños: $Tau^2= 0.52$ ($P<0.00001$; $gl= 13$) y $Q= 157.35$ ($P>0.05$; $gl= 13$) y en mamíferos grandes: $Tau^2= 1.14$ ($P= 0.0008$; $gl= 61$) y $Q= 214.62$ ($P>0.05$; $gl= 61$). Los resultados obtenidos de los mamíferos medianos fueron no significativos (Anexo 6).

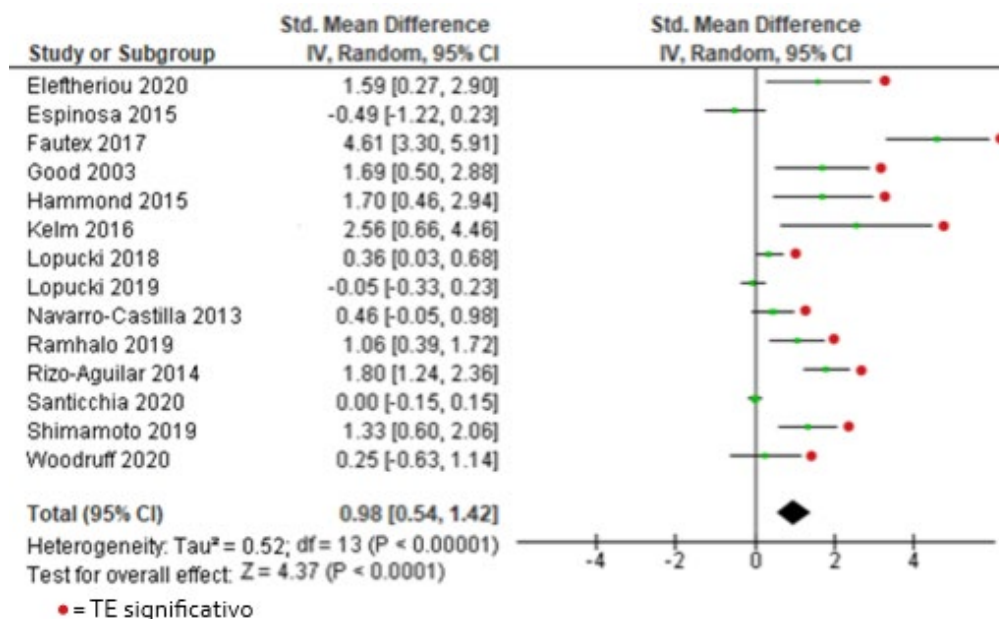


Fig. 8 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios de los mamíferos pequeños. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los mamíferos silvestres pequeños (TE: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con TE significativo: *Peromyscus maniculatus* (Eleftheriou 2020) (LC), *Lemmus trimucronatus* (Fautex 2017) (LC), *Peromyscus polionotus* (Good 2003) (LC), *Eptesicus isabellinus* (Kelm 2016) (LC), *Tamias alpinus* (Hammond 2015) (LC), *Apodemus agrarius* (Lopucki 2018) (LC), *Microtus arvalis* (Navarro-castilla 2013) (LC), *Micaelamys namaquensis* (Ramhalo 2019) (LC), *Romerolagus diazi* (Rizo-Aguilar 2014) (EN), *Sciurus vulgaris* (Shimamoto 2019) (LC) y *Ctenomys sociabilis* (Woodruff 2010) (CR).

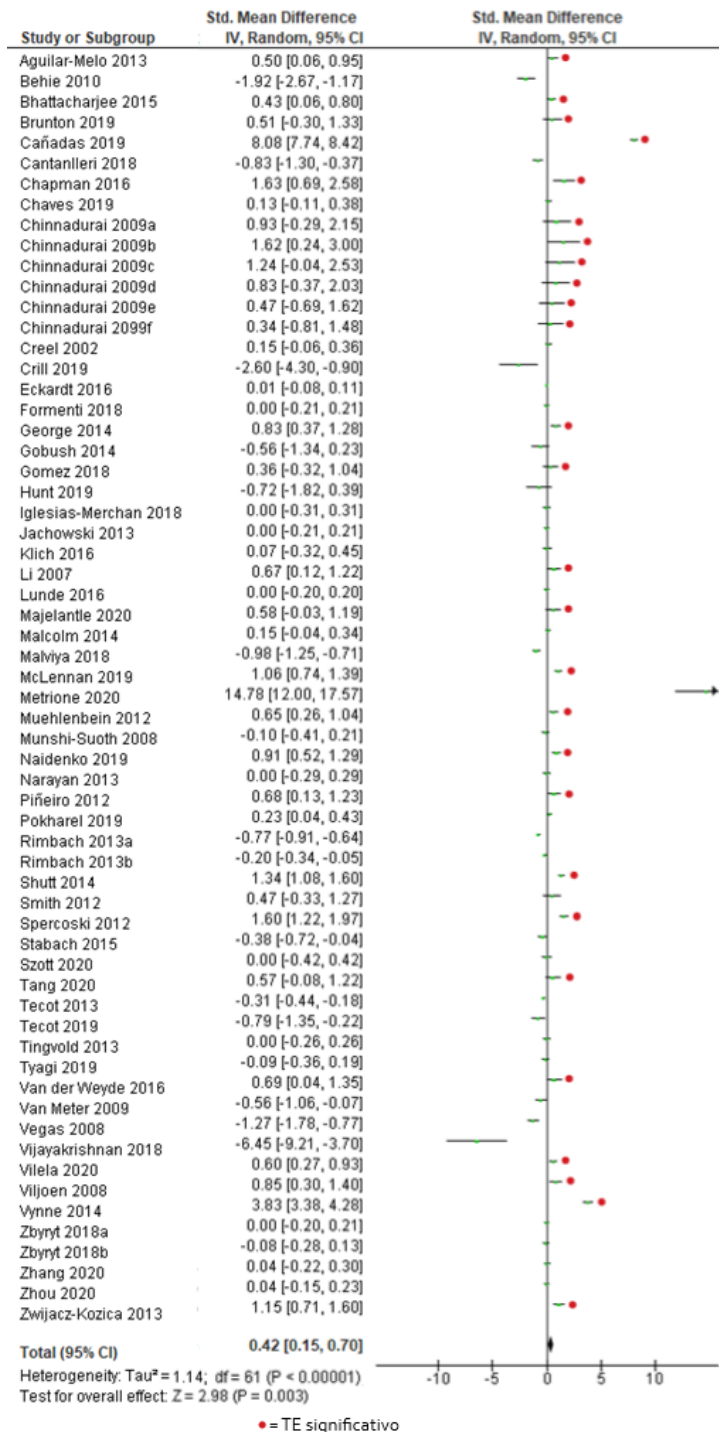


Fig. 9 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios de los mamíferos grandes. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los grandes mamíferos silvestres (TE: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con un TE significativo: *Macropus giganteus* (Brunton 2010) (LC), *Alouatta palliata mexicana* (Aguilar-Melo 2013; Cañadas 2019) (CR), *Ptilocolobus tephrosceles* (Chapman 2006) (EN), *Tragelaphus strepsiceros* (Chinnadurai 2019 a) (LC), *T. buxtoni* (Chinnadurai 2019 b) (EN), *Giraffa camelopardalis* (Chinnadurai 2019 c) (VU), *Aepyceros melanopus* (Chinnadurai 2019 d) (LC), *Connochaetes taurinus* (Chinnadurai 2019 e) (LC), *Equus quagga bruchelli* (Chinnadurai 2019 f) (LC), *Meles meles* (George 2014) (LC), *Elaphurus davidianus* (Li 2007) (EN), *Aonyx capensis* (Majelantle 2020) (LC), *Pan troglodytes* (Mc Lennan 2019) (EN), *Bison bison* (Metrione 2020) (NT), *Pongo pygmaeus morio* (Muehlenbein 2012) (EN), *Panthera tigris* (Naidenko 2019) (EN), *Felis silvestris* (Piñeiro 2012) (LC), *Gorilla gorilla gorilla* (Shutt 2014) (EN), *Marmota flaviventris* (Smith 2012) (LC), *Chrysocyon brachyurus* (Spercoski 2012; Vynne 2014) (NT), *Elephas maximus* (Tang 2020) (EN), *Lycaon pictus* (Van der Weyde 2016) (EN), *Cervus elaphus* (Vilela 2018) (LC), *Loxodonta africana* (Viljoen 2008) (VU) y *Rupicapra rupicapra tatria* (Zwijacz-Kozica 2013) (LC).

Tipo de vegetación

Estadísticamente los mamíferos con distribución en el tipo de vegetación hidrófila, presentó un TE mayor (0.55 [0.00, 1.10]) (Fig. 10), respecto a los demás: vegetación xerófila (0.48 [-0.06, 1.10]) (Fig. 11), vegetación tropical (0.43 [0.18, 0.68]) (Fig. 12). Seguidos de estos se encuentran los mamíferos que se distribuyen en el tipo de vegetación templada (0.36 [0.20, 0.53]) (Fig. 13). Los datos estadísticos utilizados en estos análisis se desglosan en los Anexos 8-14.

Las pruebas Tau^2 para la varianza entre tamaños del efecto, arrojaron los siguientes resultados significativos: para la vegetación hidrófila $Tau^2= 0.24$ ($P= 0.01$; $gl= 4$), la vegetación xerófila obtuvo una $Tau^2= 0.31$ ($P= 0.003$; $gl= 5$), en la vegetación tropical $Tau^2= 0.28$ ($P<0.00001$; $gl= 20$) y en la vegetación templada $Tau^2= 0.27$ ($P<0.00001$; $gl= 47$).

En las pruebas Q de varianza intra tamaños del efecto, los resultados obtenidos fueron los siguientes: $Q= 12.82$ ($P>0.05$; $gl= 4$) para la vegetación hidrófila, la vegetación xerófila $Q= 17.94$ ($P>0.05$; $gl= 5$), en la vegetación tropical $Q= 12.55$ ($P>0.05$; $gl= 20$) y en la vegetación templada $Q= 147.25$ ($P>0.05$; $gl=47$).

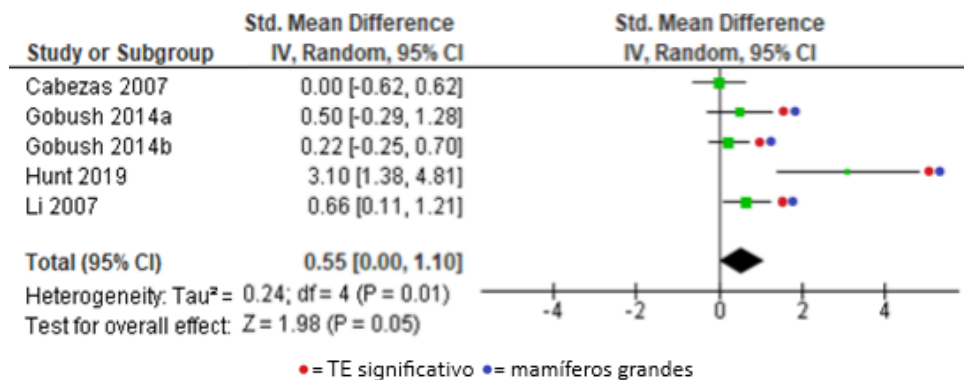
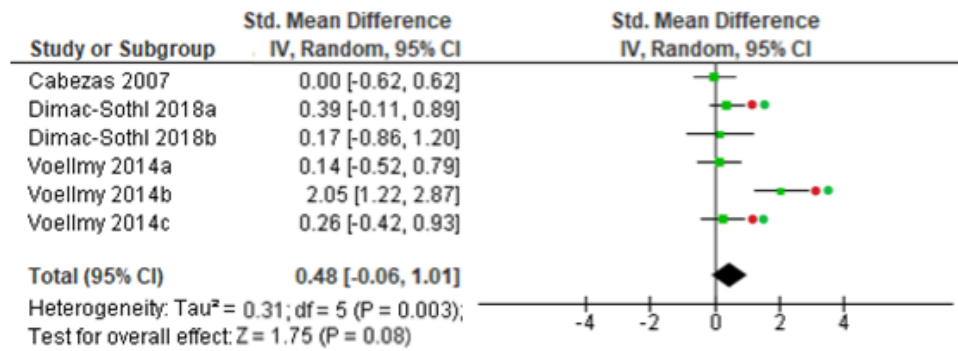
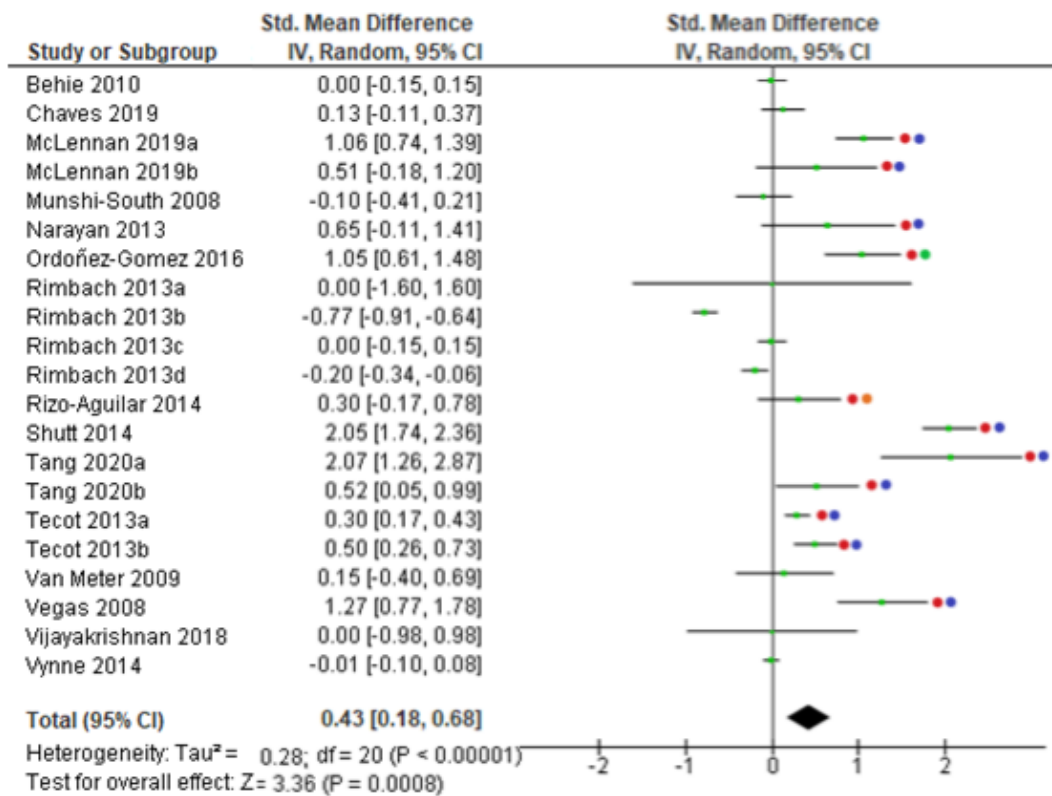


Fig. 10 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en biomas con vegetación hidrófila. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los mamíferos silvestres en biomas cuya vegetación está relacionada con el medio acuático, marino o suelos salobres inundables (TE: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0 el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con TE significativo: *Monachus schauinslandi* (Gobush 2014 a, b) (CR) *Megaptera novaeangliae* (Hunt 2019) (LC) y *Elaphurus davidianus* (Li 2007) (EW).



● = TE significativo ● = mamíferos medianos

Fig. 11 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en vegetación xerófila. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los mamíferos silvestres en biomas áridos y de vegetación xerófila (TE: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con un TE significativo: *Suricata suricata* (Dimac-Sothl 2018 a; Voellmy 2014 b, c) (EN).



● = TE significativo ● = mamíferos grandes ● = mamíferos medianos ● = mamíferos pequeños

Fig. 12 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en selvas tropicales. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los mamíferos silvestres en biomas tropicales, de follaje frondoso, dosel cerrado, hoja ancha y perenne (TE: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies con un TE significativo: *Didelphis virginiana* (Ordoñez- Gómez 2016) (LC), *Pan troglodytes* (Mc Lennan 2019 a, b) (EN), *Phascolarctos cinereus* (Narayan 2013) (VU), *Romerolagus diazi* (Rizo-Aguilar 2014) (EN), *Gorilla gorilla gorilla* (Shutt 2014) (EN), *Elephas maximus* (Tang 2020 a, b) (EN), *Eulemur rubriventer* (Tecot 2013 a, b) (CR) y *Alouatta palliata mexicana* (Vegas 2008) (VU).

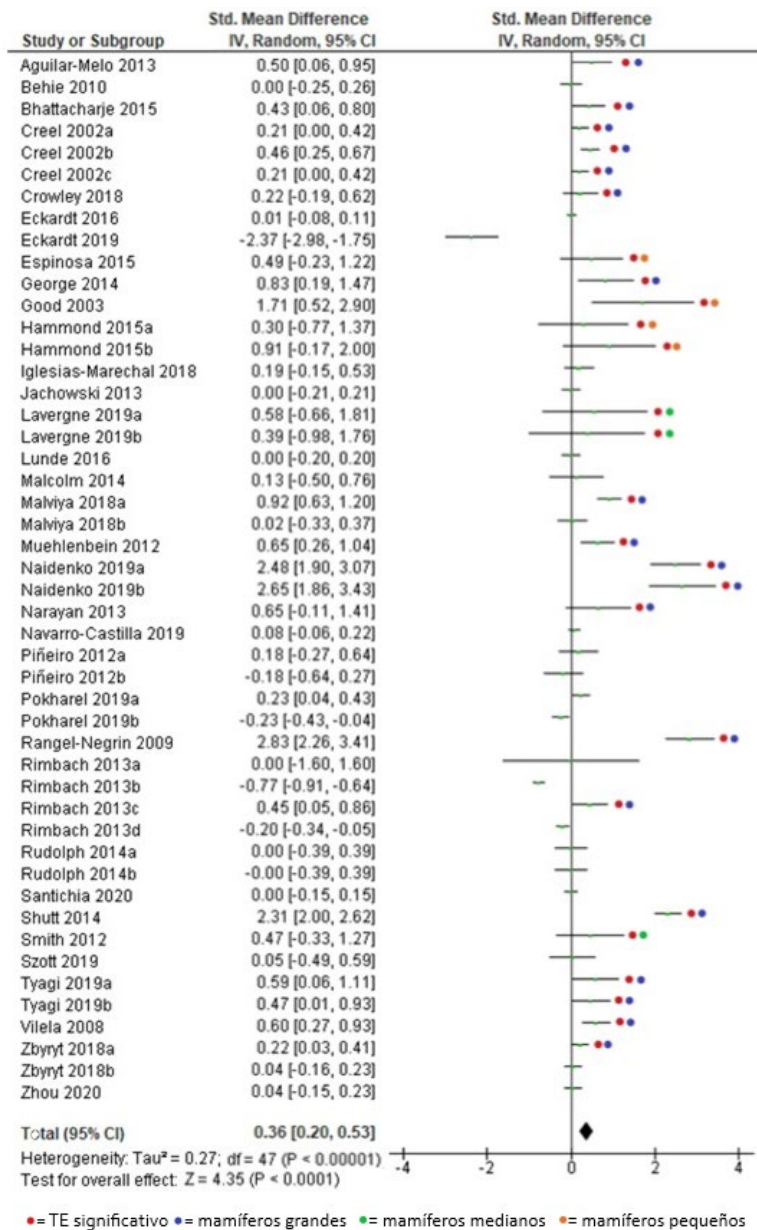


Fig. 13 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en bosques. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los mamíferos silvestres en biomas de follaje semi-denso, dosel abierto y hoja caduca (TE: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Especies estadísticamente relevantes: *Alouatta palliata mexicana* (Aguilar-Melo 2013) (CR), *Canis lupus* (Creel 2002) (LC), *Lontra canadensis* (Crowley 2018) (LC), *Cebuella pygmaea* (Espinosa 2015) (LC), *Meles meles* (George 2014) (LC), *Peromyscus polionotus* (Good 2003) (LC), *Tamias alpinus* (a) y *T. speciosus* (b) (Hammond 2015) (LC), *Capreolus capreolus* (Iglesias-Merchal 2018) (LC), *Lepus americanus* (Lavergne 2019 a, b) (LC), *Ursus thibetanus* (Malcolm 2014) (VU), *Panthera tigris* (Bhattacharje 2015; Malviya 2018 a; Naidenko 2020 a, b; Tyagi 2019 a, b) (EN), *Pongo pygmaeus morio* (Muehlenbein 2012) (EN), *Phascolarctos cinereus* (Narayan 2013) (VU), *Elephas maximus* (Pokharel 2019 a) (EN), *Ateles geoffroyi yucatanensis* (Rangel-Negrin 2009) (EN), *Alouatta seniculus* (Rimbach 2013 c) (CR), *Gorilla gorilla gorilla* (Shutt 2014) (EN), *Marmota flaviventris* (Smith 2012) (LC) y *Cervus elaphus* (Vilela 2008; Zbyryt 2018) (LC).

Estatus de la UICN

Los individuos incluidos en las categorías de Preocupación Menor y Amenazado expresaron los tamaños del efecto más altos, individualmente, especies como: *Alouatta palliata mexicana* (1.27 [0.77, 1.78]; 8.08 [7.74, 8.42]) (saraguato de manto), *Bison bison* (14.78 [12, 17.57]) (bisonte), *Lemmus trimucronatus* (4.61 [3.30, 5.91]) (lemming pardo), *Chrysocyon brachyurus* (3.83 [3.38, 4.28]) (lobo de crin), *Eptesicus isabellinus* (2.56 [0.66, 4.46]) (murciélago hortelano mediterráneo), *Ateles geoffroyi yucatanensis* (2.63 [2.05, 3.21]; 2.83 [2.26, 3.41]) (mono araña de Yucatán), *Megaptera jorobada* (3.30 [1.38, 4.81]) (ballena jorobada), *Suricata suricata* (2.05 [1.22, 2.87]) (suricata), *Gorilla gorilla gorilla* (2.05 [1.74, 2.36]) (gorila occidental), *Elephas maximus* (2.07 [1.26, 2.87]) (elefante asiático), *Phantera tigris* (4.02 [3.19, 5.12]; 4.25 [3.39, 5.12]) (tigre). Las categorías restantes no fueron significativas (Fig. 14).

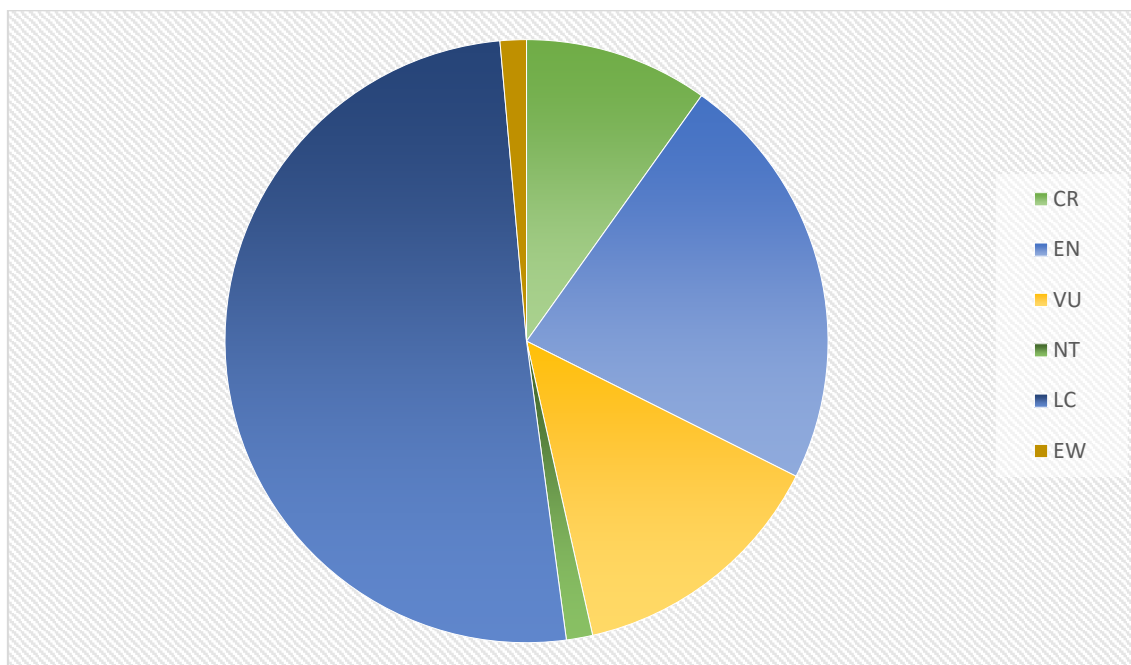


Fig. 14 Categorías de amenaza en la Union Internacional para la Conservacion de la Naturaleza (UICN). Categorías de amenaza incluidas de la UICN comprendidos en los estudios del MA: CR= En Peligro Crítico, EN= En Peligro, VU= Vulnerable, NT= Casi Amenazado, LC= Preocupación menor, EW= Extinto en Estado Salvaje.



DISCUSIÓN

En este trabajo, la hipótesis asume que la reducción del hábitat afecta de manera crónica a los mamíferos a largo plazo. El meta-análisis mostró que la mayoría de las especies analizadas tuvieron reacciones negativas en diferentes niveles a la reducción del hábitat.

Así, las hembras 0.32 [0.12, 0.52]), hábitat rural 1.44 [0.23, 2.66], urbano 0.37 [0.07, 0.68]), pequeños mamíferos 0.98 [0.54, 1.42], grandes mamíferos 0.45 [0.15, 0.70]), la vegetación tropical 0.43 [0.18, 0.68] y templada 0.36 [0.20, 0.53]), fueron los grupos que presentaron diferencias significativas al cambio del hábitat. Estos patrones generales permiten establecer estrategias para la conservación, ya que demuestran que las concentraciones de MGf son crónicamente más altas con la presencia humana (Burgess *et al.*, 2017; Carbillet *et al.*, 2020; Renglack *et al.*, 2017; Tkaczynski *et al.*, 2019).

Durante más de una década, comprender la relación entre la fisiología de un animal en vida silvestre con el ambiente que lo rodea ha sido un objetivo de investigación importante (Palme *et al.*, 2005). Desde el punto de vista de Arroyo *et al.*, 2013 y Wasser *et al.*, 2001, el propósito de muchos estudios sobre fisiología animal es examinar la actividad adrenocortical, lo que provocó que, tanto el diseño experimental como los métodos de análisis se hayan desarrollado rápidamente en los últimos años (Pribbenow *et al.*, 2014; Watson *et al.*, 2013). En la actualidad, este tipo de investigación frecuentemente se realiza bajo un diseño de muestreos diseñados para analizar los cambios en el medio y sus efectos. Por otro lado, las estimaciones de MGf generalmente se basan en muestras recolectadas para diferentes propósitos primarios (p. ej., Kumar *et al.*, 2014; Mooring *et al.*, 2006; Seeber *et al.*, 2018). Debido a esto es difícil cuantificar el impacto de las perturbaciones en especies silvestres a simple vista, porque pueden ocurrir muchos eventos antes de que aparezcan realmente las consecuencias. Las métricas fisiológicas no invasivas pueden ayudar a resolver estos problemas proporcionando herramientas que vinculan temporalmente las alteraciones con sus efectos fisiológicos (Lunde *et al.*, 2016).

Meta-análisis

Sexo (machos y hembras)

Los resultados mostraron que la reducción de hábitat afecta el estado fisiológico de los mamíferos silvestres de manera diferencial entre sexos. En general, las hembras se ven más afectadas por los cambios de hábitat. Los machos revelaron un TE sin diferencias significativas, opuesto al de las hembras que manifestaron un efecto estadísticamente significativo. Es importante hacer mención que los ambientes, de los estudios que se analizaron, son hábitats naturales y/o protegidos, que en su mayoría se encuentran muy cerca de áreas agrícolas y presencia humana. No obstante, otros factores también pueden afectarlas. Por ejemplo, el estado reproductivo de un individuo puede desempeñar un papel importante en la percepción del riesgo y la etapa de madurez también puede tener influencia en los niveles más altos de GC (Cobb *et al.*, 2016; Kaisin *et al.*, 2020). Sin embargo, los aumentos siempre indican la percepción del entorno y el estado de alerta. En el grupo de los machos este tipo de factores no influenciaron el TE.

En particular, las hembras que presentaron un efecto significativo fueron grupos como roedores, cánidos y felinos. En los machos, a pesar que el tamaño del efecto que se obtuvo no fue estadísticamente significativo, individualmente se encontraron a primates y roedores como los grupos más susceptibles.

Tipo de hábitat

En cuanto al tipo de hábitat los resultados mostraron un impacto significativo de la reducción de hábitat sobre la producción de hormonas del estrés. En general, la pérdida de hábitat sobre la producción de estrés está estrechamente relacionada con varias alteraciones (p. ej., caza, tala e invasión humana) y el impacto sobre los mamíferos puede ser multidimensional (Arroyo *et al.*, 2013). De acuerdo con los datos un 71% de los estudios (61 sp.) exhibieron una respuesta negativa a la reducción de hábitat. En áreas naturales este efecto no fue significativo, manifestando un TE negativo y un IC sin diferencias significativas, en comparación con aquellas áreas pobladas (18%) o aquellas que tienen un nivel más alto de transformación (10%) (Anexo 14).

Los estudios que han demostrado la alteración de las concentraciones de glucocorticoides en un hábitat natural, podrían estar reflejando la presencia de humanos y la falta de una conservación efectiva (Ehlers *et al.*, 2019; Lugo, 2017; Shutt *et al.*, 2012). Aunque el movimiento de personas dentro de estos ecosistemas naturales es mínimo, es suficiente para mantener altas concentraciones de MGf (Rangassamy *et al.*, 2016; Wasserman *et al.*, 2012).

Los mamíferos que expresaron una alta sensibilidad a la calidad del hábitat, fueron especies como el topillo campesino (*Microtis arvalis*), el corzo (*Capreolus Capreolus*), el gato salvaje (*Felis silvestris*), el elefante africano (*Loxodonta africana*), el elefante asiático (*Elephas maximus*), el tigre (*Panthera tigris*), el gorila (*Gorilla gorilla gorilla*), el panda gigante (*Ailuropoda melanoleuca*). Mientras que sólo algunos, tienen la capacidad de sobrevivir en las proximidades con el humano, con alteraciones no significativas en sus

hormonas del estrés. El tlacuache norteno (*Didelphis virginiana*), el mapache (*Procyon lotor*), la liebre de montaña (*Lepus timidus*) y algunos *Chiropteros*, no presentaron respuestas ante factores estresantes de origen humano.

Los mamíferos de los ambientes rural y urbano expresaron un aumento significativo en sus hormonas del estrés. El sistema rural presentó un efecto mayor al de los demás ambientes, pero sin marcar una verdadera diferencia significativa, al igual que en el sistema urbano, es decir los mamíferos que se muestrearon en este ambiente, no mostraron completamente un efecto negativo. Gómez y cols. (2018) y Łopucki y cols. (2018), sugirieron que, a pesar que la urbanización puede ser un factor estresante crónico, hay mamíferos relacionados a estos ambientes, que no siempre encuentran malas condiciones para invadirlo.

El meta-análisis realizado indicó las causas que afectan o estresan a los mamíferos silvestres, la más común es la perturbación de origen antropogénica (44%), seguida de los factores biológicos (reproducción y estatus social) (35%) y las ambientales (clima) o el efecto de ambos (13%), las interacciones entre los diferentes orígenes del estrés en los mamíferos aún hace falta analizarlas ya que los niveles de MGf de los mamíferos responden en gran medida a las condiciones ambientales y antropogénicas en diferentes proporciones (Cantanleri *et al.*, 2018; Cañada *et al.*, 2019; Chaves *et al.*, 2019; Espinosa *et al.*, 2015; Rimbach *et al.*, 2013; Łopucki *et al.*, 2019; Ramhalo *et al.*, 2019; Shimamoto *et al.*, 2019).

La fuerte influencia de la transformación del hábitat afecta de manera particular el bienestar de cada especie de mamífero. Los resultados de Tau² reflejaron valores estadísticamente significativos en comparación a las pruebas Q aplicadas. Esto puede relacionarse, a las muestras que reflejan tanto las diferencias individuales en los niveles de glucocorticoides inducidos por estrés (debido a fuentes desconocidas de estrés antes de la recolección de las muestras) como los niveles iniciales de glucocorticoides como un periodo promedio a largo plazo. Para esto también debe considerar que los MGf se miden en muestras (heces o plumas) que son diferentes de los niveles basales de glucocorticoides inducidos por estrés (plasma, agua u orina). Las estimaciones pueden variar con el periodo de tiempo que representan, pero la fuente de estos cambios será difícil aclarar. Por ejemplo, puede esperarse que los glucocorticoides en heces tengan un considerable aumento en especies con tiempos de tránsito intestinal más largos, por lo que las comparaciones iniciales deben realizarse siempre entre las mismas especies.

Talla

La evidencia del impacto de la salud animal en la evaluación de riesgos se observó tanto en mamíferos pequeños como en los grandes, pero no en los de talla mediana. A pesar de que la diferencia en los tamaños del efecto entre las tallas resulta exigua, revelaron que los mamíferos pequeños tienden a ser más sensibles a los cambios en el ambiente. De igual forma, el efecto expuesto, es evidencia de que los mamíferos de talla grande están propensos a las

alteraciones del hábitat, incluso son más visibles y tienen menos probabilidad de escapar ante un depredador. Se ha demostrado que los grandes primates son especialmente sensibles a los efectos de la fragmentación, (Kaisin *et al.*, 2020; Messina *et al.*, 2018). La prueba de Tau², en mamíferos pequeños, no indicó variación importante, inversamente, los mamíferos grandes obtuvieron, una varianza muy significativa entre TE. Contrariamente, Q reveló varianza no significativa en ambos grupos. Esto puede estar asociado a factores simples como el error de muestreo entre tamaños de efecto (Sánchez *et al.*, 2006; Sánchez y Botella, 2010).

Tipo de vegetación

La vegetación hidrófila, presentó efectos generales superiores, pero sin presentar efecto verdaderamente negativo otros tipos. Los mamíferos que habitan el tipo de vegetación hidrófila, especialmente del tipo halófila y la vegetación xerófila se expresaron sin diferencias significativas. Mientras que, en la vegetación templada y tropical los mamíferos manifestaron un efecto negativo a los cambios de hábitat. Moat y Smith (2007), sugirieron *“la mayor parte de estas regiones han sufrido la tasa más alta de reducción de hábitat, (deforestación) en el último siglo”*. La tasa acelerada de pérdida de hábitat representa una amenaza real para los mamíferos de todos los territorios naturales (Moat y Smith, 2007; Citado en Almeida *et al.*, 2017), esto se acentúa ya que las especies revisadas en esas áreas, están en peligro o amenazadas (Cabezas *et al.*, 2007; Voellmy *et al.*, 2014). En todos los análisis las pruebas de heterogeneidad revelaron valores altos demostrando que hay poca variación entre ellos.

Teniendo en cuenta la amplia variedad de taxones Gardner (2013), Gibosn y cols. (2011), Marín y Hernández (2013), NG (2009) y Ruiz y Febles (2004) identificaron a los humedales, desiertos y selvas tropicales del todo mundo como las áreas más sensibles a las perturbaciones y que en algunas regiones, sobre todo en América y Asia donde la pérdida es mayor (Gibson *et al.*, 2011; Citado en Almeida *et al.*, 2017). Los resultados de este estudio son consistentes con lo anterior, coincidiendo en que se necesita más investigación para los mamíferos silvestres que viven en estas regiones, debido a que se estima que las especies tienen poca flexibilidad ante los cambios de hábitat (Almeida *et al.*, 2017). Expertos han determinado que la fauna asiática es la más afectada por el uso del suelo (Pokharel *et al.*, 2019) la deforestación entre otras prácticas es humanas el factor principal de estrés en las especies que habitan en estos tipos de vegetación (Lunde *et al.*, 2016; Webster *et al.*, 2018).

Estatus de la UICN

En este caso se documentó que en general, estadísticamente los impactos negativos de la reducción del hábitat recaen sobre los individuos que se encuentran en las categorías de baja preocupación y en peligro (LC y EN, por sus siglas en inglés). *Bison bison*, *Alouatta palliata mexicana* y *Phantera tigris* expresaron los TE más altos y estadísticamente significativos, concordando con otros autores que son especies muy sensibles a los cambios en el hábitat y las más afectadas por las actividades humanas (Łopucki *et al.*, 2019; Ramhalo *et*

al., 2019; Shimamoto *et al.*, 2019). Las categorías de amenaza de la UICN generalmente reflejan la vulnerabilidad de las especies a la perturbación humana; este estudio detectó que la mayoría de las especies examinadas son aquellas que tienen una categoría menor, pero también aquellas que están dentro de la categoría Amenazada. Esto es relevante, porque con esta información sobre las condiciones fisiológicas, pueden comenzar con el manejo de las especies en LC y evitar que suban de categoría.

Heterogeneidad en los resultados

Aunque algunos efectos de la perturbación del hábitat son ubicuos, otros son específicos de cada taxón o especie (tipo de hábitat). Asimismo, la combinación de factores que afectan a una especie determinada puede ser diferente porque cada especie, incluso como se mostró en este estudio, entre machos, hembras y talla la respuesta fue distinta. La respuesta ante el estrés auxilia el proceso de toma de decisiones y lo acelera al calcular o minimizar estos factores, prestando atención a uno o varios elementos (Hart, 2012). Estos factores se dividieron en cinco categorías principales para su análisis y revisión, y todos respondieron a la alteración antropogénica, dando resultados con aplicabilidad. Existen pocos estudios de sitios urbanizados, donde la presión antropogénica es considerablemente mayor y probablemente por esto, los efectos documentados son bajos. Aunque es importante considerar que la urbanización es un proceso que está extinguiendo localmente especies y las que permanecen son las que pueden vivir en el paisaje urbano (Atwood *et al.*, 2004; Kersey *et al.*, 2010). Las pruebas de Tau^2 empleadas, expresaron heterogeneidad significativa. En las pruebas de Q, todos los resultados sobrepasaron considerablemente el límite establecido, por lo tanto, se deduce que, no hay más heterogeneidad, en los TE, de la que se presenta por azar o error de muestreo. En ambos casos, el tamaño del efecto calculado representa apropiadamente el conjunto de estudios que se analizaron, y por ende, es útil y efectivo como prueba, además describe un adecuado resumen numérico de este meta-análisis.

En un reporte anterior, se ponderó el resultado de las perturbaciones antropogénicas (p. ej. caza) sobre el estrés en primates silvestres (Kaisin *et al.*, 2020), lo que hace relevante considerar que puede haber una serie de variables de confusión conductuales que influyen en la actividad adrenocortical y por lo tanto complicar la interpretación de las variaciones en los niveles de MGf de glucocorticoides.

En este trabajo, se planteó la hipótesis de que la pérdida de hábitat es un factor que influye en los cambios en los niveles de glucocorticoides. La evidencia señala que los factores antropogénicos y ambientales afectan de manera conjunta los niveles de estrés fisiológico de los mamíferos silvestres. Esto hace relevante realizar experimentos para poder diferenciar estos factores.



CONCLUSIONES

Entre machos y hembras, el impacto de la reducción del hábitat sobre las hormonas del estrés es diferente. Los machos son menos susceptibles al estrés que las hembras. Las hembras son más receptivas a los cambios ya que a diferencia de los machos, se encuentran bajo el efecto de otros factores, entre los cuales están el estado reproductivo y la presencia de crías que deben considerarse factores relevantes en el diseño y análisis de futuros estudios.

En cuanto al tipo de hábitat, el aumento de la población, tienen un impacto considerable en la generación de estrés en los mamíferos silvestres. Debido a esto, tanto áreas rurales como urbanas ejercen un estrés fisiológico sobre los mamíferos. La investigación sobre las respuestas al estrés de los mamíferos puede mejorar la comprensión de como los animales responden a la urbanización.

Por tipo de vegetación, se demostró que, en condiciones de estrés fisiológico, los ambientes con presencia de agua como los humedales y las selvas son áreas donde los mamíferos son especialmente sensibles a las actividades humanas. Si bien se debe considerar en esta respuesta que este tipo de vegetación es uno con la deforestación más severa, por otro lado, existen más especies estudiadas.

Aunque, la sensibilidad de una especie a los cambios de hábitat no se puede inferir directamente por su estado de conservación en la UICN. Los resultados de este trabajo señalaron que dos categorías presentan especies bajo condiciones de estrés. Por otro lado, están las catalogadas como en peligro (EN), especies en las que se espera bajo estrés constante. En la categoría de preocupación menor (LC); la existencia de especies con signos de estrés, es relevante porque indica que es necesario incluir otras variables (por ejemplo, fisiológicas) para determinar el riesgo que tienen las especies.

Si bien los resultados de este trabajo apoyan que las concentraciones de hormonas del estrés en todos los grupos son altas, los tamaños del efecto incluidos en este análisis son heterogéneos, los que sugieren tener una muestra

grande, y por lo tanto aumentar el desarrollo en el estudio de la ecología del estrés de la fauna silvestre.

Existen deficiencias en la literatura y es notoria la importancia de las perspectivas experimentales diseñadas para aclarar el papel de la fisiología en la conservación de las especies. Sin embargo, el meta-análisis que se hizo permitió obtener conclusiones generales y robustas sobre la respuesta fisiológica de los mamíferos terrestres ante la pérdida de hábitat.

Como último punto, debido a que aún no está bien descifrada la actividad de la respuesta adrenocortical en la naturaleza, el futuro de las investigaciones debe dirigirse a documentar los umbrales de la respuesta de los glucocorticoides ante condiciones intrínsecas de las especies (estado reproductivo, supervivencia, las características de cada población, y conjuntamente considerar la etapa de madurez, estado social) y los factores estresantes extrínsecos de origen humano.



BIBLIOGRAFÍA

Aguilar Cucurachi, M. S., Rangel Negrín, A., Días, P., Chavira, R., Boeck, L., & Canales Espinosa, D. (2011). Medición de glucocorticoides, como indicadores de estrés, durante la translocación de un grupo de monos aulladores de manto *Alouatta palliata* (Gray, 1849). *A Primatologia no Brasil*, 12, 283-284. <https://doi.org/10.13140/2.1.1210.2722>

Almeida-Rocha, J. M. D., Pérez, C. A., & Ganswindt, A. (2016). Primate responses to anthropogenic habitat disturbance: A pantropical meta-analysis. *Biological Conservation*, 215, 30-38. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.018>

Arnijas, C. L., & Suárez M. M. (2018). Dominancia Social, diferencias sexuales y niveles de cortisol fecal en monos aulladores. *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 5 (1), 69-75. <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/FCEFyN/article/view/17839>

Arroyo, R. E., Vital, G. C., & Lavin, M. P. (2013). Análisis fecales en el estudio de la reproducción en cérvidos y su papel en la conservación. *Revista Bio Ciencias*, 2 (3), 130-139. <https://revistabiociencias.uan.edu.mx/index.php/BIOCIENCIAS/article/view/43/135>

Arroyave, M. P., Vergara, I. C., Andrade, L. M., & Ramos, K. C. (2006). Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Rev. EIA.*, 3 (5), 45-57. <https://revistabme.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/146>

Atwood, T. C., Weeks, H. P., & Gehring, T. M. (2004). Spatial ecology of coyotes along a suburban-to-rural gradient. *Journal of Wildlife Management*, 68 (4), 1000-1009. <https://doi.org/10.2193/0022-541x2004068100:seocaa2.0co2>

Bandenshort, M., Otto, M., van der Goot, A. C., & Ganswindt, A. (2016). Stress steroid levels and the short-term impact of routine dehorning in female southern white rhinoceroses (*Ceratotherium simun simun*). *African Zoology*, 51 (4), 211-215. <https://doi.org/10.1080/15627020.2016>

- Belhadj Slimen, I., Chniter, M., Najar, T., & Ghram, A. (2019). Meta-analysis of some physiologic, metabolic and oxidative responses of sheep exposed to environmental heat stress. *Livestock Science*, 229, 179-187. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2019.09.026>
- Botella, J., & Zamora, Á. (2017). El meta-análisis: una metodología para la investigación en educación. *Educación XX1*, 20 (2), 17-38. <https://doi.org/10.5944/educxx1.19030>
- Braga Goncalves, I., Heistermann, M., Santema, P., Dantzer, B., Mausbach, J., Ganswindt, A., & Manser, M. B. (2016). Validation of a Faecal Glucocorticoid Assay to Assess Adrenocortical Activity in Meerkats Using Physiological and Biological Stimuli. *PLOS ONE*, 11 (4), e0153161. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153161>
- Burgess, E. A., Hunt, K. E., Kraus, S. D., & Rolland, R. M. (2017). Adrenal responses of whales: Integrating faecal aldosterone as a complementary biomarker to glucocorticoids. *General and Comparative Endocrinology*, 252, 103-110. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2017.07.026>
- Cabezas, S., Blas, J., Marchant, T. A., & Moreno, S. (2007). Physiological stress levels predict survival probabilities in wild rabbits. *Hormones and Behavior*, 51 (3), 313-320. <https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2006.11.004>
- Carro Pérez, E. M. (2003). Características básicas y utilidad del meta-análisis en las Ciencias del Comportamiento. *Revista de Psicología y Ciencias del Comportamiento*, 4 (2), 47-66. <https://doi.org/10.1804/rpcc-uacjs.v4i2.56>
- Cantalleri, V. I., Perez-Rueda, M. A., Kowalewski, M. M., Mastromonaco, G. F., & Ponzio, M. F. (2018). Validation of an enzyme immunoassay and comparison of fecal cortisol metabolite levels in black and gold howler monkeys (*Alouatta caraya*) inhabiting fragmented and continuous areas of the human Chaco region, Argentina. *American Journal of Primatology*, 79 (3), 1-9. <https://doi.org/10.1002/ajp.22625>
- Cañadas Santiago, S., Dias, P. A. D., Garau, S., Coyohua Fuentes, A., Chavira Ramírez, D. R., Canales Espinosa, D., & Rangel Negrín, A. (2019). Behavioral and physiological stress responses to local spatial disturbance and human activities by howler monkeys at Los Tuxtlas, Mexico. *Animal Conservation*, 23 (3), 297-306. <https://doi.org/10.1111/acv.12541>
- Carbillet, J., Rey, B., Palme, R., Morellet, N., Bonnot, N., Chaval, Y., Cargnelutti, B., Hewison, A. J. M., Gilot-Fromont, E., & Verheyden, H. (2020). Under cover of the night: context-dependency of anthropogenic disturbance on stress levels of wild roe deer *Capreolus capreolus*. *Conservation Physiology*, 8 (1). <https://doi.org/10.1093/conyphys/coaa086>
- Chapman, C. A., Wasserman, M. D., Gillespies, T. R., Speirs, M. L., Lawes, M. L., Saj, T. L., & Ziegler, T.E. (2006). Do food availability, parasitism, and stress have synergistic effects on red colobus populations living in forest fragments? *American Journal of Physical Anthropology*, 131 (4), 525-534. <https://doi.org/10.1002/ajpa.20477>
- Chaves, S. M., Fernandes, F. A., Oliveira, G. T., & Bicca-Marques, J. C. (2009). Assessing the influence of biotic, abiotic and social factors on the physiological

stress of a large Neotropical primate in Atlantic Forest fragments. *Science of The Total Environment*, 690, 705-716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.033>

Chinnadurai, S. K., Millspagh, J. J., Matthews, W. S., Canter, K., Slotow, R., Washburn, B. E., & Woods, R. J. (2009). Validation of Faecal Glucocorticoid Metabolite Assays for South African Herbivores. *Journal of Wildlife Management*, 73 (6), 1014-1020. <https://doi.org/10.2193/2008-430>

Cobb, M. L., Iskandarani, K., Chinchilli, V. M., & Dreschel, N. A. (2016). A systematic review and meta-analysis of salivary cortisol measurement in domestic canines. *Domestic Animal Endocrinology*, 57, 31-42. <https://doi.org/10.1016/j.domaniend.2016.04.003>

Crill, C., Janz, D. M., Kusch, J. M., Santymire, R. M., Heyer, G. P., Shury, T. K., & Lane, J. E. (2019). Investigation of the utility of feces and hair as non-invasive measures of glucocorticoids in wild black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*). *General and Comparative Endocrinology*, 275, 15-24. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2019.02.003>

De Luque, M. A., Pérez, Y. P., Rodríguez, Y. A., & Jiménez Rodríguez, C. (2019). Análisis del proceso de fragmentación de bosques: metodologías orientadas en el uso de sistemas de información geográfica y métricas del paisaje. *Ciencias agropecuarias*, 5 (1), 32-41. <https://doi.org/10.36436/24223484.193>

Eckardt, W., Stoinski, T. S., Rosenbaum, S., & Santymire, R. (2019). Social and ecological factors alter stress physiology of Virunga Mountain gorillas (*Gorilla beringei beringei*). *Ecology and Evolution*, 9 (9), 5248-5259. <https://doi.org/10.1002/ece3.5115>

Ehlers Smith, Y. C., Ehlers Smith, D. A., Ramesh, T., & Downs, C. T. (2019). Novel predators and anthropogenic disturbance influence spatio-temporal distribution of forest antelope species. *Behavioral Processes*, 159, 9-22. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2018.12.005>

Espinosa Mata, E., De la Torre, S., Arahana, V., & Torres, M. L. (2015). Evaluación del nivel de estrés en leoncillo (*Cebuella pygmaea*) mediante la medición de cortisol en heces. *Avances en Ciencias e Ingenierías*, 7 (2), B24-B29. <http://avances.usfq.edu.ec>

Fanson, K. V., Best, E. C., Bunce, A., Fanson, B. G., Hogan, L. A., Keeley, T., Narayan, E. J., Palme, R., Parrott, M. L., Sharp, T. M., Skogvold, K., Tuthill, L., Webster, K. N., & Bashaw, M. (2017). One size does not fit all: Monitoring faecal glucocorticoid metabolites in marsupials. *General and comparative Endocrinology*, 244, 146-156. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2015.10.011>

Fernández-Chinguel, J. E., Zafra Tanaka, J. H., Goicochea Lugo, S., Peralta, C. I., & Taype Rondan, A. (2019). Aspectos básicos sobre la lectura de revisiones sistemáticas y la interpretación de meta-análisis. *ACTA MEDICA PERUANA*, 36 (2), 157-169. <https://doi.org/10.35663/amp.2019.362.818>

Ferreira-González, I., Urrútia, G., & Alonso-Coello, P. (2011). Revisiones sistemáticas y meta-análisis: bases conceptuales e interpretación. *Revista*

Española de Cardiología, 64 (8), 688-696.
<https://doi.org/10.1016/j.recesp.2011.03.029>

Formenti, N., Viganó, R., Fraquelli, C., Trogu, T., Bonfati, M., Lanfranchi, P., Palme, R., & Ferrari, N. (2018). Increased hormonal stress response of Apennine chamois induced by interspecific interactions and anthropogenic disturbance. *European Journal of Wildlife Research*, 64 (6). <https://doi.org/10.1007/s10344-1228-4>

Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D. E., Rosenqvist, A., & Walpole, M. (2015). State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses. Ramsar briefing note no. 7. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2589447>

Ganswidt, A., Palme, R., Heistermann, S., Borragan, S., & Hodges, J. K. (2003). Non-invasive assessment of adrenocortical function in the male African elephant (*Loxodonta africana*) and its relation to musth. *General and Comparative Endocrinology*, 134, 156-166. [https://doi.org/10.1016/S0016-6480\(03\)00251-X](https://doi.org/10.1016/S0016-6480(03)00251-X)

George, S. C., Smith, T. E., Ma Cana, P. S., Coleman, R., & Montgomery, W. I. (2014). Physiological stress in the Eurasian badger (*Meles meles*): Effects of host, disease and environment. *General and Comparative Endocrinology*, 200, 54-60. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.02.017>

Gisbert, J. P., & Bonfill, X. (2004). ¿Cómo realizar, evaluar y utilizar revisiones sistemáticas y meta-análisis? *Gastroenterología y Hepatología*, 27 (3), 129-149. [https://doi.org/10.1016/s0210-5705\(03\)79110-9](https://doi.org/10.1016/s0210-5705(03)79110-9)

Gómez Ugalde, R. M., Martínez Lucero, J. A., Reyes López, E., Salame Méndez, A., Pérez León, A. & Benigno de los Santos Romero, R. (2018). Contenido de cortisol y corticosterona en plasma, saliva y heces de tlacuaches (*Didelphis virginiana*) machos habitantes de una localidad suburbana de los valles centrales de Oaxaca. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 5 (2), 117. https://www.voaxaca.tecnm.mx/revista/docs/RMAE%20vol%205_2_2018/5-RMAE-13-Tlacuache.pdf

Gurevitch, J., & Hedges, L. V. (1999). Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology*, 80 (4), 1142-1149. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080)

Hammond, T. T., Palme, R., & Lacey, E. A. (2015). Contrasting stress responses of two co-occurring chipmunk species (*Tamias alpinus* and *T. speciosus*). *General and Comparative Endocrinology*, 211, 114-122. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.11.013>

Hart, K. A. (2012). The use of cortisol for the objective assessment of stress in animal: Pros and cons. *The Veterinary Journal*, 192 (2), 137-139. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2012.03.016>

Heistermann, M., Finke, M., & Hodges, J. K. (1995). Assessment of female reproductive status in captive-housed Hanuman langurs (*Presbytis entellus*) by measurement of urinary and faecal steroid excretion patterns. *American Journal of Primatology*, 37 (4), 275-284. <https://doi.org/10.1002/ajp.1350370402>

- Hernández-Jáuregui, D. M., Galindo Maldonado, F., Valdez Pérez, R. A., Romano Pardo, M., & Schuneman de Aluja, A. (2005). Cortisol en saliva, orina y heces: evaluación no invasiva en mamíferos silvestres. *Vet. Méx.*, *36* (3), 325-337. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42336308>
- Heymann, E. W., Heistermann, M., Löttker, P., Huck, M. & Böhle, U.R. (2004). Monitoreo no-invasivo de animales silvestres: análisis genéticos y endocrinológicos a base de muestras fecales en “pinchos barba blanca” (*Saguinus mystax*, Callitrichidae, Primates) en la Estación Biológica Quebrada Blanco (EBQB), Perú. En Heymann, E.W., Heistermann, M., Löttker, P., Huck, M. y Böhle, U.R. (Eds.), *MEMORIAS del VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamericana*, Iquitos, Perú, 78-79. www.comfauna.org
- Higgins, J. P. T. (2003). Measuring inconsistency in meta-analyses. *BMJ*, *327* (7414), 557-560. <https://doi.org/10.1136/bmj.327.7414.557>
- Howell-Stephens, J. A., Brown, J. S., Bernier, D., Mulkerin, D., & Santymire, R. M. (2012). Characterizing adrenocortical activity in zoo-housed southern three-banded armadillos (*Tolypeutes matacus*). *General and Comparative Endocrinology*, *178* (1), 64-74. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2012.04.003>
- Huber, S., Palme, R., & Arnold, W. (2003). Effects of season, sex, and sample collection on concentrations of faecal cortisol metabolites in red deer (*Cervus elaphus*). *General and Comparative Endocrinology*, *130* (1), 48-54. [https://doi.org/10.1016/s0016-6480\(02\)00535-x](https://doi.org/10.1016/s0016-6480(02)00535-x)
- Huedo, M.T.B., Sanchez, M. J., & Marín M. F. (2006). Assessing heterogeneity in Meta-Analysis: Q statistic or I² index? *Psychological Methods*, *11* (2), 193-206. <https://doi.org/10-1037/1082-989X.11.2.193>
- Kaisin, O., Fuzessy, L., Poncin, P., Brotcorne, F., & Culot, L. (2020). A meta-analysis of anthropogenic impacts on physiological stress in wild primates. *Conservation Biology*, *35* (1), 101-114. <https://doi.org/10.1111/cobi.13656>
- Kelm, D. H., Popa-Lisseanu, A. G., Denhard, M., & Ibáñez, C. (2016). Non-invasive monitoring of stress hormones in the bat *Eptesicus isabellinus* – Do faecal glucocorticoid metabolite concentrations correlate with survival? *General and Comparative Endocrinology*, *226*, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2015.12.0332>
- Kersey, D. C., Wildt, D. E., Brown, J. L., Snyder, R. J., Huang, Y., & Monfort, S. L. (2010). Rising faecal glucocorticoid concentrations track reproductive activity in the female giant panda (*Ailuropoda melanoleuca*). *General and Comparative Endocrinology*, *173* (2), 364-370. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2011.06.013>
- Kumar, V., Palugulla Reddy, V., Kokkiligadda, A., Shivaji, S., & Umapathy, G. (2014). Non-invasive assessment of reproductive status and stress in captive Asian elephants in three south Indian zoos. *General and Comparative Endocrinology*, *201*, 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.03.024>
- Lopucki, R., Klich, D., Scibior, A., & Golebiowska, D. (2018). Living in habitats affected by wind turbine may result in crease in corticosterone levels in ground dwelling animals. *Ecological Indicators*, *84*, 165-171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.052>

- Lopucki, R., Klich, D., Scibior, A., & Golebiowska, D. (2019). Hormonal adjustments to urban conditions: stress hormones levels in urban and rural populations of *Apodemus agrarius*. *Urban Ecosystems*, 22 (3), 435-442. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-0832-8>
- Lugo Aartigas, I. I. (2017). Primates de extinción de la Península de Yucatán: estudios actuales y futuras líneas de investigación. *Bioagrobiencias*, 10 (1), 33-44. <https://1library.co/document/zx33d5nz-primates-en-peligro-de-extincion-de-la-peninsula-de-yucatan-estudios-actuales-y-futuras-lineas-de-investigacion.html>
- Lunde, E. T., Bech, C., Fyumagwa, R. D., Jackson, C. R., & Roskaff, E. (2006). Assessing the effect of roads on impala (*Aepyceros melampus*) stress levels using faecal glucocorticoid metabolites. *African Journal of Ecology*, 54 (4), 434-441. <https://doi.org/10.1111/aje.12302>
- Malcolm, K. D., McShea, W. J., Van Deelen, T. R., Bacon, H. J., Liu, F., Putman, S., Zhu, X., & Brown, J. L. (2013). Analyses of faecal and hair glucocorticoids to evaluate short- and long-term stress and recovery of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) removed from bile farms in China. *General and Comparative Endocrinology*, 185, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2013.01.014>
- Malviya, M., Kumar, V., Mandal, D., Shekhar, S. M., Nigam, P., Gopal, R., Sankar, K., Umapaty, G., & Ramesh, K. (2018). Correlates of physiological stress habitat factors in reintroduction-based recovery of tiger (*Panthera tigris*) populations. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 29 (2), 195-201. <https://doi.org/10.4404/hystrix-00063-2018>
- McKenzie, S., Deane, E. M., & Burnett, L. (2004). Are serum cortisol levels a reliable indicator of wellbeing in the tammar wallaby, *Macropus eugenii*? *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 138 (3), 341-348. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2004.05.004>
- McLennan, M. R., Howell, C. P., Bardi, M., & Heistermann, M. (2019). Are human-dominated landscapes stressful for wild chimpanzees (*Pan troglodytes*)? *Biological Conservation*, 233, 73-82. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.028>
- Messina, S., Edwards, D. P., Ens, M., & Heistermann, M. (2019). Physiological and immunological responses of birds and mammals to forest degradation: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 224, 223-229. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.002>
- Metrione, L. C., Hunter, D., & Pentold, L. M. (2020). Seasonal Changes in Faecal Glucocorticoid Metabolites Concentrations in Bison (*Bison bison*) Living with or without Wolves (*Canis lupus*). *Journal of Wildlife Diseases*, 56 (1), 175. <https://doi.org/10.7589/2017-12-308>
- Millsbaugh, J. J., & Washburn, B. E. (2004). Use faecal glucocorticoid metabolite measures in conservation biology research: considerations for application and interpretation. *General and Comparative Endocrinology*, 138 (3), 189-199. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2004.07.002>
- Montiglio, P.O., Pelletier, F., Palme, R., Garant, D., Réale, D., & Boonstra, R. (2012). Noninvasive Monitoring of Fecal Cortisol Metabolites in the Eastern

- Chipmunk (*Tamias striatus*): Validation and Comparison of Two Enzyme Immunoassays. *Physiological and Biochemical Zoology*, 85 (2). <https://doi.org/10.1086/664592>
- Mooring, M. S., Patton, M. L., Lance, V. A., Hall, B. M., Schaad, E. W., Fetter, G. A., Fortin, S. S., & McPeak, K. M. (2006). Glucocorticoids of bison bulls in relation to social status. *Hormones and Behavior*, 49 (3), 369-375. <https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2005.08.008>
- Möstl, E., & Palme, R. (2002). Hormones as indicators of stress. *Domestic Animal Endocrinology*, 23 (1-2), 67-74. [https://doi.org/10.1016/s0739-7240\(02\)00146-7](https://doi.org/10.1016/s0739-7240(02)00146-7)
- Munshi-South, J., Tchignoumba, L., Brown, J., Abbondanza, N., Maldonado, J. E., Henderson, A., & Alonso, A. (2008). Physiological indicators of stress in African forest elephants (*Loxodonta africana cyclotis*) in relation to petroleum operations in Gabon, Central Africa. *Diversity and Distributions*, 14 (6), 995-1003. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.0059.x>
- Naidenko, S.J., Berezhnoi, M. A., Kumar, V., & Umaphy, G. (2019). Comparison of tiger's faecal glucocorticoids level in two extreme habitats. *PLoS ONE*, 14 (4), 1-11. <https://doi.org/10.1371/journal.ppone.0214447>
- Narayan, E. J., Parnell, T., Clark, G., Martin-Vegue, P., Mucci, A., & Hero, J. M. (2013). Faecal cortisol metabolites in Bengal (*Panthera tigris tigris*) and Sumatran tigers (*Panthera tigris sumatrae*). *General and Comparative Endocrinology*, 194, 318-325. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2013.10.002>
- Osenberg, C. W., Sarnelle, O., Cooper, S. D., & Holt, R. D. (1999). Resolving ecological questions through meta-analysis: goals, metrics, and models. *Ecology*, 80 (4), 1105-1117. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080)
- Palme, R., Rettenbacher, S., Touma, C., El-Bahr, S. M., & Möstl, E. (2005). Stress hormones in mammals and birds: comparative aspects regarding metabolism, excretion, and non-invasive measurement in faecal samples. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1040 (1), 162-171. <https://doi.org/10.1196/annals.1327.021>
- Pokharel, S. S., Singh, B., Seshagiri, P. B., & Sukumar, R. (2019). Lower levels of glucocorticoids in crop-raiders: diet quality as a potential 'pacifer' against stress in free-ranging Asian elephants a human-production habitat. *Animal Conservation*, 22 (2), 177-188. <https://doi.org/10.1111/acv.124050>
- Pribbenow, S., Jewgenow, K., Vargas, A., Serra, R., Naidenko, S., & Dehnhard, M. (2014). Validation of an enzyme immunoassay for the measurement of faecal glucocorticoid metabolites in Eurasian (*Lynx lynx*) and Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *General and Comparative Endocrinology*, 206, 166-177. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.07.015>
- Pritchard, E., Palme, R., & Langkilde, T. (2020). Glucocorticoid and triiodothyronine concentrations do not correlate with behavior in vicuñas (*Vicugna vicugna*). *General and Comparative Endocrinology*, 286, 113299. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2019.1132299>
- Ramahlo, M., Chimimba, C., Pirk, C., & Ganswidt, A. (2019). Non-invasive monitoring of adrenocortical activity in free-ranging Namaqua rock mice

Micaelamys namaquensis from South Africa in response to anthropogenic land use and season. *Wildlife Biology*, 2019 (1). <https://doi.org/10.2981/wlb.0544>

Rojas Hernández L. & Vázquez Mantecón, M. C. (2013). El bisonte de América. Historia, polémica, leyenda. *Estudios de Historia Moderna y Contemporánea de México*, 49, 77-80. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=94142709005>

Rangassamy, M., Khaleghparast, A., Monclús, R., Boissier, M. C., Bessis, N., & Rodel, H. G. (2016). Personality modulates proportions of CD4+ regulatory and effector T cells in response to socially induced stress in a rodent of wild origin. *Physiological and Biochemical Zoology*, 85 (2), 183-193. <https://doi.org/10.1086/664592>

Ranglack, D. H., Neuman-Lee, L. A., French, S.S., & du Toit, J. T. (2017). Consideration of context and scale when using fecal glucocorticoids to indicate stress in large mammals: a study of wild American plains bison. *The Southwestern Naturalist*, 62 (1). 62-68. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-62.1.62>

Rizo-Aguilar, A., Guerrero, J. A., Montoya-Lara, A. M. P., & Valdespino, C. (2014). Physiological stress in volcano rabbit *Romerolagus diazi* populations inhabiting contrasting zones at the Corredor Biológico Chichinautzin, Mexico. *Mammalian Biology*, 79 (6), 357-361. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.08.002>

Romero Peñuela, M.M., Uribe-Velásquez, L.F., & Sánchez Valencia, J.A. (2011). Biomarcadores de estrés como indicadores de bienestar animal en ganado de carne. *Biosalud*, 10 (1), 71-78. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1657-95502011000100007

Rudolph, K., Fitchel, C., Heistermann, M., & Kappeler, P. M. (2020). Dynamics and determinants of glucocorticoid metabolite concentrations in wild Verreaux's sifakas. *Hormones and Behavior*, 124, 104760. <https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2020.104760>

Ruiz, T., & Febles, G. (2004). La desertificación y la sequía en el mundo. *Revista Electrónica de Avances en Investigación Agropecuaria*, 8 (2), 3-16. <https://es.scribd.com/document/90577907/La-desertificacion-y-la-sequia-en-el-mundo>

Sánchez-Meca, J. (2010). Como realizar una revisión sistemática y un meta-análisis. *Aula Abierta*, 38 (2), 53-64. <https://www.um.es/metaanalysis/pdf/5030.pdf>

Sánchez-Meca, J., & Botella, J. (2010). Revisiones sistemáticas y meta-análisis: Herramientas para la práctica profesional. *Papeles del Psicólogo*, 31 (1), 7-17. <https://www.cop.es/pape>

Sánchez-Meca, J., Marín-Martínez, F., & Huedo, T. (2006). Modelo de efectos fijos y modelo de efectos aleatorios. En J. L. R. Martín, A. Tobias & T. Seoane (Coords.), *Revisiones Sistemáticas en Ciencias de la Vida: El concepto salud a través de la síntesis de la evidencia científica* (189-204). Toledo: FISCAM.

Santos, J. P. V., Acevedo, P., Carvalho, J., Queirós, J., Villamuelas, M., Fonseca, C., Gortázar, C., López-Olvera, J. R., & Vicente, J. (2018). The importance of intrinsic traits, environment and human activities in modulating stress levels in a wild ungulate. *Ecological Indicators*, 89, 706-715. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.047>

Santos, T., & Tellería, J.L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15 (2), 3-12. http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423&Id_Categoria=2&tipo=p_ortada

Seeber, P., Franz, M., Denhnhard, M., Ganswindt, A., Greenwood, A., & East, M. (2018). Plains zebra (*Equus quagga*) adrenocortical activity increases during times of large aggregations in the Serengeti ecosystem. *Hormones and Behavior*, 102, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.hbeh.2018.04.005>

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2008). La Biodiversidad y la Agricultura: Salvaguardando la biodiversidad y asegurando alimentación para el mundo. Montreal, 56 pp. <https://www.cbd.int/doc/bioday/2008/ibd-2008-booklet-es.pdf> (cbd.int)

Shideler, S. E., Ortuño, A.M., Morán, F. M., Moorman, E.A. & Lasley, B. L. (1993). Sample extraction and enzyme immunoassay for estrogen and progesterone metabolites in the faeces of *Macaca fascicularis* during non-conceptive and conceptive ovarian cycles. *Biology of Reproduction*, 48 (6), 1290-1298. <https://doi.org/10.1095/biolreprod48.6.1290>

Shimamoto, T., Uchida, K., Koisumi, I., Matsui, M., & Yanagawa, H. (2009). No evidence of physiological stress in an urban animal: Comparison of faecal cortisol metabolites between urban and rural Eurasian red squirrels. *Ecological Research*, 35 (1), 243-252. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12081>

Shutt, K., Heistermann, M., Kasim, A., Todd, A., Kalousova, B., Profosouva, I., Petrzekova, K., Fuh, T., Dicky, J. F., Bopalanzognako, J. B., & Setchell, J. M. (2014). Effects of habituation, research and ecotourism on faecal glucocorticoid metabolites in wild western lowland gorillas: Implications for conservation management. *Biological Conservation*, 172, 72-79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.014>

Shutt, K., Setchell, J. M., & Heistermann, M. (2012). Non-invasive monitoring of physiological stress in the Western lowland gorilla (*Gorilla gorilla gorilla*): Validation of fecal glucocorticoid assay and methods for practical application in the field. *General and Comparative Endocrinology*, 179 (2), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2012.08.008>

Smith, J. E., Monclús, R., Wantuck, D., Florant, G. L., & Blumstein, D. T. (2012). Fecal glucocorticoid metabolites in wild yellow-bellied marmots: Experimental validation, individual differences and ecological correlates. *General and Comparative Endocrinology*, 178 (2), 417-426. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2012.06.015>

Soto, M. A., Vázquez, C., Ramos, X., Yáñez L., M. L., & Armella, M. A. (2013). Presencia de doble estro anual en una hembra de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en cautiverio. *Therya*, 4 (3), 539-549. <https://doi.org/10.12933/therya-13-148>

- Sperciski, K. M., Morais, R. N., Morato, R. G., de Paula, R. C., Azevedo, F. C., May-Júnior, J. A., Santos, J. P., Reghelin, A. L., Wildt, D. E., & Songsasen, N. (2012). Adrenal activity in maned wolves is higher on farmlands and park boundaries than within protected areas. *General and Comparative Endocrinology*, *179* (2), 232-240. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2012.08.002>
- Stankowich, T. (2008). Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation*, *14* (9), 2159-2137. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.026>
- Stankowich, T., & Blumstein, D. T. (2008). Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *272* (1581), 2627-2634. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3251>
- Stevens, D. J., Blencowe, N. S., McElnay, P. J., Macefield, R. C., Savović, J., Avery, K. N. L., & Blazeby, J. M. (2015). A systematic review of patient-reported outcomes in randomized controlled trials of unplanned general surgery. *World Journal of Surgery*, *40* (2), 267-276. <https://doi.org/10.1007/s00268-015-3292-1>
- Taff, C. C., Schoenle, L. A., & Vitousek, M. N. (2018). The repeatability of glucocorticoids: A review and meta-analysis. *General and Comparative Endocrinology*, *260*, 136-145. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2018.01.011>
- Tecot, S. R., Irwin, M. T., & Raharison, J. L. (2019). Faecal glucocorticoid metabolite profiles in diademed sifakas increase during seasonal fruit scarcity with interactive effects of age/sex class and habitat degradation. *Conservation Physiology*, *7* (1). <https://doi.org/10.1093/conphys/coz001>
- Tkaczynski, P., MacLarnon, A., & Ross, C. (2014). Associations between spatial positions, stress and anxiety in forest baboons *Papio anubis*. *Behavioural Processes*, *108*, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2014.08.006>
- Valdespino, C., Martínez-Mota, R., García-Feria, L. M., & Martínez-Romero, L. E. (2007). Evaluación de eventos reproductivos y estrés fisiológico en vertebrados silvestres a partir de sus excretas: evolución de una metodología no invasiva. *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA (N.S.)*, *23* (3), 151-180. <https://doi.org/10.21829/azm.2007.233605>
- Van deer Weyde, L., Martin, G., & Paris, M. (2016). Monitoring stress in captive and free-ranging African wild dogs (*Lycaon pictus*) using faecal glucocorticoid metabolites. *General and Comparative Endocrinology*, *226*, 50-55. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2015.12.022>
- Van Meter, P. E., French, J. A., Dloniak, S. M., Watts, H. E., Kolowski, J. M., & Holekamp, K. E. (2009). Fecal glucocorticoids reflect socio-ecological and anthropogenic stressors in the lives of wild spotted hyenas. *Hormones and Behavior*, *55* (2), 329-337. <https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2008.11.001>
- Vargas-Pellicer, P., Watrobska, C., Knowles, S., Schroeder, J., & Banks-Leite, C. (2019a). How should we store avian faecal samples for microbiota analyses? Comparing efficacy and cost-effectiveness. *Journal of Microbiological Methods*, *165*, 105689. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2019.105689>
- Vargas-Pellicer, P., Watrobska, C., Knowles, S., Schroeder, J. & Banks-Leite, C. (2019b). How should we store avian faecal samples for microbiota analyses?

- Comparing efficacy and cost-effectiveness. *Journal of Microbiological Methods*, 165, 105689. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2019.105689>
- Vasconcellos, A. S., Virányi, Z., Range, F., Möstl, E., Ades, C., & Kotrschal, K. (2011). Social interactions and non-invasive stress monitoring in captive timber wolves (*Canis lupus*). *Journal of Veterinary Behaviour*, 6 (1), 71-72. <https://doi.org/10.1016/j.jveb.2010.09.030>
- Vegas Carrillo, S. (2008). Efectos de la transformación del hábitat en la conducta y nivel de estrés de *Alouatta palliata mexicana*. [Tesis Doctoral]. Universidad de Barcelona. Barcelona. <http://hdl.handle.net/2445/35913>
- Vijayakrishnan, S., Kumar, M. A., Umopathy, G., Kumar, V., & Sinha, A. (2018). Physiological stress responses in wild Asian elephants *Elephas maximus* in a human-dominated landscape in the Western Ghats, southern India. *General and Comparative Endocrinology*, 266, 150-156. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2018.05.009>
- Viljoen, J. J., Ganswindt, A., du Toit, J. T., & Langbauer, W. R. (2008). Translocation stress and faecal glucocorticoid metabolite levels in free-ranging African savanna elephants. *South African Journal of Wildlife Research*, 38 (2), 146-153. <https://doi.org/10.3957/0379-4369-38.2.146>
- Voellmy, A. B., Goncalves, I. B., Barrette, M. F., Monfort, S. L., & Manser, M. B. (2014). Mean faecal glucocorticoids metabolites are associated with vigilance, whereas immediate cortisol levels better reflect acute anti-predator responses in meerkats. *Hormones and Behavior*, 66 (5), 759-765. <https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2014.08.008>
- Washburn, B. E., & Millspaugh, J. J. (2002). Effects of simulated environmental conditions on glucocorticoid metabolite measurements in white-tailed deer faeces. *General and Comparative Endocrinology*, 127 (3), 217-222. [https://doi.org/10.1016/s0016-6480\(02\)00056-4](https://doi.org/10.1016/s0016-6480(02)00056-4)
- Wasserman, M. D., Chapman, C. A., Milton, K., Gogarten, K., Wittwer, D. J., & Ziegler, T. E. (2012). Estrogenic plant consumption predicts red colobus monkey (*Procolobus rufomitratus*) hormonal state and behavior. *Hormones and Behavior*, 32, 553-562. <https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2012.09.005>
- Wasser, S. K., Risler, L., & Steiner, R. A. (1988). Excreted steroids in primate faces over the menstrual cycle and pregnancy. *Biology of Reproduction*, 39 (4), 862-872. <https://doi.org/10.1095/biolreprod39.4.862>
- Wasser, S. K. (1996). Reproductive Control in Wild Baboons Measured by Faecal Steroids. *Biology of Reproduction*, 55 (2), 393-399. <https://doi.org/10.1095/biolreprod55.2.393>
- Wasser, S. K., Hunt, K. E., Brown, J. L., Crockett, C. M., Bechert, U., Millspaugh, J. J., Larson, S., & Monfort, S. L. (2000). A generalized fecal glucocorticoid assay for use in a drive array of nondomestic mammalian and avian species. *General and Comparative Endocrinology*, 120 (3), 260-275. <https://doi.org/10.1016/gcen.200.7557>
- Watson, R., Munro, C., Edwards, K. L., Norton, V., Brown, J. L., & Walker, S. L. (2013). Development of a versatile enzyme immunoassay for non-invasive assessment of glucocorticoid metabolites in a diversity of taxonomic species.

General and Comparative Endocrinology, 186, 16-24.
<https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2013.02.001>

Webster, Burroughs, R. E., Lavers, P., & Ganswindt, A. (2008). Non-invasive assessment of adrenocortical as an activity measure of stress in leopards *Panthera pardus*. *African Zoology*, 53 (2), 53-60.
<https://doi.org/10.1080/15627020.2018.146780>

Whitten, P. L., Brockman, D. K., & Stavisky, R. C. (1998). Recent advances in non-invasive techniques to monitor hormone-behaviour interactions. *American Journal of Physical Anthropology*, 107 (S27), 1-23.
[https://doi.org/10.1002/\(sici\)1096-8644\(1998\)107:27](https://doi.org/10.1002/(sici)1096-8644(1998)107:27)

Woodruff, J. A., Lacey, E. A., & Bentley, G., (2010). Contrasting fecal corticosterone metabolite levels in captive and free-living colonial tuco-tuco (*Ctenomys sociabilis*). *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*, 313A (8), 498-507. <https://doi.org/10.1002/jez.621>

Young, K. M., Walker, S. L., Lanthier, C., Waddell, W. T., Monfort, S. L., & Brown, J. L. (2004). Non-invasive monitoring of adrenocortical activity in carnivores by faecal glucocorticoid analyses. *General and Comparative Endocrinology*, 137 (2), 148-165. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2004.02.016>

Zbyryt, A., Bubnicki, J. W., Kuijer, D. P. J., Dehnhard, M., Churski, M., & Shmidt, K. (2017). Do wild ungulates experience higher stress with humans than with carnivores? *Behavioral Ecology*, 29 (1), 19-30.
<https://doi.org/10.1093/10.1093/beheco/arx142>

Zhang, V. Y., Williams, C. T., Palme, R., & Buck, C. L. (2020). Glucocorticoid and activity in free-living arctic ground squirrels: Interrelationships between weather, body condition, and reproduction. *Hormones and Behavior*, 125 (104818).
<https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2020.104818>

Zhou, W., Gao, K., Ma, Y., Wang, L., Wang L., Wang, M., Wei, F., & Nie, Y. (2020). Seasonal dynamics of parasitism and stress physiology in wild giant pandas. *Conservation Physiology*, 8 (1). <https://doi.org/10.1093/conhys/coaa085>

CIBERGRAFÍA

CONABIO. (s. f.). *¿Por qué se pierde la biodiversidad?* Biodiversidad Mexicana. Recuperado 28 de febrero de 2020, de <https://www.biodiversidad.gob.mx/biodiversidad/porque>

Fisiología de la conservación y estrés. (2019). Instituto de Conservación de Ballenas. <https://ballenasorg.ar/conservacion/fisiologia-e-la-conservacion-y-estres/>

Hamilton, W.K., Burak, A., & Mizumoto, A. (2017, 7 Julio). MAVIS v1.1.3. Revisado 12 de de octubre de 2020. <http://kylehamilton.net/shiny/MAVIS/>

Los desiertos ocupan el 25% de la masa terrestre. (2010, 17 junio). Noticias ONUS. <https://news.un.org/es/story2012/06/1194191>

Marín Muñiz, J. L., & Hernández Alarcón, M. E. (2013). *Inecol*. INECOL. <http://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/component/content/artiles/17-iencia-hoy/172-los-humedales-sus-funciones-y-su-papel-en-el-almacenamiento-del-carbono>

Redacción National Geographic. (2009, 23 septiembre). *Riesgos para los desiertos*. National Geographic. <https://nationalgeographic.es/medio-ambiente/riesgos-para-los-desiertos>

www.cochrane.org



ANEXOS

ANEXO 1

Tabla de los estudios totales obtenidos de la Revisión Sistemática de la Literatura.

Estudio	Año	Especie	Medio	Factor	Categoría (UICN)	Talla
Aguilar-Melo Adriana R.	2013	<i>Alouatta palliata mexicana</i> <i>Capreolus</i> <i>Capreolus, Capra pirenaica, Sus scrofa,</i>	suburbano	Perturbación antropogénica	P	grande
Acevedo Pelayo	2011	<i>Loxodonta africana</i>	rural	Perturbación antropogénica Factores biológicos y antropogénicos	LC	grande
Ahlering M.A.	2013	<i>Vicugna pacos, Lama glama</i>	natural, rural y urbano	Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Arias N.	2013	<i>Canis latrans</i>	natural y en cautiverio	Perturbación antropogénica	LC	grande
Atwood Todd C.	2004	<i>Giraffa camelopardalis</i> <i>Ceratotherium simun simun</i>	Rural	Factores biológicos y antropogénicos	LC	grande
Bashaw Meredith J.	2016	<i>Alouatta priga</i>	natural	No perturbado	NT	grande
Badenhorst Marcha	2016	<i>Panthera tigris</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Behie Alison M. Bhattacharjee Subhadeep	2010 2015	<i>Spermophilus columbianus</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	EN	grande
Bosson Curtis O.	2019	<i>Macropus giganteus</i> <i>Eubalaena glacialis</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Brunton Elizabeth A. Burgess Elizabeth A.	2019 2017	<i>Loxodonta africana</i>	urbano	Factores biológicos y antropogénicos	LC	grande
Burke Terryne	2008	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	natural	Perturbación antropogénica	CR	grande
Cabezas Sonia Cantalleri Verónica Inés	2007 2018	<i>Alouatta palliata mexicana</i> <i>Capreolus capreolus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	mediano
Cañadas Santiago S.	2019	<i>Alouatta palliata mexicana</i> <i>Capreolus capreolus</i>	natural	Fragmentación	NT	grande
Carbillet Jeffrey	2020	<i>Procolobus rufomitratu</i> <i>Alouatta guariba clamitans</i>	rural	Fragmentación	P	grande
Chapman Colin A.	2007	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>	natural	Perturbación antropogénica Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Chaves Oscar M.	2019	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>	rural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Chinnadurai Santhya K.	2009		natural	Fragmentación	LC	grande

Chmura Helen E.	2016	<i>Marmota flaviventris</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	mediano
Corlatti Luca	2011	<i>Cervus elaphus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Costa Thaise S.O.	2020	<i>Leontopithecus chrysomelas</i>	rural	Fragmentación	EN	mediano
Creel Scott	2002	<i>Canis lupus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Cril Colleen	2019	<i>Cynomys ludovicianus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Crowley Shannon M.	2018	<i>Lontra canadensis</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Davies Nicole	2014	<i>Phascolarctos cinereus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Dantzer Ben	2010	<i>Tamiasscivrus hudsonicus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	pequeño
Dimac-Stohl Kristin A.	2018	<i>Suricata suricata</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	mediano
Eckardt W.	2016	<i>Gorila beringei beringei</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	grande
Eggermann Julia	2013	<i>Canis lupus</i> <i>Tragelaphus scriptus</i> , <i>Philantomba monticola</i> , <i>Sylvicapra grimmia</i> , <i>Cephalophus natalensis</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Ehlers Yvette C.	2019	<i>Peromyscus maniculatus</i>	natural y urbano	Fragmentación	LC	grande
Eleftheriou Andreas	2020	<i>Cervus canadensis</i>	rural	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Ensminger David C.	2020	<i>Cervus canadensis</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Escribano-Avila Gema	2013	<i>Capreolus capreolus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Espinosa Mata Estefania	2015	<i>Cebuella pygmaea</i>	urbano	Fragmentación	LC	pequeño
Fautex Dominique	2017	<i>Lemmus trimucronatus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	pequeño
Foley C.A.H.	2020	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	VU	grande

George Sheila C.	2014	<i>Meles meles</i>	natural y rural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Gobush K.S.	2014	<i>Monachus schauinslandi</i>	natural y urbano	Factores biológicos y ambientales	EN	grande
Gomez Ugalde Rosa Maria	2018	<i>Didelphis virginiana</i>	urbano	Perturbación antropogénica	LC	mediano
Good T.	2003	<i>Peromyscus polionotus subgriseus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	mediano
Grotto Chloe E.	2020	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Hammond Talisin T.	2015	<i>Neotamias alpinus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	pequeño
Hein Anna	2020	<i>Ursus maritimus</i>	en cautiverio	Factores biológicos y antropogénicos	VU	grande
Hing Stephanie	2017	<i>Bettongia penicillata</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	CR	mediano
Huang Andrew H.	2018	<i>Lontra canadensis</i>	urbano-industrial	Perturbación antropogénica	LC	grande
Hunt Kathleen E.	2019	<i>Megaptera novaeangliae</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Iglesias-Merchan Carlos	2018	<i>Capreolus capreolus</i>	natural	Factores naturales y antropogénicos	LC	grande
Jachowski David S.	2013	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Jensen Melissa A.	2019	<i>Dasyurus geoffroii</i>	natural	Perturbación antropogénica	NT	mediano
Kelm Devlet H.	2016	<i>Eptesicus isabellinus</i>	urbano	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Kersey David C.	2010	<i>Ailuropoda melanoleuca</i>	natural y en cautiverio	Factores fisiológicos	VU	grande
Klich Daniel	2020	<i>Rangifer tarandus</i>	industrial	Perturbación antropogénica	VU	grande
Korhonen Hannu	2000	<i>Alopex lagopus</i>	natural	Factores fisiológicos	LC	grande
Lavergne S.G.	2019	<i>Lepus americanus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	mediano
Laver Peter N.	2012	<i>Mungos mungos</i>	natural y en cautiverio	Factores fisiológicos	LC	mediano
Lea Jessie M.D.	2017	<i>Equus zebra zebra</i>	natural	Factores naturales y antropogénicos	LC	grande
Li Chunwang	2007	<i>Elaphurus davidianus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EW	grande
Łopucki Rafał	2018	<i>Apodemus agrarius</i>	urbano	Perturbación antropogénica	LC	pequeño

Łopucki Rafał	2019	<i>Apodemus agrarius</i>	urbano y rural	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Ludwing C.	2013	<i>Acinonyx jubatus</i>	en cautiverio	Factores fisiológicos	VU	grande
Lugo Artigas Ileana Isabel	2017	<i>Alouatta pigra</i> , <i>Ateles geoffroyi</i> , <i>Ateles geoffroyi yucatanensis</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Lunde Even Tvede	2016	<i>Aepyceros melanpus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
MacLarnon A.M.	2015	<i>Papio anubis</i>	natural	Factores naturales y antropogénicos	LC	grande
Majelantle Tshepio L.	2020	<i>Aonyx capensis</i>	natural	No perturbado y Perturbación antropogénica	NT	grande
Malcolm Karl D.	2014	<i>Ursus thibetanus</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Malviya Manjari	2018	<i>Panthera tigris</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Marechal Laëtitia	2011	<i>Macaca sylvanus</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
McLennan Matthew R.	2019	<i>Pan troglodytes</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Metrione Lara C.	2020	<i>Bison bison</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	NT	grande
Mingramm Fletcher M.J.	2020	<i>Megaptera novaeangliae</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Molina-García Lucía	2018	<i>Capra pyrenaica</i>	natural	Factores fisiológicos	LC	grande
Mondol Samrat	2020	<i>Panthera tigris</i> <i>Canis latrans</i> , <i>Canis lupus</i> , <i>Canis imensis</i> , <i>Lycaon pictus</i> , <i>Vulpes lagopus</i> , <i>Helogale parvula</i> , <i>Mungos mungo</i> , <i>Suricata suratta</i>	en cautiverio	Factores biológicos y ambientales	EN	grande
Montgomery Tracy M.	2018	<i>Suricata suratta</i>	natural	Factores fisiológicos	LC	mediano, grande
Montiglio Pierre-Oliver	2013	<i>Tamias striatus</i>	urbano	Factores sociales	LC	pequeño
Muehlenbein Michael P.	2012	<i>Pongo pygmaeus morio</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Munshi-Suoth Jason	2008	<i>Loxodonta cyclotis</i>	natural e industrial	No perturbado, perturbación antropogénica y Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Naidenko Sergey V.	2019	<i>Panthera tigris</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	grande

Narayan Edward J.	2013	<i>Phascolarctos cinereus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Navarro-Castilla Álvaro	2019	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	natural (área recreativa)	Factores biológicos y ambientales	EN	mediano
Núñez Cassandra M.V.	2014	<i>Equus caballus</i>	natural	Factores fisiológicos		grande
Ordañez-Gomez Jose D.	2016	<i>Ateles geoffroyi</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Ovejero Lucas C.	2018	<i>Lama guanicoe</i>	natural	Factores sociales	LC	grande
Parry-Jones Kerryn	2016	<i>Pteropus poliocephalus</i>	rural y urbana	Factores biológicos y ambientales	VU	mediano
Pereira Lucas	2018	<i>Callithrix penicillata</i>	en cautiverio	Factores biológicos y ambientales No perturbado y	LC	mediano
Piñeiro Ana	2012	<i>Felis silvestris</i>	natural	Factores biológicos y ambientales No perturbado y	LC	grande
Pokharel S.S.	2019	<i>Elaphus maximus</i>	natural y rural	Factores biológicos y ambientales No perturbado y perturbación antropogénica	EN	grande
Pribbenow Sussane	2014	<i>Lynx lynx, Lynx pardinus</i>	natural (cautivos)	Factores fisiológicos	LC	grande
Pritchard Catherine E.	2016	<i>Vicugna vicugna</i>	natural	No perturbado	LC	grande
Rangassamy Marylin	2016	<i>Mus specilegus Ateles geoffroyi yucatanensis</i>	natural	Factores sociales No perturbado y fragmentación	LC	pequeño
Rangel-Negrin A.	2009		natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Ranglack Dustin H.	2017	<i>Bison bison</i>	natural y periurbana	Perturbación antropogénica y fragmentación	NT	grande
Rhenus Mike	2014	<i>Lepus timidus</i>	natural y urbano	Perturbación antropogénica y fragmentación	LC	grande
Rimbach Rebecca	2013	<i>Ateles hybridus</i>	natural	Fragmentación	CR	grande
Rodríguez Álvarez Catalina	2005	<i>Panthera onca, Puma concolor</i>	cautiverio	Factores biológicos y ambientales	NT	grande
Rudolph Katia	2014	<i>Propithecus verreauxi</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	mediano
Santicchia Francesca	2020	<i>Sciurus carolinensis</i>	natural	Factores biológicos y ambientales Perturbación antropogénica	LC	mediano
Sauerwein H.	2004	<i>Cervus elaphus</i>	natural rural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	grande
Shimamoto Tatsuki	2019	<i>Sciurus vulgaris</i>	natural rural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Shutt Kathryn	2014	<i>Gorilla gorilla gorilla</i>	en cautiverio	Perturbación antropogénica	CR	grande

Shutt Kathryn	2014	<i>Gorilla gorilla gorilla</i>	natural	Perturbación antropogénica	CR	grande
Smith Jennifer E.	2012	<i>Marmota flaviventris</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Sperciski Katherine M.	2012	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	NT	grande
Stabach J.A.	2015	<i>Connochaetes taurinus</i>	natural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	grande
Stabach J.A.	2015	<i>Connochaetes taurinus</i>	natural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	grande
Szott Isabelle D.	2019	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Tang Ruchun	2020	<i>Elephas maximus</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Tecot Stacey R.	2013	<i>Eulemur rubriventer</i>	natural	Factores naturales y antropogénicos	VU	mediano
Tingvold Heidi G.	2013	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Tkaczynski Patrick	2014	<i>Papio anubis</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Tyagi Abhinav	2019	<i>Panthera tigris</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Van der Weyde L.K.	2016	<i>Lycaon pictus</i>	natural y urbano	Factores naturales y antropogénicos	EN	grande
Van Meter Page E.	2009	<i>Crocota crocuta</i> <i>Cuniculus paca</i> , <i>Dasyprocta punctata</i> ,	suburbano y urbano	Perturbación antropogénica	LC	grande
Vargas-Machuca Ana de Osma	2014	<i>Dasyprocta punctata</i> , <i>Dasyprocta novemcinctus</i> <i>Alouatta palliata</i>	rural y urbano	Perturbación antropogénica y Fragmentación	LC	grande y mediano
Vegas Carrillo Sira	2008	<i>mexicana</i>	natural	Fragmentación	P	grande
Vijayakrishnan Sreedhar	2018	<i>Loxodonta africana</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Vilela Sofia	2020	<i>Cervus elaphus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Viljoen Jozua J.	2008	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Voellmy Irene K.	2014	<i>Suricata suricata</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	mediano
von deer Ohe	2004	<i>Ursus arctos</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Christina G.	2004	<i>horribilis</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Vynne Carly	2014	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Webster Andrea B.	2018	<i>Panthera pardus</i>	natural y periurbana	No perturbado y perturbación antropogénica	VU	grande

Wesserman Michael D.	2012	<i>Procolobus rufomitratu</i> s	natural	Factores biológicos y ambientales	CR	mediano
Wilkening Jennifer L.	2016	<i>Ochotona princeps</i>	natural y rural	Factores biológicos y ambientales	LC	pequeño
Woodruff Julie A.	2010	<i>Ctenomys sociabilis</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	CR	pequeño
Yarnell Kelly	2017	<i>Equus grevyi</i>	en cautiverio	Factores biológicos y ambientales	EN	grande
Zbryryt Adam	2018	<i>Capreolus capreolus</i>	agroindustrial	Factores naturales y antropogénicos	LC	grande
Zhang Victor Y.	2020	<i>Urocitellus parryii</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Zhou Wenliang	2020	<i>Ailuropoda melanoleuca</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Zwijacz-Kozoica Tomasz	2013	<i>Rupicapra rupicapra tatra</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande

ANEXO 2

Tabla de los estudios seleccionados de la Revisión Sistemática de la Literatura incluidos en el Meta-análisis.

Estudio	Año	Especie	Medio	Factor	Categoría (UICN)	Talla
Aguilar-Melo Adriana R.	2013	<i>Alouatta palliata mexicana</i>	suburbano	Perturbación antropogénica	CR	grande
Behie Alison M.	2010	<i>Alouatta priga</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Brunton Elizabeth A.	2019	<i>Macropus giganteus</i>	natural, rural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	grande
Cabezas Sonia	2007	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	mediano
Cañadas Santiago S.	2019	<i>Alouatta palliata mexicana</i>	rural	Perturbación antropogénica	CR	grande
Chapman Colin A.	2006	<i>Ptilocolobus tephrosceles</i>	rural	Factores biológicos y antropogénicos	EN	grande
Chaves Oscar M.	2019	<i>Alouatta guariba clamitans</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Chinnadurai Sathya	2009	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Chinnadurai Sathya	2009	<i>Tragelaphus buxtoni</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	grande
Chinnadurai Sathya	2009	<i>Giraffa camelopardalis</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Chinnadurai Sathya	2009	<i>Aepyceros melanpus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Chinnadurai Sathya	2009	<i>Connochaetes taurinus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Chinnadurai Sathya	2009	<i>Equus quagga bruchellii</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Cril Colleen	2019	<i>Cynomys ludovicianus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Creel Scott	2002	<i>Canis lupus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Dimac-Stohl Kristin A.	2018	<i>Suricata suricata</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	mediano
Eckardt W.	2016	<i>Gorilla beringei beringei</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	grande

Eleftheriou Andreas	2020	<i>Peromyscus maniculatus</i>	suburbano	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Espinosa Mata Estefania	2015	<i>Cebuella pygmaea</i>	natural	Fragmentación	LC	pequeño
Fautex Dominique	2017	<i>Lemmus trimucronatus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	pequeño
Formenti Nicoletta	2018	<i>Rupicapra pyrenaica ornata</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
George Sheila C.	2014	<i>Meles meles</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	grande
Gobush K.S.	2014	<i>Monachus schauinslandi</i>	urbano	Perturbación antropogénica	CR	grande
Good T.	2003	<i>Peromyscus poliotus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	pequeño
Gomez Ugalde Rosa Maria	2018	<i>Didelphis virginiana</i>	rural	Perturbación antropogénica	LC	mediano
Hing Stephanie	2016	<i>Bettongia penicillata</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	CR	mediano
Iglesias-Merchan Carlos	2018	<i>Capreolus capreolus</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	LC	grande
Jachowski David S.	2013	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Kelm Detlev H.	2016	<i>Eptesicus isabellinus</i>	urbano	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Klich Daniel	2020	<i>Rangifer tarandus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Li Chunwang	2007	<i>Elaphurus davidianus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EW	grande
Łopucki Rafał	2019	<i>Apodemus agrarius</i>	rural	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Lunde Even Tvede	2016	<i>Aepyceros melampus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Majelantle Tshepiso L.	2020	<i>Aonyx capensis</i>	rural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Malviya Manjari	2018	<i>Panthera tigris</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Mc Lennan Matthew R.	2019	<i>Pan troglodytes</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	EN	grande

Muehlenbein Michael P.	2012	<i>Pongo pygmaeus morio</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Munshi-Suoth Jason	2008	<i>Loxondonta cyclotis</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Naidenko Sergey V.	2019	<i>Panthera tigris</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	grande
Navarro-Castilla Álvaro	2013	<i>Microtis arvalis</i>	rural	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Navarro-Castilla Álvaro	2019	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	EN	mediano
Nelson Julia L.	2015	<i>Vulpes macrotis mutica</i>	natural, rural y urbano	Factores biológicos y antropogénicos	LC	mediano
Parry-Jones Kerry	2016	<i>Pteropus poliocephalus</i>	rural y urbana	Factores biológicos y ambientales	VU	mediano
Piñeiro Ana	2012	<i>Felis silvestris</i>	natural	No perturbado	LC	grande
Ramhalo Mmatsawela	2019	<i>Micaelamys namaquensis</i>	natural, rural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Rangel-Negrin A.	2009	<i>Ateles geoffroyi yucatanensis</i>	natural y urbano	Factores biológicos y ambientales	EN	grande
Rhenus Maik	2014	<i>Lepus timidus</i>	natural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	mediano
Rimbach Rebecca	2013	<i>Ateles hybridus</i>	natural	Fragmentación	CR	grande
Rimbach Rebecca	2013	<i>Alouatta seniculus</i>	natural	Fragmentación	LC	grande
Rizo-Aguilar Areli	2014	<i>Romerolagus diazi</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	pequeño
Santicchia Francesca	2020	<i>Sciurus carolinensis</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	pequeño
Shimamoto Tatsuki	2019	<i>Sciurus vulgaris</i>	rural y urbano	Perturbación antropogénica	LC	pequeño
Shutt Kathryn	2014	<i>Gorilla gorilla gorilla</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Smith Jennifer E.	2012	<i>Marmota flaviventris</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	mediano
Sperciski Katherinne M.	2012	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	natural y rural	Factores biológicos, ambientales y antropogénicos	NT	grande

Stabach J.A.	2015	<i>Connochaetes taurinus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Szott Isabelle D.	2019	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Tang Ruchun	2020	<i>Elephas maximus</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Tecot Stacey R.	2013	<i>Eulemur rubriventer</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	CR	grande
Tingvold Heidi G.	2013	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Tyagi Abhinav	2019	<i>Panthera tigris</i>	natural	Perturbación antropogénica	EN	grande
Van Meter Page E.	2009	<i>Crocota crocuta</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Vijayakrishnan Sreedhar	2018	<i>Loxodonta africana</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Vilela Sofia	2020	<i>Cervus elaphus</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Viljoen Jozua J.	2008	<i>Loxodonta africana</i>	natural	Perturbación antropogénica	VU	grande
Voellmy Irene K.	2014	<i>Suricata suricata</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	LC	mediano
Vynne Carly	2014	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	natural y rural	Perturbación antropogénica	LC	grande
Woodruff Julie A.	2010	<i>Ctenomys sociabilis</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	CR	pequeño
Zbyryt Adam	2018	<i>Cervus elaphus</i>	natural	Factores biológicos y antropogénicos	LC	grande
Zhou Wenliang	2020	<i>Ailuropoda melanoleuca</i>	natural	Factores biológicos y ambientales	VU	grande
Zwijacz-Kozica Tomasz	2013	<i>Rupicapra rupicapra tatria</i>	natural	Perturbación antropogénica	LC	grande

ANEXO 3

Tabla de los estudios seleccionados para la co-variable tipo de medio o hábitat natural.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Behie 2010	natural	25	18.186	27	22	32.513	16
Brunton 2019a	natural	69.49	33.05	12	89.72	42.57	12
Brunton 2019) b	natural	100.78	49.49	12	88.05	40.11	12
Cabezas 2007)	natural	0.712	0.447	20	0.712	0.447	20
Chaves 2019)	natural	63.7	54.8	154	103.6	73.2	154
Chinnadurai 2009a	natural	58	24.494	6	35.5	19.840	6
Chinnadurai 2009b	natural	84	29.148	6	37	24.249	6
Chinnadurai 2009c	natural	65.9	19.84	6	41.1	16.901	6
Chinnadurai 2009d	natural	55	23.025	6	37.2	15.921	6
Chinnadurai 2009e	natural	30	17.901	6	21.2	16.901	6
Chinnadurai 2009f	natural	16	12.002	6	12	9.797	6
Cril 2019a	natural	122.14	29.85	5	203.46	53.26	3
Cril 2019b	natural	85.19	26.1	4	203.46	53.26	3
Cril 2019c	natural	4.83	1.62	36	85.9	26.1	4
Creel 2002a	natural	1201.9	1998.45	161	872	1015.537	193
Creel 2002b	natural	1468	1523.618	178	872	1015.537	193
Eckardt 2016	natural	18.23	4.15	637	18.18	4.31	1299
Espinosa 2015a	natural	420	132	11	540	130	18
Espinosa 2015b	natural	370	79	23	540	130	18
Fautex 2017	natural	8117	1654.62	18	2606	12.74	18
Formenti 2018a	natural	800	781.024	61	999	2362.202	62
Formenti 2018b	natural	750	627.910	18	1500	1500	9
Formenti 2018c	natural	159	303.209	34	450	872.066	20
George 2014a	natural	6.6	4.784	41	11.5	6.799	41
George 2014b	natural	40.8	38.270	61	9.97	8.644	41
Gobush 2014a	natural	96	65.969	68	60	37.04	7
Gobush 2014b	natural	112.3	47.15	84	112.3	47.15	84
Good 2003	natural	55.91	17.507	8	24.77	17.253	8
Hing 2016	natural	9.75	9.35	23	6.8	6.92	35
Iglesias-Merchan 2018a	natural	1213.7	581.3	81	1155	91.8	40
Iglesias-Merchan 2018b	natural	1011	105.4	24	1299	78.2	57
Jachowski 2013	natural	48.31	30.076	171	48.31	30.076	171
Klich 2016a	natural	1.26	2.497	39	1.30	1.939	94
Klich 2016b	natural	1.83	8.442	88	1.30	1.939	94
Klich 2016c	natural	1.69	9.674	191	1.23	2.738	30
Li 2007a	natural	268.98	74.513	24	326.98	93.003	30

Li 2007b	natural	425.8	397.709	28	242.66	43.840	8
Lunde 2016	natural	383	540.400	196	383	540.400	196
Majelantle 2020a	natural	0.211	0.202	13	0.468	0.599	20
Majelantle 2020b	natural	0.346	0.301	4	0.468	0.599	20
Malviya 2018	natural	50.14	42.84	103	20.29	16.34	144
Mc Lennan 2019	natural	1727	1612.792	76	509	455.367	90
Muehlenbein 2012a	natural	1367	704	53	1272	526	53
Muehlenbein 2012b	natural	1933	1336	53	1272	526	53
Muehlenbein 2012c	natural	2188	1630	26	1821	812	26
Munshi-Suoth 2008	natural	-1.16	96.536	122	-9.54	44.095	58
Naidenko 2019a	natural	465	689.376	40	550	818.73	95
Naidenko 2019b	natural	1500	324	35	501	125	35
Naidenko 2019c	natural	1878	435	35	501	125	35
Nelson 2015	natural	4.69	7.787	208	4.63	7.733	146
Piñeiro 2012a	natural	270	100	37	480	180	37
Piñeiro 2012b	natural	270	100	37	430	175	37
Ramhalo 2019a	natural	1.15	1.15	1	2.59	1.15	20
Ramhalo 2019b	natural	1.15	1.15	1	2.40	1.15	10
Ramhalo 2019c	natural	1.15	1.15	1	3.26	1.15	11
Rangel-Negrin 2009	natural	1224.2	231	58	1782.8	168.5	33
Rhenus 2014a	natural	78	109.201	53	93	162.775	46
Rhenus 2014b	natural	78	109.201	53	125	178.081	33
Rimbach 2013a	natural	217.28	178.085	481	378.51	2333.972	481
Rimbach 2013b	natural	206.74	162.596	470	137.6	78.808	3
Rimbach 2013c	natural	206.74	162.596	470	496.7	75.894	8
Rimbach 2013d	natural	168.61	519.332	373	246.94	200.084	373
Rimbach 2013e	natural	159.4	155	25	245.9	191.974	328
Rimbach 2013f	natural	251.2	147.133	20	245.9	191.974	328
Rizo-Aguilar 2014	natural	43.24	19	35	18.5	3	35
Santicchia 2020	natural	12610	10749	340	12610	10749	340
Shutt 2014a	natural	96	6.9	70	118	10	301
Shutt 2014b	natural	112	8	250	109	9.99	554
Smith 2012	natural	191.8	127.881	1335	132	48.989	6
Spercoski 2012a	natural	26.2	15.202	191	64.7	48.086	39
Spercoski 2012b	natural	26.2	15.202	191	127.8	94.569	27
Spercoski 2012c	natural	26.5	15.306	120	25.5	166.852	71
Spercoski 2012d	natural	68.6	51.895	34	173.3	200.351	5
Spercoski 2012e	natural	23.4	5.375	90	102.5	72.448	20
Spercoski 2012f	natural	23.4	5.375	90	139.6	115.017	13
Stabach 2015a	natural	21.26	6.613	24	21.03	4.360	24
Stabach 2015b	natural	19.34	6.858	24	22.78	3.527	24
Stabach 2015c	natural	20.59	3.748	19	23.42	7.192	19
Stabach 2015d	natural	23.42	7.192	13	20.05	13.448	19

ANEXO 3. Continuación

Stabach 2015e	natural	22.78	21.47	30	19.34	6.858	24
Szott 2020	natural	0.39	0.22	43	0.5	0.27	21
Tang 2020	natural	35.42	19.632	20	5.08	2.672	18
Tecot 2013a	natural	24.56	11.96	110	32.82	18.65	85
Tecot 2013b	natural	24.33	17.35	346	32.1	26.89	318
Tecot 2013c	natural	24.71	18.95	466	32.92	31.71	457
Tecot 2019d	natural	27.3	12.6	23	40.2	18.4	30
Tingvold 2013a	natural	65	54	12	44	25	28
Tingvold 2013b	natural	62.6	34	12	55	20	28
Tingvold 2013c	natural	75	37	12	55	35	28
Tingvold 2013d	natural	69.7	42.7	116	69.7	42.7	116
Tyagi 2019a	natural	56.47	55.423	91	32.69	13.236	23
Tyagi 2019b	natural	64.09	75.582	92	22.82	10.472	17
Van Meter 2009a	natural	105.91	117.635	22	103.46	89.365	39
Van Meter 2009b	natural	105.91	117.635	22	123.46	120.263	31
Van Meter 2009c	natural	105.91	117.635	22	185.30	146.94	59
Vilela 2020	natural	99.72	97.205	74	51.17	59.270	74
Vijayakrishnan 2018	natural	3.09	0.395	8	3.09	0.395	8
Viljoen 2008a	natural	173.22	161.003	45	56.2	31.211	20
Viljoen 2008b	natural	97.07	717.660	158	44.58	30.253	40
Viljoen 2008c	natural	83.82	42.875	120	64.54	35.051	56
Voellmy 2014a	natural	46.5	46.669	18	40.1	45.826	18
Voellmy 2014b	natural	141.4	50.911	18	40.1	45.826	18
Vynne 2014	natural	468.07	175.664	73	72.83	32.513	154
Woodruff 2010a	natural	300	316.22	10	39	15.81	10
Woodruff 2010b	natural	380	284.6	10	300	316.22	10
Zbyryt 2018a	natural	1232.39	2864.300	119	1318.87	2825.795	428
Zbyryt 2018b	natural	710.64	2275.096	732	1318.87	2825.795	428
Zbyryt 2018c	natural	724.88	2026.40	119	874.13	1945.928	428
Zbyryt 2018d	natural	649.31	2087.061	732	874.13	1945.928	428
Zhou 2020	natural	302.13	303.99	206	313.63	280.3	206
Zwijacz-Kozica 2013	natural	46.2	31.53	56	17.2	8.05	38

Se incluye el estudio, año y moderador: natural. Media (M), Desviación estándar (SD: siglas en ingles) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 4

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de medio rural.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Cañadas 2019	rural	195.1	19.4	611	29.91	21.41	611
Chapman 2016	rural	446	270.199	12	120	34.641	12
Chaves 2019	rural	70.6	58.1	128	63.3	54.2	132
George 2014	rural	11.5	6.799	41	6.6	4.784	41
Gomez 2018	rural	1111.728	2208.042	17	511.785	471.374	17
Lopucki 2019	rural	4.4	27.658	85	6.4	43.266	117
Majelantle 2020a	rural	0.468	0.599	20	0.211	0.202	13
Majelantle 2020b	rural	0.468	0.599	20	0.346	0.301	4
Mc Lennan 2019	rural	1727	1612.792	76	509	455.367	90
Navarro-Castilla 2013	rural	26.1	23.2826	28	14.5	15.8391	32
Nelson 2015	rural	64.42	298.768	29	4.69	7.224	179
Ramhalo 2019a	rural	2.59	1.15	20	1.15	1.15	1
Ramhalo 2019b	rural	2.40	1.15	10	1.15	1.15	1
Sperciski 2012a	rural	64.7	48.086	39	26.2	15.202	191
Sperciski 2012b	rural	127.8	94.569	27	26.2	15.202	191
Vijayakrishnan 2018	rural	3.09	0.395	8	3.09	0.395	8
Vynne 2014	rural	468.07	175.664	73	72.83	32.513	154

Se incluye el estudio, año y moderador: rural. Media (M) y Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M2 y SD2: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 5

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de medio urbano, suburbano e industrial.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Aguilar-Melo 2013	suburbano	151.6	162.42	47	81.7	91.47	34
Brunton 2019a	urbano	89.72	42.57	12	69.49	33.05	12
Brunton 2019b	urbano	88.05	40.11	12	100.78	49.49	12
Eleftheriou 2020a	suburbano	8.33	0.195	6	7.90	0.291	7
Eleftheriou 2020b	urbano	11.10	0.846	7	9.12	0.846	7
Espinosa 2015	urbano	540	130	18	420	132	11
Gobush 2014	urbano	60	37.04	7	96	65.969	68
Kelm 2016a	urbano	3777.2	1405.027	6	1696.3	1027.001	8
Kelm 2016b	urbano	1091.8	351.509	5	313.9	164.574	5
Kelm 2016c	urbano	272.6	187.927	75	224.3	197.958	10
Lopuckl 2018	urbano	11.01	6.750	93	8.82	5.389	61
Munshi-Suoth 2008	industrial	9.54	44.095	58	1.16	96.536	122
Nelson 2015a	urbano	5.29	7.065	63	4.69	7.787	208
Nelson 2015c	urbano	6.04	18.206	31	5.29	12.162	32
Parry-Jones 2016	urbano	730.18	1014.23	20	42.75	27.31	14
Ramhalo 2019	urbano	3.26	1.15	11	1.15	1.15	1
Rangel-Negrin 2009	urbano	1782.8	168.5	33	1224.2	231	58
Rhenus 2014a	urbano	93	162.775	46	78	109.201	53
Rhenus 2014b	urbano	125	178.081	33	78	109.201	53
Shimamoto 2019a	urbano	142.5	256.139	47	297.3	145.602	20
Shimamoto 2019b	urbano	96.3	364.292	68	247.3	119.160	9
Stabach 2015	industrial	20.59	3.748	19	23.42	21.489	19
Van Meter 2009	suburbano	103.46	89.365	39	105.91	117.635	22

Se incluye el estudio, año y moderador: suburbano, urbano e industrial. Media (M), desviación Estándar (SD: por sus siglas en inglés) y número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 6

Estudios seleccionados para la co-variable de la talla de los mamíferos pequeños.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Eleftheriou 2020a	pequeño	8.33	0.195	6	7.90	0.291	7
Eleftheriou 2020b	pequeño	11.10	0.846	7	9.12	0.846	7
Espinosa 2015a	pequeño	540	130	18	420	132	11
Espinosa 2015b	pequeño	540	130	18	370	79	23
Fautex 2017	pequeño	8117	1654.62	18	2606	12.74	18
Good 2003	pequeño	55.91	17.507	8	24.77	17.253	8
Kelm 2016a	pequeño	3777.2	1405.027	6	1696.3	1027.001	8
Kelm 2016b	pequeño	1091.8	351.509	5	313.9	164.574	5
Kelm 2016c	pequeño	272.6	187.927	75	224.3	197.958	10
Lopuckl 2019a	pequeño	4.4	27.658	85	6.4	43.266	117
Navarro-Castilla 2013a	pequeño	14.5	15.8391	280	26.1	23.2826	204
Navarro-Castilla 2013b	pequeño	31.1	28.6115	88	14.3	11.7123	152
Navarro-Castilla 2013c	pequeño	740	2405.992	402	785	2004.993	402
Navarro-Castilla 2013d	pequeño	680	3608.981	402	760	1603.995	402
Navarro-Castilla 2013e	pequeño	880	4410.986	402	1100	6014.981	402
Navarro-Castilla 2013f	pequeño	520	1804.494	402	300	1603.995	402
Ramhalo 2019a	pequeño	2.59	1.15	20	1.15	1.15	1
Ramhalo 2019b	pequeño	2.40	1.15	10	1.15	1.15	1
Ramhalo 2019c	pequeño	3.26	1.15	11	1.15	1.15	1
Rizo-Aguilar 2014	pequeño	43.24	19	35	18.5	3	35
Santicchia 2020	pequeño	12610	10749	340	12610	10749	340
Shimamoto 2019a	pequeño	297.3	145.602	20	142.5	256.139	47
Shimamoto 2019b	pequeño	247.3	119.160	9	96.3	364.292	68
Woodruff 2010a	pequeño	300	316.22	10	39	15.81	10
Woodruff 2010b	pequeño	380	284.6	10	300	316.22	10

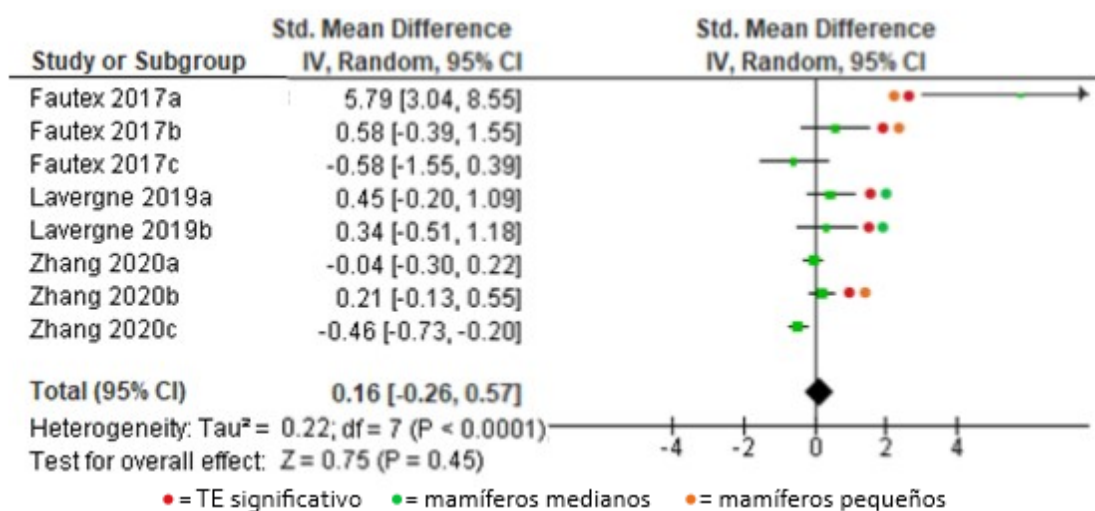
Se incluye el estudio, año y moderador: mamíferos pequeños. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 7

Estudios seleccionados para la co-variable: talla y *Diagrama de árbol* de los tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios de los medianos mamíferos.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Cabezas 2007	mediano	0.712	0.447	20	0.712	0.447	20
Dimac-Stohl 2018	mediano	305	461.112	105	134	228.083	38
Gomez 2018	mediano	1111.728	2208.042	17	511.785	471.374	17
Hing 2016	mediano	9.75	9.35	23	6.8	6.92	35
Nelson 2015a	mediano	4.69	7.787	208	5.29	17.065	63
Nelson 2015b	mediano	4.69	7.224	179	64.42	298.768	29
Nelson 2015c	mediano	5.29	12.162	32	6.04	18.206	31
Nelson 2015d	mediano	4.97	4.021	33	4.63	7.733	146
Parry-Jones 2020	mediano	275.94	195.75	14	42.75	27.31	14
Rhenus 2014a	mediano	93	162.775	46	78	109.201	53
Rhenus 2014b	mediano	125	178.081	33	78	109.201	53
Smith 2012	mediano	191.8	127.881	1335	132	48.989	6
Voellmy 2014a	mediano	46.5	46.669	18	40.1	45.826	18
Voellmy 2014b	mediano	141.4	50.911	18	40.1	45.820	18

Se incluye el estudio, año y moderador: mamíferos medianos. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.



*Fig. 15 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en los mamíferos medianos. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los medianos mamíferos silvestres (TE: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Prueba Q de heterogeneidad: $Q = 0.952$ con $gf = 12$. Especies con un TE significativo: *Suricata suricata* (Dimac-Sothl 2018) (EN), *Lemmus trimucronatus* (Fautex 2017 a, b) (LC), *Didelphis virginiana* (Gomez 2018) (LC), *Bettongia penicillata* (Hing 2016) (CR), *Lepus americanus* (Lavergne 2019 a, b) (LC) y *Urocyon parryi* (Zhang 2020 b) (LC).*

ANEXO 8

Estudios seleccionados para la co-variable de la talla de los grandes mamíferos.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Aguilar-Melo 2013	grande	151.6	162.42	47	81.7	91.47	34
Behie 2010	grande	25	18.186	27	72.83	32.513	16
Brunton 2019a	grande	89.72	42.57	12	69.49	33.05	12
Brunton 2019b	grande	88.05	40.11	12	100.78	49.49	12
Cañadas 2019	grande	195.1	19.4	611	29.91	21.41	611
Chapman 2016	grande	446	270.199	12	120	34.641	12
Chaves 2019	grande	103.6	73.2	154	63.7	54.8	154
Chinnadurai 2009a	grande	58	24.494	6	35.5	19.840	6
Chinnadurai 2009b	grande	84	29.148	6	37	24.249	6
Chinnadurai 2009c	grande	65.9	19.84	6	41.1	16.901	6
Chinnadurai 2009d	grande	55	23.025	6	37.2	15.921	6
Chinnadurai 2009e	grande	30	17.901	6	21.2	16.901	6
Chinnadurai 2009f	grande	16	12.002	6	12	9.797	6
Cril 2019a	grande	122.14	29.85	5	85.19	26.1	4
Cril 2019b	grande	203.46	53.26	3	85.19	26.1	4
Cril 2019c	grande	4.83	1.62	36	85.9	26.1	4
Creel 2002a	grande	872	1015.537	193	1201.9	1998.45	161
Creel 2002b	grande	872	1015.537	193	1468	1523.618	178
Eckardt 2016	grande	18.23	4.15	637	18.18	4.31	1299
Formenti2018a	grande	800	781.024	61	999	2362.202	62
Formenti 2018b	grande	750	627.910	18	1500	1500	9
Formenti 2018c	grande	159	303.209	34	450	872.066	20
George 2014a	grande	11.5	6.799	41	6.6	4.784	41
George 2014b	grande	40.8	38.270	61	9.97	8.644	41
Gobush 2014	grande	60	37.04	7	96	65.969	68
Gobush 2014	grande	112.3	47.15	84	112.3	47.15	84
Iglesias-Merchan 2018a	grande	1213.7	581.3	81	1155	91.8	40
Iglesias-Merchan 2018b	grande	1299	78.2	57	1011	105.4	24
Jachowski 2013	grande	48.31	30.076	171	48.31	30.076	171
Klich 2016a	grande	1.26	2.497	39	1.30	1.939	94
Klich 2016b	grande	1.83	8.442	88	1.30	1.939	94
Klich 2016c	grande	1.69	9.674	191	1.23	2.738	30
Li 2007a	grande	268.98	74.513	24	326.98	93.003	30
Li 2007b	grande	425.8	397.709	28	242.66	43.840	8
Lunde 2016	grande	383	540.400	196	383	540.400	196
Majelantle 2020a	grande	0.468	0.599	20	0.211	0.202	13
Majelantle 2020b	grande	0.468	0.599	20	0.346	0.301	4

Malviya 2018	grande	20.29	16.34	144	50.14	42.84	103
Mc Lennan 2019	grande	1727	1612.792	76	509	455.367	90
Muehlenbein 2012a	grande	1367	704	53	1272	526	53
Muehlenbein 2012a	grande	1933	1336	53	1272	526	53
Muehlenbein 2012a	grande	2188	1630	26	1821	812	26
Munshi-Suoth 2008	grande	-9.54	44.095	58	-1.16	96.536	122
Naidenko 2019a	grande	465	689.376	40	550	818.73	95
Naidenko 2019b	grande	1500	324	35	501	125	35
Naidenko 2019c	grande	1878	435	35	501	125	35
Piñeiro 2012a	grande	460	202.649	27	320	202.649	27
Piñeiro 2012b	grande	380	218.238	27	280	207.846	27
Rimbach 2013a	grande	217.28	178.085	481	378.51	2333.972	481
Rimbach 2013b	grande	137.6	78.808	3	206.74	162.596	470
Rimbach 2013c	grande	496.7	75.894	8	206.74	162.596	470
Rimbach 2013d	grande	168.61	519.332	373	246.94	200.084	373
Rimbach 2013e	grande	159.4	155	25	245.9	191.974	328
Rimbach 2013f	grande	251.2	147.133	20	245.9	191.974	328
Shutt 2014a	grande	118	10	301	96	6.9	70
Shutt 2014b	grande	109	9.99	554	112	8	250
Spercoski 2012a	grande	64.7	48.086	39	26.2	15.202	191
Spercoski 2012b	grande	127.8	94.569	27	26.2	15.202	191
Spercoski 2012c	grande	25.5	166.852	71	26.5	15.306	120
Spercoski 2012d	grande	173.3	200.351	5	68.6	51.895	34
Spercoski 2012e	grande	333.4	231.476	16	122.4	95.775	21
Spercoski 2012f	grande	102.5	72.448	20	23.4	5.375	90
Spercoski2012g	grande	139.6	115.017	13	23.4	5.375	90
Stabach 2015a	grande	20.59	3.748	19	23.42	21.489	19
Stabach 2015b	grande	21.26	6.613	24	21.03	4.360	24
Stabach 2015c	grande	19.34	6.858	24	22.78	3.527	24
Stabach 2015d	grande	21.26	32.431	24	21.03	21.310	24
Stabach 2015e	grande	20.05	13.448	19	23.42	7.192	13
Stabach 2015f	grande	19.34	6.858	24	22.78	21.47	30
Szott 2020	grande	0.39	0.22	43	0.5	0.27	21
Tang 2020	grande	35.42	19.632	20	5.08	2.672	18
Tecot 2013a	grande	24.56	11.96	110	32.82	18.65	85
Tecot 2013b	grande	24.33	17.35	346	32.1	26.89	318
Tecot 2013c	grande	24.71	18.95	466	32.92	31.71	457
Tecot 2019a	grande	27.3	12.6	23	40.2	18.4	30
Tingvold 2013a	grande	65	54	12	44	25	28
Tingvold 2013b	grande	62.6	34	12	55	20	28
Tingvold 2013c	grande	75	37	12	55	35	28
Tingvold 2013c	grande	69.7	42.7	116	69.7	42.7	116
Tyagi 2019a	grande	56.47	55.423	91	32.69	13.236	23

ANEXO 8. Continuación

Tyagi 2019b	grande	64.09	75.582	92	22.82	10.472	17
Van Meter 2009a	grande	103.46	89.365	39	105.91	117.635	22
Van Meter 2009b	grande	123.46	120.263	31	105.91	117.635	22
Van Meter 2009c	grande	185.30	146.94	59	105.91	117.635	22
Vilela 2020	grande	99.72	97.205	74	51.17	59.270	74
Vijayakrishnan 2018	grande	3.09	0.395	8	3.09	0.395	8
Viljoen 2008a	grande	173.22	161.003	45	56.2	31.211	20
Viljoen 2008b	grande	97.07	717.660	158	44.58	30.253	40
Viljoen 2008c	grande	83.82	42.875	120	64.54	35.051	56
Vynne 2014	grande	468.07	175.664	73	72.83	32.513	154
Zbyryt 2018a	grande	1232.39	2864.300	119	1318.87	2825.795	428
Zbyryt 2018b	grande	710.64	2275.096	732	1318.87	2825.795	428
Zbyryt 2018c	grande	724.88	2026.40	119	874.13	1945.928	428
Zbyryt 2018d	grande	649.31	2087.061	732	874.13	1945.928	428
Zhou 2020	grande	302.13	303.99	206	313.63	280.3	206
Zwijacz-Kozica 2013	grande	46.2	31.53	56	17.2	8.05	38

Se incluye el estudio, año y moderador: grandes mamíferos. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 9

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de vegetación: hidrófila.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Cabezas 2007	marismas	0.712	0.447	20	0.712	0.447	20
Gobush 2014a	marino	96	74.215	68	60	37.04	7
Gobush 2014b	marino	355	339.481	48	290	155.884	27
Hunt 2019	marino	146.9	56.093	6	17.4	19.516	8
Li 2007	marismas y tierras de marea	326.19	93.003	30	268.98	74.513	24

Se incluye el estudio, año y moderador: humedal y marino. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 10

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de vegetación: xerófila.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Cabezas 2007	desierto	0.712	0.447	20	0.712	0.447	20
Dimac-Sothl 2018a	desierto	305	461.112	105	305	461.112	105
Dimac-Sothl 2018b	desierto	134	231.165	38	96	50	4
Voellmy 2014a	desierto	46.5	46.669	13	40.1	45.82	18
Voellmy 2014b	desierto	141.4	50.711	13	40.1	45.82	18
Voellmy 2014c	desierto	23.5	20.571	20	40.1	45.82	18

Se incluye el estudio, año y moderador: desierto. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 11

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de vegetación: selva tropical.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Behie 2010	selva subtropical baja húmeda	12.93	182.218	350	12.93	182.218	350
Chaves 2019	selva baja caducifolia	70.6	58.7	128	63.8	54.2	132
McLennan 2019a	selva subtropical baja húmeda	1727	12.792	76	509	455.367	90
McLennan 2019b	selva subtropical baja húmeda	1097	802.623	11	749	618.08	34
Munshi-South 2013	selva tropical baja	-9.54	44.095	58	-1.16	96.536	122
Narayan 2013	selva tropical	12.3	10.726	17	6.2	6.131	12
Ordoñez-Gomez	selva tropical	255	40	44	219.2	27.6	50
Rimbach 2013a	selva monzónica y tropical	137.6	78808	3	137.6	78.808	3
Rimbach 2013b	selva monzónica y tropical	217.28	178.085	481	378.51	233.972	481
Rimbach 2013c	selva monzónica y tropical	245.9	191.974	328	245.9	191.974	328
Rimbach 2013d	selva monzónica y tropical	168.61	519.332	373	246.94	200.084	373

Se incluye el estudio, año y moderador: selva. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 12

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de vegetación: bosque.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Aguilar-Melo 2013	bosque tropical caducifolio y bosque tropical semiperenne	151.6	162.42	47	81.7	91.47	34
Behie 2010	bosque perennifolio	12.93	182.218	350	12.93	182.218	350
Bhattarcharje 2015	bosque caducifolio seco	89.56	97.996	71	54.13	47.63	49
Creel 2002a	bosque de coníferas	1468	1523.618	178	872	1015.537	193
Creel 2002b	bosque de coníferas	1201.9	1998.95	161	872	1015.537	193
Crowley 2018	bosque de coníferas bosque nuboso	367.5	-313.39	44	294.721	-313.39	51
Eckardt 2016	montaña	18.23	4.15	637	18.18	4.31	1299
Eckardt 2019	bosques mesófilos de montaña	21.45	1.15	28	24.2	1.15	44
Espinosa 2015	bosque tropical caducifolio y bosque tropical semiperenne	40	132	11	370	79	23
George 2014	bosque de coníferas	11.5	6.799	19	6.6	4.784	22
Good 2003	bosque de coníferas	55.91	17.507	8	24.47	17.253	8
Hammond 2015a	bosque de coníferas	193	71	8	171	66	7
Hammond 2015a	bosque de coníferas	136	60	8	84	45	7
Iglesias 2018	bosque de coníferas	1299	78.2	57	1213.7	581.3	81
Jachowski 2013	bosque tropical	48.31	30.076	171	48.31	30.076	171
Lavergne 2019a	bosque boreal	185	195.923	8	81	62	4
Lavergne 2019b	bosque boreal	99	103.923	3	70	50.269	7
Lunde 2016	bosque caducifolio	383	540.4	196	383	540.9	196
Malcolm 2014	Bosque caducifolio, de coníferas y mixtos de latifoliadas y coníferas	19.49	47.32	212	13.46	7.02	10
Malviya 2018a	bosque caducifolio seco tropical	50.14	42.84	103	20.29	16.34	144
Malviya 2018b	bosque caducifolio seco tropical	20	14.09	57	19.65	16.11	71
Muehlenbein 2012	bosque pantanoso	1933	1336	53	1272	526	53
Naidenko 2019a	bosque caducifolio tropical y mixtos	716	184	40	383	37	40
Naidenko 2019b	bosque caducifolio tropical y mixtos	573	127	15	383	37	40
Navarro-Castilla 2019	bosque de coníferas	880	4410.986	402	520	1804.494	402
Narayan 2013	bosque caducifolio seco	12.3	10.72	17	6.2	6.131	12
Piñeiro 2012a	bosque de coníferas	430	1064.483	37	270	608276	37

Piñeiro 2012b	bosque de coníferas	270	608.2276	37	430	1064.483	37
	bosques caducifolios y mixtos						
Pokharel 2019a	bosques caducifolios y mixtos	0.71	0.51	294	0.6	0.38	294
Pokharel 2019b		0.6	0.38	159	0.71	0.51	294
Rangel-Negrin 2009	bosque caducifolio	1782.8	231	38	1224.2	1685	58
	bosque mesófilo de montaña						
Rimbach 2013a	bosque mesófilo de montaña	137.6	78.808	3	137.6	78.808	3
Rimbach 2013b	bosque mesófilo de montaña	217.28	178.085	481	378.51	233.972	481
Rimbach 2013c	bosque mesófilo de montaña	245.9	191.974	328	159.7	155	25
Rimbach 2013d	bosque mesófilo de montaña	168.61	519.332	373	246.94	200.084	373
	bosque seco caducifolio						
Rudolph 2014a	bosque seco caducifolio	0.08	17	46	0.063	12	56
Rudolph 2014b		0.063	12	56	0.08	17	46
Santicchia 2020	bosque de coníferas	12610	10749	340	12610	10749	340
Shutt 2014	bosque tropical	118	10	301	96	6.9	340
Smith 2012	bosque de coníferas	191.8	127.88	1335	132	48.989	6
Szott 2019	bosque caducifolio	0.4	0.21	19	0.39	0.22	70
	bosque tropical de hojas caducas						
Tyagi 2019a	bosque tropical de hojas caducas	64.09	75.582	92	22.82	10.472	43
Tyagi 2019b		56.47	55.423	91	32.69	43.236	23
Vijayakrishnan 2018	bosque tropical	3.09	0.395	8	3.09	0.395	8
Vilela 2008	bosque de coníferas	99.72	97.205	74	51.17	59.27	74
	bosque caducifolio y mixtos						
Zbyryt 2018	bosque caducifolio y mixtos	1232.39	2864.3	119	710.64	2275.096	732
Zbyryt 2018	bosque de coníferas y caducifolios de hoja ancha	724.88	2026.402	119	649.31	2087.331	732
Zhou 2020		313.63	280.308	206	302.13	303.99	206

Se incluye el estudio, año y moderador: bosque. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

ANEXO 13

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de bioma y *Diagrama de árbol* de los tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en un bioma muy frío con vegetación de líquenes, musgos, hierbas y arbustos enanos.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Fautex 2017a	tundra	2606	872.066	5	8117	9009	9
Fautex 2017b	tundra	896	574.128	7	50	514.076	11
Fautex 2017c	tundra	50	514.076	11	896	574.128	6
Lavergne 2019a	tundra	130	89.442	20	90	84.852	18
Lavergne 2019b	tundra	155	63.245	10	128	86.602	12
Zhang 2020a	tundra de tussock, de juncia y de biezso	5.65	1275	113	5.9	9.567	113
Zhang 2020b	tundra de tussock, de juncia y de biezso	6.25	0.913	69	6.02	1.245	69
Zhang 2020c	tundra de tussock, de juncia y de biezso	4.8	1.594	113	5.65	1.275	113

Se incluye el estudio, año y moderador: tundra. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.

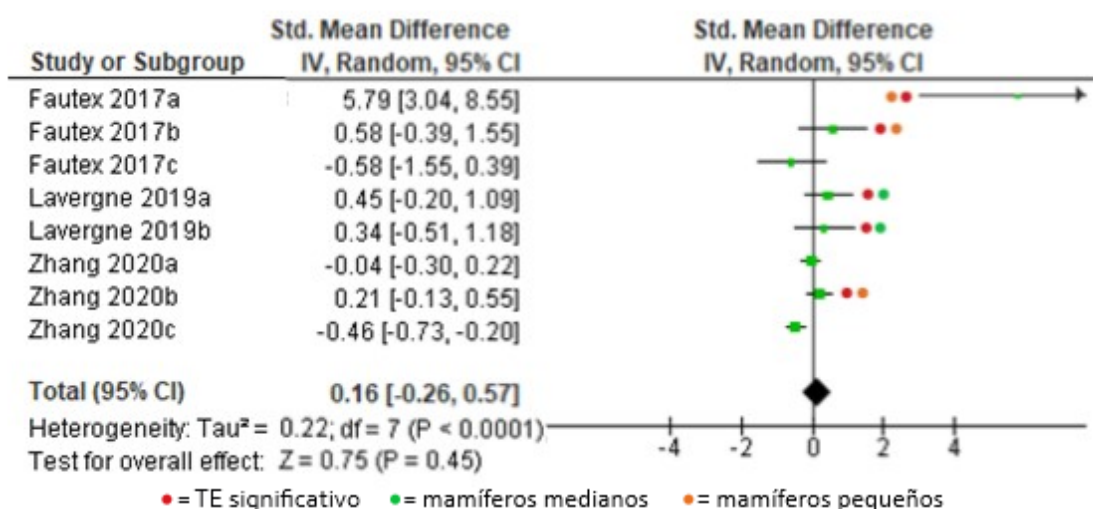


Fig. 16 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en biomas de climas muy fríos y secos con vegetación de líquenes, musgos, hierbas y arbustos enanos. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los biomas de climas muy fríos y secos con vegetación de hierbas y arbustos enanos, líquenes, musgos y juncias (Tamaño del efecto: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Prueba Q de heterogeneidad: $Q = 16.859$ con $gl = 7$. Especies con un TE significativo: *Lemmus trimucronatus* (Fautex 2017 a, b) (LC), *Lepus americanus* (Lavergne 2019 a, b) (LC) y *Urocitellus parryii* (Zhang 2020 b) (LC).

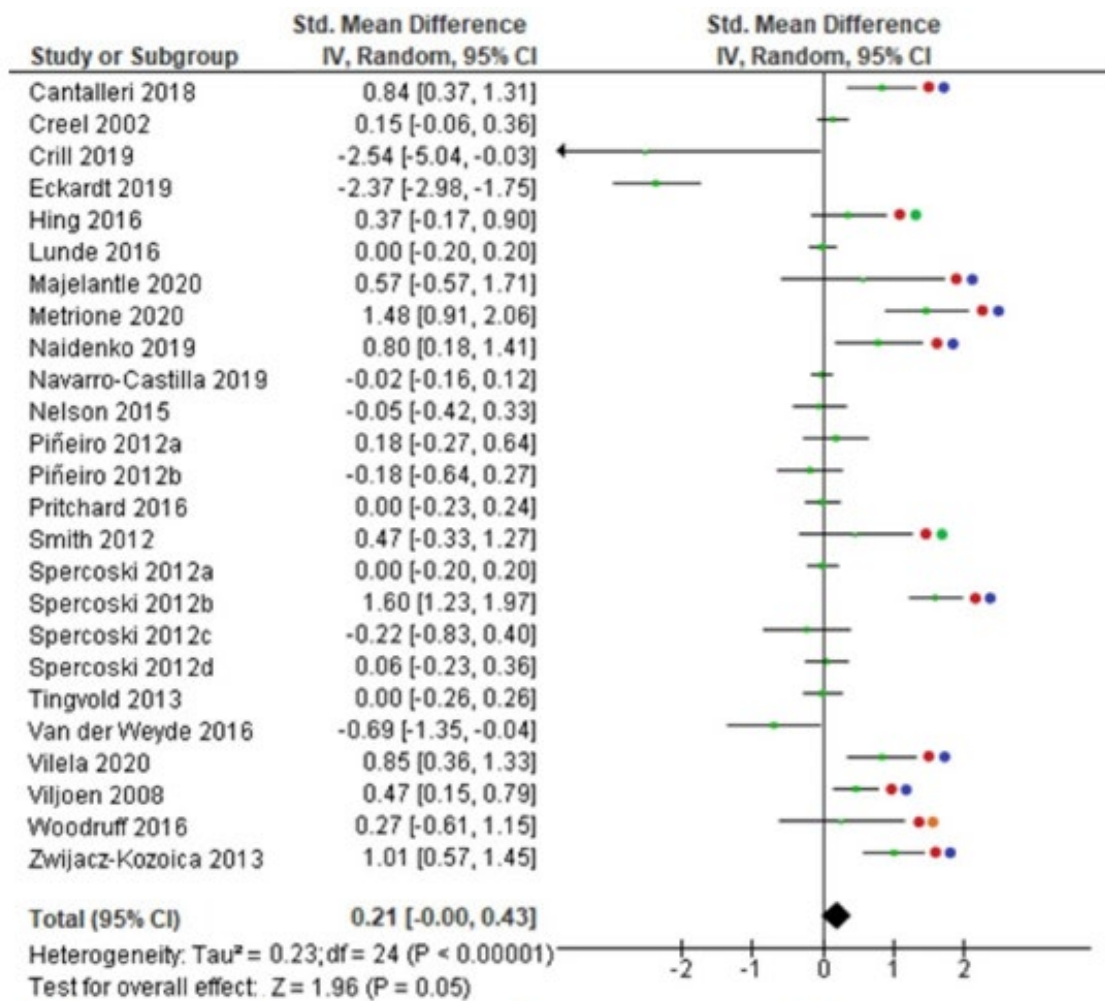
ANEXO 14

Estudios seleccionados para la co-variable tipo de bioma y *Diagrama de árbol* de los tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en un bioma árido, seco y de vegetación esencial de gramíneas.

Study	Moderator	M1	SD1	N1	M2	SD2	N2
Cantanlleri 2018	sabanas pastizales y matorrales de	86.4	32.26	59	60.6	25.98	27
Creel 2002	acacias praderas de	1468	1523.618	178	1201.9	1998.45	161
Crill 2019	pastos mixtos pradera de montaña y bosque de	85.19	26.1	4	203.16	53.26	3
Eckardt 2019	bambú matorrales	21.45	1.15	28	24.2	1.15	44
Hing 2016	nativos pastizales y matorrales de	9.75	9.351	23	6.8	6.921	35
Lunde 2016	acacias pastizales de	383	540.4	196	383	540.4	196
Majelantle 2020	alta montaña praderas de	0.346	0.301	4	0.211	0.202	13
Metrione 2020	pastos mixtos prados	8.1	6.408	30	1.2	1.095	30
Naidenko 2019	naturales	716.184	184	40	578	127	15
Navarro-Castilla 2019	pastizales matorrales y pastos	380	3608.988	402	740	2405.992	402
Nelson 2015	naturales	4.63	7.733	146	4.97	4.021	33
Piñeiro 2012a	matorrales	270	608.276	37	430	1064.483	37
Piñeiro 2012b	matorrales	270	608.276	37	430	1064.483	37
Pritchard 2016	matorrales prados	23.2	25.437	139	20.1	9.431	139
Smith 2012	naturales	191.8	127.881	1335	132	48.989	6
Sperciski 2012a	sabana tropical	26.1	15.202	191	28.1	15.202	191
Sperciski 2012b	sabana tropical	64.7	48.086	39	261	15.202	191
Sperciski 2012c	sabana tropical	98.5	67.853	29	117.6	114	16
Sperciski 2012d	sabana tropical	26.5	15.336	120	25.5	16.852	71
Tingvold 2013	sabana	69.7	42.7	116	69.7	42.7	116
Van der Weyde 2016	pastizales y matorrales de acacias matorrales	212	59.396	18	249	44.721	20
Vilela 2020	nativos	99.72	69.719	38	51.17	42.472	38
Viljoen 2008		83.82	42.87	120	64.54	35.05	56

	matorrales de mopane y de acacias mixtas prados dominados por pastos y juncias	380	284.664	10	300	284.604	10
Woodruff 2010 Zwijacz-Kozoica 2013	prados alpinos	42.6	31.5	56	17.2	8.65	38

Se incluye el estudio, año y moderador: pradera y sabana. Media (M), Desviación estándar (SD: por sus siglas en inglés) y Número de muestras (N). N1, M1 y SD1: grupo experimental y N2, M2 y SD2: grupo control. De acuerdo al orden requerido para el análisis en el software RevMan5.4.



● = TE significativo ● = mamíferos grandes ● = mamíferos medianos ● = mamíferos pequeños

Fig. 17 Diagrama de árbol (Forest plot). Tamaños del efecto estimado con un Modelo de Efectos Aleatorios en biomas áridos y secos con vegetación de gramíneas. TE general e individual de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de la interferencia humana sobre el estrés fisiológico de los biomas áridos y secos con vegetación de gramíneas (Tamaño del efecto: DME [g de Hedges]). Si el intervalo no se superpone con 0, el IC del 95% es significativo (lado derecho). Prueba Q de heterogeneidad: Q = 0.0144 con gl = 24. Especies con un TE significativo: *Alouatta caraya* (Cantalleri 2018) (NT), *Bettongia penicillata* (Hing 2015) (CR), *Aonyx capensis* (Majelantle 2020) (LC), *Bison bison* (Metrione 2020) (NT), *Panthera tigris* (Naidenko 2020) (VU), *Marmota flaviventris* (Smith 2012) (8LC), *Chrysocyon brachyurus* (Spercowski 2012 b) (NT), *Cervus elaphus* (Vilela 2018) (LC), *Loxodonta africana* (Viljoen 2008) (VU) y *Rupicapra rupicapra tatria* (Zwijacz-Kozoica 2013) (LC).

ANEXO 15

Tipo de medio o hábitat de cada estudio incluido en el MA.

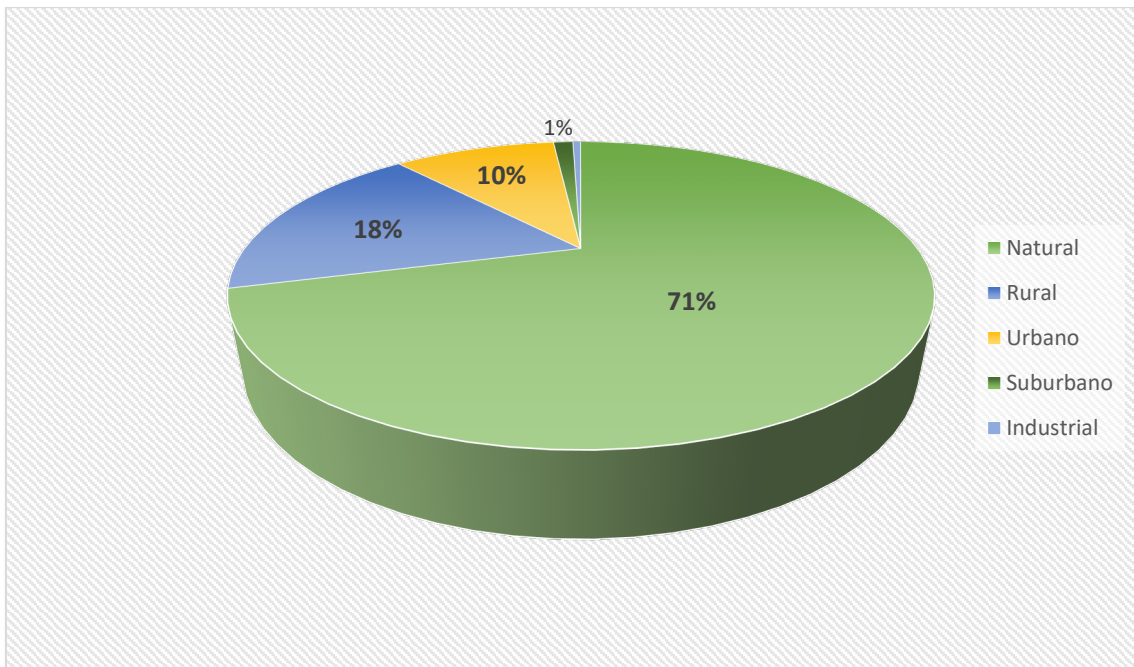


Fig. 18 Tipo de medio o hábitat asignado a cada estudio incluido en el meta-análisis y porcentaje asignado al tipo de medio o hábitat de cada estudio incluido en el meta-análisis.