

Vacíos de información espacial sobre la riqueza de mamíferos terrestres continentales de Colombia

Spatial information gaps in continental terrestrial mammal richness from Colombia

Andrés F. Suárez-Castro ¹, Héctor E. Ramírez-Chaves ², Elkin A. Noguera-Urbano ³, Jorge Velásquez-Tibatá ⁴, José F. González-Maya ⁵, Diego J. Lizcano ⁶

- Recibido: 10/Mar/2020
- Aceptado: 02/Mar/2021
- Publicación en línea: 14/Abr/2021

Citación: Suárez-Castro AF, Ramírez-Chaves HE, Noguera-Urbano EA, Velásquez-Tibatá J, González-Maya JF, Lizcano DJ. 2021. Vacíos de información espacial sobre la riqueza de mamíferos terrestres continentales de Colombia. *Caldasia* 43(2):247-260. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n2.85443>

ABSTRACT

Despite recent advances in the compilation of primary biodiversity data, biases in the quality and the accessibility of the information difficult the inference of biodiversity spatial patterns. We present the first systematic analysis on the spatial distribution of terrestrial wild mammal records for continental Colombia. By using multiple databases, we identified the geopolitical areas and ecoregions from the country with the biggest information gaps at the order level regarding the number of species recorded vs the number of expected species. In addition, we carried out a complementarity analysis to establish priority sampling areas that maximize the recording of mammal species in the country. Most orders (70 %) show representativeness lower than 50 % in at least 40 % of the departments y 60 % of the studied ecoregions. Also, we found that the temporal coverage in grids of 50 * 50 km tends to be below, with an average lower than four sampled years from 1950 to 2019. The complementary analysis shows several areas where sampling would maximize the record of new species at the national level. These areas include tropical forests of the Amazonian region in the limits between Caquetá and Amazonas, the Guyana region, as well as savanna ecosystems from Vichada, Casanare, and Arauca. We advocate for the definition of sampling prioritization schemes for both isolated and relatively unknown areas, as well as areas under high human pressure that could suffer from species losses in the short term.

Keywords. Biodiversity databases, GBIF, inventories, sampling completeness, spatial prioritization.

¹ Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Avenida Paseo Bolívar 16-20, Bogotá, D.C, Colombia.

² Centre for Biodiversity and Conservation Science, University of Queensland, Australia. felipesuarezca@gmail.com

³ Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, y Centro de Museos, Museo de Historia Natural, Universidad de Caldas, Manizales, Caldas, Colombia. hector.ramirez@ucaldas.edu.co

⁴ Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Avenida Paseo Bolívar 16-20, Bogotá, D.C, Colombia. elkalexno@gmail.com

⁵ National Audubon Society, Bogotá, Colombia. jorge.velasquez@audubon.org

⁶ Proyecto de Conservación de Aguas y Tierras, ProCAT Colombia, Bogotá, Colombia. jfgonzalezmaya@gmail.com

* The Nature Conservancy, Bogotá, Colombia. diego.lizcano@tnc.org

* Autor de correspondencia



RESUMEN

A pesar de los avances en la compilación de registros primarios de especies, sesgos en la calidad y accesibilidad a la información dificultan el estudio de patrones espaciales de biodiversidad. Este estudio presenta el primer análisis sistemático sobre los sesgos en la distribución temporal y espacial de registros de los mamíferos silvestres terrestres continentales de Colombia. Mediante el uso de bases de datos de acceso abierto, identificamos las áreas administrativas y las ecorregiones con los mayores vacíos de información a nivel de orden en cuanto al número de especies registradas con respecto al número de especies esperadas. Además, realizamos un análisis de complementariedad para establecer áreas prioritarias de muestreo que ayuden a disminuir sesgos en los patrones de registro de especies de mamíferos en Colombia. La mayoría de los órdenes (70 %) presentan una representatividad menor al 50 % en al menos 40 % de los departamentos y 60 % de las ecorregiones estudiadas. Además, encontramos que la cobertura temporal en celdas de 50 * 50 km tiende a ser baja, con un promedio inferior a los cuatro años desde 1950 hasta 2019. El análisis de complementariedad muestra que el registro de especies a nivel nacional se maximizaría en los bosques tropicales de la Amazonía en los límites entre el departamento del Caquetá y Amazonas, el escudo Guayanés en la región de la Orinoquia, además de los ecosistemas de sabanas del Vichada, Casanare y Arauca. Proponemos la definición de esquemas de priorización y muestreo sistemático tanto para áreas aisladas y poco conocidas, como para zonas de mayor presión antrópica que pueden sufrir pérdidas locales de especies a corto plazo.

Palabras clave. Bases de datos de biodiversidad, completitud de muestreo, GBIF, inventarios, priorización espacial.

INTRODUCCIÓN

Los datos primarios de biodiversidad (DPB) son observaciones particulares de especies en un lugar y tiempo determinado (Troia y McManamay 2016). En los últimos años, el acceso a este tipo de datos se ha incrementado debido a grandes esfuerzos para liberarlos a través de plataformas como “Global Biodiversity Information Facility” (GBIF), SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>), eBird (<https://ebird.org/home>), VertNet (<http://www.vertnet.org/>), entre otras. A pesar de los avances recientes en la compilación de los DPB, la heterogeneidad en la calidad de la información es un obstáculo recurrente para inferir patrones de biodiversidad a diferentes escalas (Rondinini *et al.* 2011, Troia y McManamay 2016). Diferentes autores han reportado sesgos en la distribución de datos espaciales de fauna y flora, especialmente en áreas altamente biodiversas (Amano y Sutherland 2013, Pimm *et al.* 2014, Amano *et al.* 2016). Adicionalmente, lugares con grandes vacíos de información a nivel espacial usualmente albergan especies y ecosistemas amenazados (Amano y Sutherland 2013). Estos sesgos dificultan la priorización de proyectos

de investigación, el mapeo de riesgos y la toma de decisiones sobre dónde se deben invertir recursos para proteger especies y ecosistemas (Ceballos *et al.* 2005). En este sentido, existe la necesidad de realizar análisis rigurosos que permitan identificar vacíos de información en los DPB que son utilizados en estudios de ecología y conservación (Troia y McManamay 2016).

Diferentes factores influyen la calidad y cantidad de los DPB. Sesgos relacionados con la obtención de los DPB están asociados con su ubicación geográfica (Meyer *et al.* 2015), el tipo de ecosistema (Peterson *et al.* 2010), el grupo de estudio (Chapman y McCaw 2017) y los criterios de los investigadores, quienes pueden ignorar ciertos registros dependiendo del objetivo de muestreo (Amano *et al.* 2016). Adicionalmente, pueden existir sesgos asociados a la disponibilidad de datos científicos a lo largo del tiempo (e.g. Gardner *et al.* 2014). La identificación de sesgos temporales de los DPB es fundamental, puesto que una buena cobertura temporal es necesaria para monitorear aspectos tales como las variaciones en los patrones de distribución de las especies con respecto a los cambios en las condicio-

nes ambientales (Boakes *et al.* 2010, Brummitt *et al.* 2015), así como para proveer una línea base sobre la riqueza de especies en áreas conservadas (Willis *et al.* 2007). Por lo tanto, los análisis sistemáticos sobre la distribución temporal y espacial de los DPB son importantes para obtener una visión holística del estado de la biodiversidad.

Nuestro conocimiento sobre los patrones de diversidad de los mamíferos colombianos es escaso, a pesar de ser un grupo con una alta diversidad a nivel global (Ceballos *et al.* 2005, Ramírez-Chaves *et al.* 2016a), y a que es particularmente vulnerable a presiones antrópicas (Davis *et al.* 2018). En Colombia, los DPB de mamíferos silvestres han aumentado progresivamente desde el año 2000, cuando se estableció la plataforma de Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia - SiB Colombia (nodo nacional de GBIF). A través de esta plataforma, se han liberado 8 318 941 registros de mamíferos (<https://www.gbif.org/>). Sin embargo, no hay estudios sistemáticos sobre cómo los esfuerzos de muestreo han contribuido a disminuir los sesgos espaciales en el conocimiento de los mamíferos del país. Además, hacen falta análisis que combinen información de vacíos de información sobre los patrones de diversidad y distribución de los mamíferos y los diferentes tipos de presiones antrópicas. Esto es particularmente relevante para el país, donde políticas en la última década están encaminadas a incrementar el desarrollo económico en áreas con baja presión antrópica, pero que cuentan con poco conocimiento sobre el estado de su diversidad (Andrade-C 2011).

En este trabajo presentamos un análisis sobre los patrones de distribución espacial y temporal de los DPB para los mamíferos de Colombia. Mediante el uso de bases de datos de biodiversidad, identificamos las áreas geopolíticas (i.e. departamentos) y las ecorregiones con los mayores vacíos de información a nivel de clase y de orden en cuanto al número de especies registradas con respecto al número de especies esperadas. Posteriormente identificamos las áreas con los mayores vacíos de información que sufren una mayor presión antrópica, con el fin de establecer prioridades de muestreo. Nuestro trabajo provee la primera síntesis sobre las fortalezas y debilidades de los DPB para mamíferos colombianos. Esperamos que estos datos ayuden a generar bases robustas no solo para priorizar la obtención de información sobre los patrones de la diversidad de especies en diferentes áreas, sino también para enfocar

esfuerzos científicos que ayuden a estudiar y proteger localidades y grupos específicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de registros de mamíferos de Colombia

Los datos de presencia para todas las especies de mamíferos terrestres registradas en Colombia se obtuvieron a partir de registros clasificados como especímenes de colecciones biológicas u Observaciones de máquina del portal “Global Biodiversity Information Facility” en enero 2020 (GBIF c2020). Los datos fueron filtrados usando el paquete `rgbif` (Chamberlain *et al.* c2017) por medio de la función `occ_search()`. Los términos utilizados para descargar los datos pueden ser consultados en el Material suplementario S1. Además, obtuvimos los registros a partir de una consulta directa al SiB Colombia (<https://sibcolombia.net/>). El SiB Colombia hace cortes trimestrales (datos usados corte 01 oct 2019) y aplica protocolos de validación y limpieza que consisten en identificar datos inconsistentes con respecto al nombre científico y la jerarquía taxonómica, así como la coincidencia entre los topónimos geográficos y las coordenadas (SiB Colombia c2019).

Los nombres científicos fueron estandarizados con base en los compendios taxonómicos más recientes para el país (i.e. Ramírez-Chaves *et al.* c2019). Para ello, primero filtramos todas las especies registradas en las bases de datos analizadas que no correspondían con los nombres de la lista de Ramírez-Chaves *et al.* (c2019). Posteriormente identificamos las especies que constituyen sinónimos de acuerdo con bibliografía especializada (Gardner 2008, Patton *et al.* 2015, Mammal Diversity Database c2020) y descartamos especies no nativas, combinaciones duplicadas de nombres científicos, localidad, coordenadas y fecha, así como especímenes con coordenadas que no se encontraban dentro de los límites continentales del país o que no podían ser asignados a un departamento y ecorregión específica. Los registros con coordenadas incompletas o erróneas fueron eliminados con el paquete `scrubr` (Chamberlain c2016) disponible en R versión 3.6.2 (R Team Development Core c2019). Este proceso arrojó 14 751 registros para 418 especies, de los cuales 1 545 (10,4 %) corresponden a registros de trampas cámara y 13 206 (89,6 %) a registros de especímenes depositados en colecciones biológicas. El número de registros, sin descartar coordenadas duplicadas por especie, correspondió a 77 603, de los cuales 63 668 (82,0 %) corresponden a

especímenes recolectados y 13 935 (18,0 %) a trampas cámara. Toda la rutina empleada para obtener los registros puede ser consultada en el [Material Suplementario S1](#).

Patrones temporales de muestreo y representatividad de especies a nivel nacional

Los patrones temporales de muestreo a nivel de orden fueron identificados siguiendo la metodología propuesta por Meyer *et al.* (2016). Para ello, calculamos la diferencia media entre el número de años que hay entre la fecha de un registro particular y el registro temporal adyacente más cercano para celdas de 50 * 50 km, en el periodo comprendido entre 1950 y 2019, el cual abarca el 89 % de los registros. Esta métrica tiene valores altamente negativos si la cobertura temporal es baja, ya que indica grandes intervalos de tiempo entre fechas de muestreo adyacentes. Adicionalmente, estimamos el tiempo desde que el último registro fue recolectado para cada especie por ecorregión y por departamento. Estos valores fueron promediados para cada orden. Con el fin de tener un indicador del esfuerzo de muestreo en diferentes años, graficamos la cantidad de registros por orden a lo largo del tiempo. Además, realizamos una curva de acumulación de especies para evidenciar patrones de acumulación de especies a nivel nacional en áreas de 50 * 50 km usando el paquete *vegan* (Oksanen *et al.* 2013), también disponible en R versión 3.6.2.

Cálculo de la representatividad de especies por departamento y ecorregión

Con el fin de identificar las especies de mamíferos esperadas por departamento y ecorregión, los polígonos de departamentos y ecorregión (Olson *et al.* 2001) fueron interceptados con los polígonos de distribución disponibles en el sitio web de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN c2019). Los nombres taxonómicos de los polígonos de la IUCN fueron estandarizados siguiendo la lista oficial de mamíferos de Colombia (Ramírez-Chaves *et al.* c2019) con el mismo protocolo descrito para la limpieza de los registros de bases de datos. En algunas ocasiones, los mapas de la IUCN no consideran la presencia de una especie en áreas con registros confirmados para el país. En estos casos, añadimos el departamento o la ecorregión correspondiente dentro del área de distribución esperada para la especie. En total obtuvimos información de la distribución para 438 especies de mamíferos terrestres, las cuales corresponden al 83 % de las especies terrestres reportadas por Ramírez-

Chaves *et al.* (c2019). En este proceso, nos aseguramos de que todas las especies con registros en las bases de datos consultadas (GBIF y SIB) contaran con información sobre los departamentos y las ecorregiones esperadas. Debido a que 22 especies con registros confirmados para Colombia no contaban con información disponible en los mapas de la IUCN, los departamentos y las ecorregiones esperadas fueron añadidos basados en una búsqueda de literatura especializada (e.g. Tavares *et al.* 2014, Patton *et al.* 2015, Chacón-Pacheco *et al.* 2018, Burgin *et al.* 2020). La representatividad del muestreo por ecorregión y departamento fue calculada como el porcentaje del número de especies esperadas que han sido registradas en la base de datos de mamíferos tanto en GBIF como en SIB Colombia. La clasificación de ecorregiones siguió la categorización de ecorregiones terrestres de Olson *et al.* (2001). Todos los análisis de representatividad fueron realizados a nivel de orden taxonómico.

Identificación de áreas prioritarias de muestreo

Con el fin de identificar áreas para realizar muestreos que maximicen el potencial de registrar nuevas especies, desarrollamos un modelo generalizado de disimilitud (GDM). Este modelo explica la disimilitud composicional entre pares de sitios a partir de diferencias en sus variables ambientales y la distancia geográfica entre los mismos (Ferrier *et al.* 2007). Dado que la adecuada estimación de la disimilitud composicional depende de la completitud del muestreo, para este análisis consideramos únicamente los datos de presencia de celdas de 5 km muestreadas al menos tres veces, con una completitud de muestreo de 75 % basado en el indicador no paramétrico Chao 2. La disimilitud entre todas las celdas muestreadas se estimó usando el índice de Jaccard. Para calcular la disimilitud ambiental entre sitios muestreados se emplearon datos de WorldClim 2 (Fick y Hijmans 2017) usando aquellas variables con una correlación de Pearson menor a 0,8 en el área de estudio (temperatura media anual, intervalo de temperaturas diurnas, isothermalidad, intervalo anual de temperatura, precipitación anual, precipitación del mes más seco y estacionalidad en la precipitación). El GDM se empleó para identificar los sitios que más complementarían el muestreo existente empleando el método de la p-mediana (Faith y Walker 1996), el cual identifica secuencialmente el sitio que más contribuye a disminuir la distancia promedio entre sitios muestreados y no muestreados. Todos los análisis se realizaron en el paquete de *WhereNext* de R (Velásquez-Tibatá c2019).

Una vez identificamos las áreas prioritarias de muestreo, usamos la capa de huella humana desarrollada por Correa Ayram *et al.* (2020) para identificar las áreas con los mayores vacíos de información que sufren una mayor presión antrópica. Luego de obtener la capa de complementariedad, excluimos todas las áreas urbanas usando la capa desarrollada por Liu *et al.* (2018). Adicionalmente, seleccionamos los píxeles de la capa de complementariedad con valores inferiores a 40 en la capa de huella humana (Correa Ayram *et al.* 2020), con el fin de identificar áreas con baja presión antrópica prioritarias para el muestreo.

RESULTADOS

Patrones temporales en el esfuerzo de muestreo y representatividad a nivel nacional

El esfuerzo de muestreo por año y por década no ha sido constante y la cantidad de registros se ha incrementado en campañas de muestreo llevadas a cabo en las décadas de los sesenta, ochenta y desde el 2016 (Fig. 1a). Además, la cobertura temporal en celdas de 50 * 50 km tiende a ser baja (Tabla 1). Para la mayoría de los órdenes, las celdas analizadas han sido muestreadas menos de cuatro años en promedio. Solo los órdenes Carnivora, Chiroptera, Didelphimorphia y Rodentia presentan celdas que han sido muestreadas al menos diez años, todas ellas en las regiones Andina y de la Orinoquia (Fig. S1). La diferencia media entre el número de

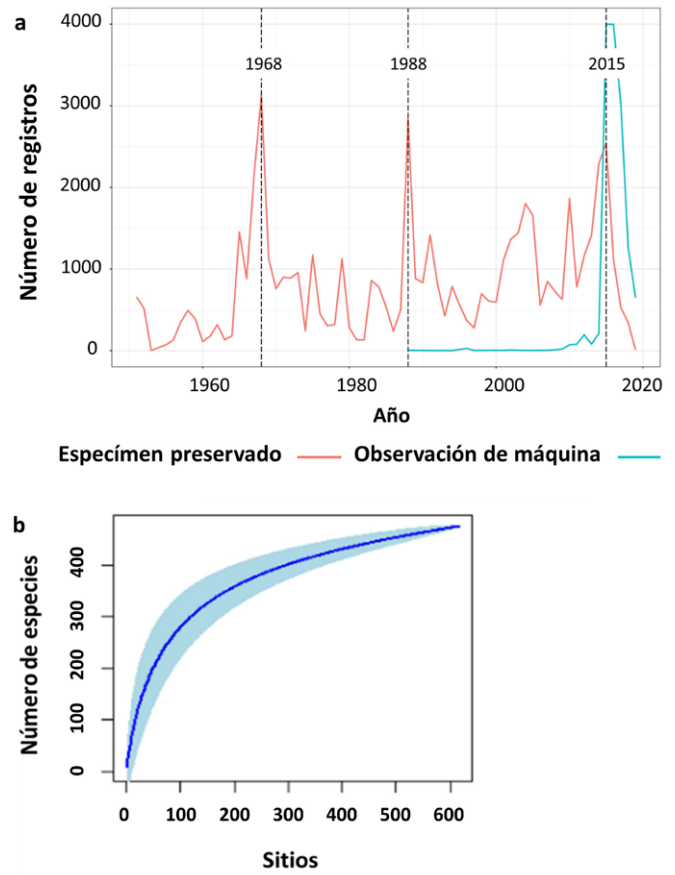


Figura 1. Patrones de representatividad y acumulación de registros de mamíferos terrestres continentales en Colombia **a.** Distribución temporal de registros por metodología utilizada durante el periodo 1950-2019 **b.** curva de acumulación de especies por sitio (celdas de 50 x 50 km).

Tabla 1. Número de registros por metodología de muestreo y cobertura temporal de muestreo para los órdenes de mamíferos terrestres continentales de Colombia. Registros únicos se refiere a registros no repetidos de especie, metodología, año y localidad; NPA = Número promedio de años muestreados para todas las celdas con presencia esperada por orden; NMA = Número máximo de años muestreados por celda; DMC = Diferencia media entre años consecutivos de muestreo para todas las celdas con presencia esperada por orden

| Orden | Observación de máquina | | | Especimen | | | Cobertura temporal por celda de 50 * 50 km | | |
|------------------|------------------------|-------|-------|------------------|--------|--------|--|-----|-------|
| | Registros únicos | SIB | GBIF | Registros únicos | SIB | GBIF | NPA | NMA | DMC |
| Artiodactyla | 118 | 408 | 424 | 134 | 144 | 254 | 1,29 | 6 | 2,72 |
| Carnivora | 486 | 1 142 | 1 440 | 307 | 259 | 357 | 1,73 | 16 | 4,83 |
| Chiroptera | 103 | 402 | 402 | 9 444 | 18 722 | 28 480 | 4,76 | 35 | 2,53 |
| Cingulata | 100 | 606 | 591 | 83 | 83 | 122 | 1,38 | 4 | 3,20 |
| Didelphimorphia | 124 | 377 | 445 | 484 | 713 | 957 | 2,30 | 17 | 7,42 |
| Eulipotyphla | - | - | - | 55 | 78 | 136 | 1,38 | 8 | 27,73 |
| Lagomorpha | 10 | 11 | 11 | 45 | 37 | 94 | 1,26 | 4 | 12,32 |
| Paucituberculata | - | - | - | 43 | 76 | 88 | 2,56 | 5 | 2,31 |
| Perissodactyla | 41 | 191 | 137 | 15 | 3 | 18 | 1,31 | 3 | 0,85 |
| Pilosa | 78 | 137 | 133 | 131 | 62 | 164 | 1,32 | 4 | 13,01 |
| Primates | 69 | 36 | 119 | 357 | 367 | 647 | 1,82 | 12 | 11,70 |
| Rodentia | 416 | 3 556 | 3 367 | 2 108 | 4 495 | 7 312 | 3,14 | 19 | 6,06 |
| Total | 1 545 | 6 866 | 7 069 | 13 206 | 25 039 | 38 629 | | | |

años comprendidos para registros de una misma celda es más alta en Eulipotyphla (27,73 años), mientras que es más baja en Perissodactyla. Este último orden presenta valores bajos de número promedio de años muestreados y número máximo de años muestreado por celda (Tabla 1).

Los órdenes con la mayor cantidad de registros comprenden aquellos con los valores más altos de riqueza de especies pequeñas. Chiroptera cuenta con la mayor cantidad de registros con combinación única de especie, localidad y fecha (n = 9 547), seguido por Rodentia con 2 554 (Tabla 1). En contraste, los órdenes con los menores registros comprenden especies de tamaño grande tales como Artiodactyla (n = 252) y Perissodactyla (n = 56), u órdenes que abarcan especies que habitan mayormente zonas andinas y altoandinas como Eulipotyphla (n = 55) y Paucituberculata (n = 43) (Tabla 1). La curva de acumulación de especies para toda la clase a nivel nacional no alcanzó una asíntota (Fig. 1b), lo que indica que el muestreo de la diversidad de mamíferos de Colombia es aún incompleto.

Distribución espacial de registros y representatividad por departamento y ecorregión

La representatividad de los registros de mamíferos terrestres de Colombia a nivel de departamento y ecorregión tiende a ser baja y altamente variable. Para departamentos, la representatividad promedio fue de 48 % (Tabla 2), mientras que para ecorregiones el promedio disminuyó a 42 % (Tabla 3). Existen claros sesgos espaciales en los patrones de recolección de información sobre la distribución de las especies de mamíferos terrestres en Colombia (Fig. 2). La mayoría de los datos provienen de la región Andina y Caribe. Los departamentos de Santander, Caldas, Tolima, Cundinamarca (Región Andina) y Meta (Orinoquia) mostraron los mayores valores de representatividad (> 60 %) mientras que los departamentos con los menores valores (< 30 %) corresponden a Guainía, Vaupés, Guaviare (Amazonia) y La Guajira (Caribe), seguidos por Atlántico, Cesar, Arauca, Amazonas y Nariño (30–35 %) (Tabla 1). No todas las regiones donde se concentran los asentamientos humanos en Colombia presentan altos

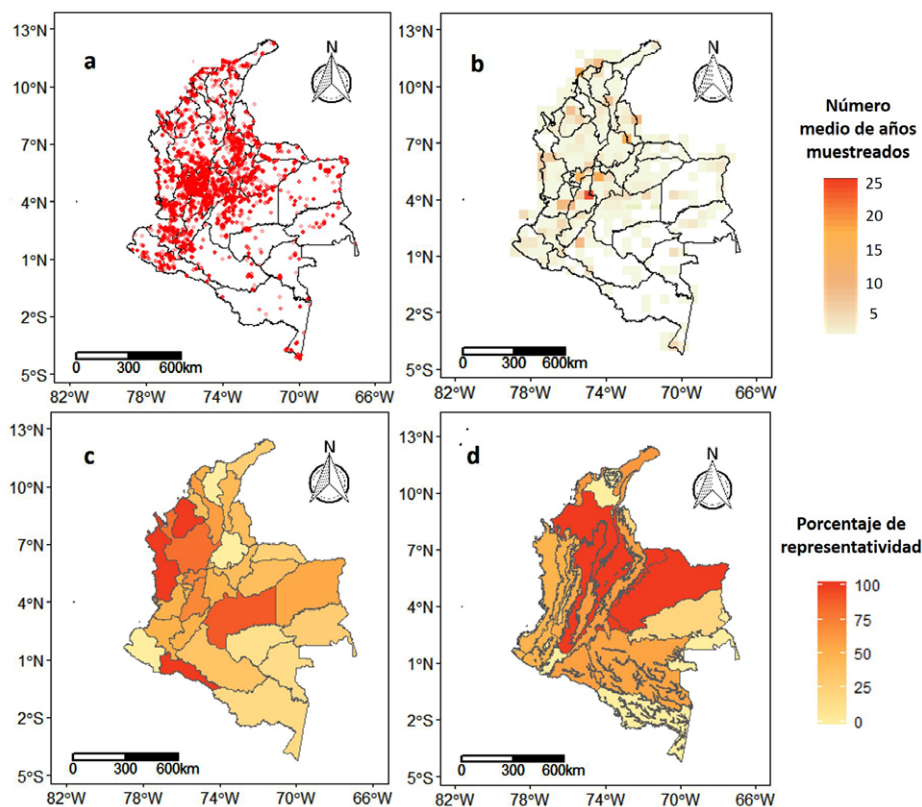


Figura 2. Patrones de representatividad espacial y temporal de registros de mamíferos terrestres continentales en Colombia. **a.** Distribución de registros de especímenes recolectados y trampas cámara (observaciones de máquina). **b.** Número medio de años con registros para todos los órdenes. **c.** Porcentaje de representatividad, basado en el número de especies registradas vs esperadas por departamento y **d** por ecorregión.

Tabla 2. Porcentaje de representatividad por departamento para las especies continentales de mamíferos terrestres presentes en Colombia. Los departamentos se encuentran organizados del menor al mayor porcentaje de representatividad.

| Departamento | No. especies registradas | No. especies esperadas | % |
|--------------------|--------------------------|------------------------|-------|
| Guainía | 31 | 181 | 17,13 |
| Vaupés | 36 | 185 | 19,46 |
| Guaviare | 52 | 187 | 27,81 |
| La Guajira | 52 | 184 | 28,26 |
| Atlántico | 45 | 144 | 31,25 |
| Arauca | 67 | 214 | 31,31 |
| Amazonas | 70 | 202 | 34,65 |
| Nariño | 88 | 253 | 34,78 |
| Cesar | 70 | 200 | 35,0 |
| Boyacá | 92 | 248 | 37,1 |
| Quindío | 68 | 178 | 38,2 |
| Sucre | 65 | 152 | 42,76 |
| Putumayo | 113 | 252 | 44,84 |
| Cauca | 126 | 277 | 45,49 |
| Caquetá | 121 | 266 | 45,49 |
| Norte de Santander | 104 | 220 | 47,27 |
| Risaralda | 102 | 203 | 50,25 |
| Vichada | 100 | 194 | 51,55 |
| Córdoba | 96 | 182 | 52,75 |
| Casanare | 126 | 229 | 55,02 |
| Bolívar | 100 | 181 | 55,25 |
| Huila | 139 | 242 | 57,44 |
| Magdalena | 98 | 170 | 57,65 |
| Antioquia | 152 | 247 | 61,54 |
| Valle del Cauca | 136 | 217 | 62,67 |
| Chocó | 135 | 215 | 62,79 |
| Cundinamarca | 163 | 259 | 62,93 |
| Tolima | 152 | 236 | 64,41 |
| Santander | 148 | 212 | 69,81 |
| Caldas | 159 | 204 | 77,94 |
| Meta | 222 | 267 | 83,15 |

valores de representatividad. Por ejemplo, varios departamentos como Boyacá, Cesar y Quindío tienen valores de representatividad menores al 40 %. Otros ejemplos incluyen los bosques húmedos al occidente de Ecuador en el departamento de Nariño, así como los bosques húmedos del Catatumbo en Norte de Santander, los cuales no alcanzan el 30 % de representatividad.

La variación en los patrones de representatividad por ecorregión es mayor. Aunque más del 50 % presenta una

representatividad menor al 50 % (por ejemplo, los Páramos de la Sierra Nevada de Santa Marta y las Planicies sedimentarias en el sur de la Amazonia), otras alcanzan niveles superiores al 85 % (Tabla 3). Las áreas con los mayores valores de representatividad tienden a presentarse en las tierras bajas de la región Andina y al Occidente de la región Caribe (Tabla 3, Fig. 2). Este es el caso de los Bosques del valle del Magdalena con valores superiores al 70 %, seguidos por Bosques Húmedos del Valle del Cauca (67,9 %), Arbustos Xerófilos de la Región Guajira-Barranquilla (66,5 %) y Bosques montanos de la cordillera Oriental (62,3 %). Una excepción a este patrón es la región de los Llanos de la Orinoquia, donde áreas de sabanas inundables y altillanuras cerca del piedemonte llanero tienen una muy alta representatividad. En contraste, bosques de tierra firme en las regiones de la Guyana y la Amazonía se encuentran pobremente representadas. Aunque algunos departamentos como el Meta muestran una alta representatividad para toda la clase, varias ecorregiones dentro de estos se encuentran pobremente estudiadas. Este es el caso de los Bosques Húmedos Transicionales entre la Orinoquia y la Amazonía en los límites con los departamentos de Guaviare, Caquetá y Vichada.

Los patrones espaciales de representatividad para toda la clase son similares a nivel de orden, con los mayores valores en departamentos y ecorregiones de la región Andina (Fig. 3, Material suplementario Figs. S2-S6). A nivel de ecorregión, la mayoría de los órdenes presentan una representatividad menor al 50 %, con los valores promedio más bajos para Carnivora (27,9 %). Adicionalmente, encontramos que una alta representatividad a nivel de ecorregión no se relaciona necesariamente con un adecuado muestreo por departamento. Este es el caso de Paucituberculata, un orden con una alta representatividad promedio por ecorregión (75 %), pero con una baja representatividad departamental (37 %; Fig. 3).

La representatividad no estuvo relacionada con el número de especies esperadas por orden. Por ejemplo, mientras algunos órdenes con pocas especies esperadas como Lagomorpha y Paucituberculata tienen altos valores de representatividad a nivel de ecorregión (68,9 y 75 % respectivamente), otros como Artiodactyla (37,3 %) y Perissodactyla (30,6 %), que cuentan con cerca de quince especies esperadas para el país, están pobremente representados a nivel de ecorregión y departamento (Fig. 3).

Tabla 3. Porcentaje de representatividad por ecorregión para las especies continentales de mamíferos terrestres presentes en Colombia. Las ecorregiones se encuentran organizadas del menor al mayor porcentaje de representatividad.

| Eco-región | No. especies registradas | No. especies esperadas | % |
|---|--------------------------|------------------------|-------|
| Páramos de la Sierra Nevada de Santa Marta | 8 | 158 | 5,06 |
| Varzea de Purus | 12 | 189 | 6,35 |
| Manglares del Pacífico | 17 | 146 | 11,64 |
| Varzea de Iquitos | 18 | 149 | 12,08 |
| Bosques húmedos del Japurá-Solimoes-Negro | 30 | 165 | 18,18 |
| Páramos del norte de los Andes | 63 | 317 | 19,87 |
| Bosques húmedos al occidente de Ecuador | 24 | 112 | 21,43 |
| Bosques montanos al oriente de Panamá | 33 | 152 | 21,71 |
| Bosques montanos de Santa Marta | 38 | 165 | 23,03 |
| Bosques húmedos del suroccidente del Amazonas | 33 | 140 | 23,57 |
| Bosques secos del Valle del Patía | 33 | 136 | 24,26 |
| Bosques húmedos del Japurá-Solimoes | 48 | 173 | 27,75 |
| Bosques húmedos del Catatumbo | 42 | 151 | 27,81 |
| Manglares del Caribe | 55 | 167 | 32,93 |
| Bosques reales montanos de la cordillera Oriental | 83 | 236 | 35,17 |
| Bosques secos del Valle del Sinú | 62 | 163 | 38,04 |
| Bosques húmedos de Negro-Branco | 67 | 165 | 40,61 |
| Bosques húmedos de Caquetá | 90 | 202 | 44,55 |
| Bosques húmedos de Napo | 102 | 205 | 49,76 |
| Bosques secos del Valle del Cauca | 79 | 158 | 50,00 |
| Bosques húmedos del Chocó-Darién | 122 | 208 | 58,65 |
| Bosques montanos del noroccidente andino | 160 | 263 | 60,84 |
| Bosques montanos de la cordillera Oriental | 187 | 300 | 62,33 |
| Arbustos xerófilos de Guajira-Barranquilla | 111 | 167 | 66,47 |
| Bosques montanos del Valle del Cauca | 165 | 243 | 67,90 |
| Bosques Secos del Valle del Magdalena | 129 | 167 | 77,25 |
| Bosques húmedos de Magdalena-Urabá | 144 | 174 | 82,76 |
| Bosques Montanos del Valle del Magdalena | 251 | 296 | 84,80 |
| Bosques Secos Apure-Villavicencio | 176 | 198 | 88,89 |
| Llanos | 182 | 183 | 99,45 |

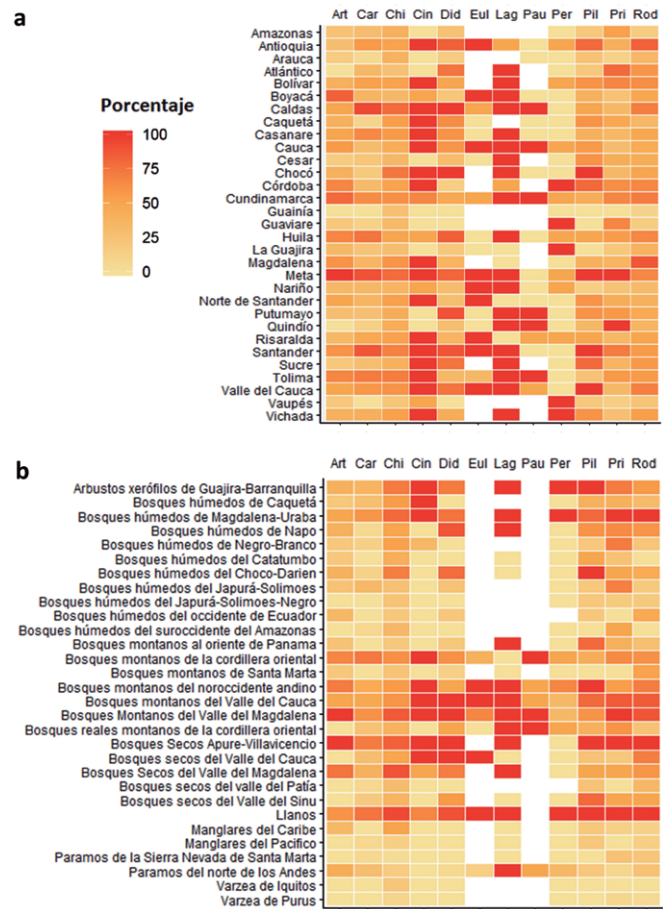


Figura 3. Representatividad del muestreo por **a** departamento y **b** ecorregión para los órdenes de mamíferos terrestres presentes en Colombia. La representatividad aumenta con la oscuridad del tono. Art= Artiodactyla, Car= Carnívora, Chi= Chiroptera, Cin= Cingulata, Did= Didelphimorphia, Eul= Eulipotyphla, Lag= Lagomorpha, Pau= Paucituberculata, Per= Perissodactyla, Pil= Pilosa, Rod= Rodentia.

Identificación de áreas prioritarias de muestreo

El análisis de complementariedad muestra que las zonas donde se maximizará el registro de especies se encuentran en los bosques tropicales de la Amazonía en los límites entre los departamentos del Caquetá y Amazonas, y el escudo Guayanés en la región de la Orinoquia (Fig. 4a). Así mismo, otras zonas prioritarias se encuentran distribuidas en una gran proporción de los bosques del departamento del Vaupés, las sabanas hiperestacionales y de altillanura plana en el departamento del Vichada, y las sabanas inundables de los departamentos de Casanare y Arauca. Aunque las áreas prioritarias con una alta presión antrópica tienden a presentar valores más bajos de complementariedad (Fig. 4b), nuestro análisis identifica áreas que incluyen bosques secos adyacentes a la Sierra Nevada de Santa Marta, así como los Bosques húmedos

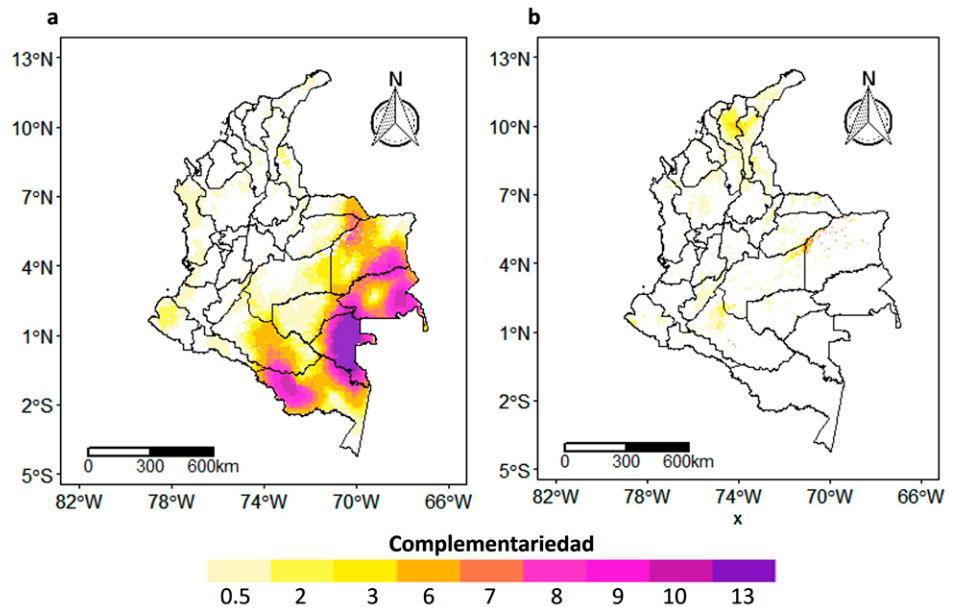


Figura 4. Análisis de complementariedad para la identificación de zonas prioritarias de muestreo de mamíferos continentales de Colombia. **a.** Áreas con baja huella humana. **b.** Áreas con una fuerte presión antrópica.

tropicales de la Amazonía en la región del Guaviare y la región de los Llanos en los límites entre los departamentos de Casanare, Vichada y Meta.

DISCUSIÓN

Este estudio presenta el primer análisis sistemático sobre los patrones de distribución de registros para los mamíferos silvestres de Colombia. A pesar de que existen esfuerzos importantes para incrementar el conocimiento sobre la diversidad de este grupo de fauna en el país (González-Maya *et al.* 2016, Ramírez-Chaves *et al.* 2016a,b, Morales-Martínez *et al.* 2018), los análisis demuestran que persisten vacíos importantes de conocimiento para la mayoría de órdenes y para regiones que son consideradas altos focos de biodiversidad. Este es el caso de los Páramos de la Sierra Nevada de Santa Marta, las Planicies sedimentarias del sur de la Amazonia y los Manglares del Pacífico. Aunque estudios previos han encontrado una fuerte correlación entre el número de especies registradas y las zonas de mayor influencia antrópica (Reddy y Dávalos 2003), la distribución espacial de los vacíos de información varía para diferentes órdenes y no se limita a regiones aisladas. En este sentido, aumentar la cobertura y representatividad de los DPB requiere análisis detallados de riesgo de transformación de paisaje donde existe una alta probabilidad de que ocurran procesos de extinción local.

Nuestros análisis muestran que no existe un incremento claro en el esfuerzo de muestreo a lo largo del tiempo. Los mayores esfuerzos recolección de mamíferos (Fig. 1a)

corresponden a picos producto de estudios de enfermedades zoonóticas en mamíferos silvestres durante las décadas de los 60 y 70, especialmente por parte de C. J. Marinkelle (González-Astudillo *et al.* 2016). El pico más reciente en los DPB de mamíferos corresponde al auge de las trampas cámara como método de muestreo. Además, la curva de acumulación de especies no alcanzó una asíntota (Fig. 1b), lo que demuestra que el muestreo de la diversidad de especies de mamíferos en Colombia es aún incompleto y que cabe la posibilidad de encontrar nuevas especies en áreas pobremente muestreadas. Estos resultados concuerdan con estudios previos que muestran que la tasa de incremento de registros en el GBIF para varios grupos de vertebrados es baja e incluso ha disminuido en regiones como el Neotrópico (Collen *et al.* 2008, Gardner *et al.* 2014, Amano *et al.* 2016). Resolver estos sesgos de información es prioritario para proveer evidencia robusta sobre variaciones de los patrones temporales y espaciales de la biodiversidad en Colombia.

Existe una alta heterogeneidad en los patrones de representatividad de los diferentes órdenes de mamíferos analizados. Aunque los órdenes que incluyen especies de pequeños mamíferos son los que presentan mayor representatividad espacial y temporal, nuestro análisis encontró vacíos para diferentes ecorregiones del país. Por ejemplo, las especies de Eulipotyphla que habitan las mayores elevaciones de los Andes, aún están escasamente representadas en colecciones (ver Gardner 2008, Noguera-Urbano *et al.* 2019). Una situación similar ocurre con las especies endémicas de pequeños mamíferos como roedores, marsupiales

y murciélagos, que en muchos casos abarcan especies conocidas por menos de cinco localidades (*e.g.* Suárez-Castro *et al.* 2017). Un ejemplo son las ocho especies endémicas de murciélagos registradas en Colombia, las cuales son conocidas en menos de 25 localidades (Ramírez-Chaves *et al.* 2020). Aunque algunos órdenes como Paucituberculata cuentan con especímenes recolectados para más del 75 % de las especies en todas las ecorregiones esperadas, el número de especímenes y la cobertura temporal es baja. Por lo tanto, los resultados muestran que una amplia cobertura espacial no se relaciona necesariamente con una representatividad alta en número de registros.

El tipo de metodología utilizada para registrar las especies, así como los patrones de riqueza, también ha influenciado los patrones de registro de especies. El mayor número de registros proviene de especies de murciélagos (Chiroptera) y roedores (Rodentia), los cuales abarcan la mayor riqueza en el país, con más de 130 cada uno (Ramírez-Chaves *et al.* 2019). Estos órdenes son generalmente registrados por medio de redes y trampas de captura viva, metodologías que son relativamente económicas y ampliamente utilizadas en inventarios rápidos. Además, el desarrollo de muestreos exhaustivos para la evaluación de patógenos de pequeños mamíferos, para los cuales se han analizado más de 60 000 muestras de Colombia (González-Astudillo *et al.* 2016), ha contribuido fuertemente a un mayor número de localidades muestreadas, especialmente de la región Andina y el Caribe. A pesar de estos esfuerzos, la representatividad de muestreo de órdenes de mamíferos que incluyen especies de tamaño pequeño es menor al 50 % en varias de las ecorregiones analizadas. Por otro lado, los órdenes de especies de tamaño grande como Artiodactyla y Perisodactyla, presentan los mayores vacíos de información, lo que se debe, en gran medida, a que el uso de trampas cámara para registrar estas especies es relativamente reciente.

El menor esfuerzo de muestreo ocurre generalmente en la zona cis-andina de Colombia, especialmente en el extremo oriental de la Orinoquía y la transición Orinoquía-Amazónica (departamentos Guainía y Vichada), así como en la región Amazónica (departamentos de Vaupés y Amazonas), en la frontera con Venezuela, Brasil y Perú. Por ello, varias especies, especialmente de pequeños mamíferos como Didelphimorphia, Chiroptera y Rodentia, cuya presencia ha sido detectada en dichos países (Tabla 4), carecen de registros verificados en Colombia (Gardner 2008, Patton *et al.* 2015, Burgin *et al.* 2020). Dada la cercanía de los

registros a la frontera con Colombia, y a que estas especies se encuentran en ecorregiones existentes en este último, es posible que más de 20 especies de pequeños mamíferos registradas en Brasil, Ecuador, Panamá y Perú se encuentren en Colombia en las áreas pobremente muestreadas (Gardner 2008, Patton *et al.* 2015, Tabla 4).

Es clara la necesidad de realizar esfuerzos sistemáticos para llenar los principales vacíos de conocimiento y disponibilidad de los DPB en Colombia. Nuestros resultados muestran que dichos esquemas deberán considerar tanto focos de biodiversidad en zonas aisladas, como también ecorregiones cercanas a asentamientos humanos con mayor presión antrópica que pueden sufrir extinciones locales a corto plazo. Debido a que los recursos para realizar inventarios son limitados, el uso de herramientas de ciencia ciudadana (Chandler *et al.* 2017), así como el análisis riguroso de datos producto de estudios de impacto ambiental, puede constituir una fuente importante de información en áreas bajo una fuerte presión antrópica. En este sentido, se necesita continuar con el fortalecimiento institucional para reportar y curar la información proveniente de múltiples fuentes.

La apropiación y liberación de los DPB en Colombia ha avanzado notablemente, y este hecho es visible en las cifras reportadas por GBIF, ya que, entre las diez publicaciones de registros de mamíferos de Colombia más notables, la mayoría provienen de instituciones del país (Instituto Humboldt, Universidad Nacional de Colombia, Universidad del Valle, Fundación Panthera Colombia, Universidad de Caldas y Corantioquia; GBIF 2020). Además, algunas áreas en el país ya cuentan con diagnósticos de conocimiento de mamíferos (IAvH 2020), así que el siguiente paso consiste en comparar los datos de estos reportes con los patrones reportados en este estudio para enfocar esfuerzos en nuevas áreas de muestreo.

Nuestro trabajo constituye el primer análisis sistemático de la distribución de los esfuerzos de muestreo y generación de DPB para los mamíferos en Colombia. La variada representatividad de especies y registros en las ecorregiones y unidades político-administrativas de Colombia, resalta la necesidad de priorizar evaluaciones ecológicas rápidas, el fortalecimiento de las colecciones biológicas y la liberación de información mediante bases de datos en línea. En la medida que mayor número de registros y de mayor calidad estén disponibles, se mejorarán considera-

Tabla 4. Especies de mamíferos terrestres con presencia probable en Colombia basados en registros confirmados en países limítrofes

| Especie | Países de registro | Regiones de Colombia con posible presencia |
|---|----------------------------------|--|
| Didelphimorphia | | |
| <i>Hyladelphys kalinowskii</i> (Hershkovitz, 1992) | Brasil, Perú | Amazonía |
| <i>Marmosops neblina</i> Gardner, 1990 | Brasil, Ecuador, Perú | Amazonía |
| <i>Marmosops invictus</i> Goldman, 1912 | Panamá | Chocó |
| <i>Marmosa murina</i> (Linnaeus, 1758) | Brasil, Ecuador, Perú, Venezuela | Amazonía, Orinoquía |
| Chiroptera | | |
| <i>Micronycteris brosetti</i> Simmons y Voss, 1998 | Brasil, Perú | Amazonía |
| <i>Lonchorhina inusitata</i> Handley y Ochoa, 1997 | Brasil, Venezuela | Amazonía |
| <i>Neonycteris pusilla</i> (Sanborn, 1949) | Brasil | Amazonía |
| <i>Platyrrhinus aurarius</i> (Handley y Ferris, 1972) | Venezuela | Orinoquía |
| <i>Platyrrhinus fusciventris</i> Velazco, Gardner y Patterson, 2010 | Brasil, Ecuador, Perú, Venezuela | Amazonía, Orinoquía |
| <i>Cynomops milleri</i> (Osgood, 1914) | Brasil, Perú, Venezuela | Amazonía, Orinoquía |
| <i>Eumops maurus</i> (O. Thomas, 1901) | Ecuador, Venezuela | Amazonía, Orinoquía |
| <i>Lasiurus castaneus</i> Handley, 1960 | Brasil, Panamá | Amazonía, Caribe, Chocó |
| Rodentia | | |
| <i>Neusticomys venezuelae</i> (Anthony, 1929) | Venezuela | Amazonía, Orinoquía |
| <i>Nyctomys sumichrasti</i> (Saussure, 1860) | Panamá | Chocó, Caribe |
| <i>Oecomys paricola</i> (Thomas, 1904) | Brasil, Perú | Amazonía |
| <i>Reithrodontomys darienensis</i> Pearson, 1939 | Panamá | Chocó |
| <i>Rheomys raptor</i> Goldman, 1912 | Panamá | Chocó |
| <i>Thomasomys taczanowskii</i> (Thomas, 1882) | Ecuador | Andes |
| <i>Thomasomys ucucha</i> Voss, 2003 | Ecuador | Andes |
| <i>Tylomys watsoni</i> Thomas, 1899 | Panamá | Chocó, Caribe |
| <i>Proechimys cuvieri</i> Petter, 1978 | Brasil, Ecuador, Perú, Venezuela | Amazonía, Orinoquía |
| <i>Proechimys steerei</i> Goldman, 1911 | Brasil, Perú | Amazonía |

blemente los esfuerzos de planificación, regulación y diseño de estrategias de conservación para la gestión adecuada de la biodiversidad en Colombia.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

AFSC y DL propusieron la idea de investigación. AFSC, EN y HERC obtuvieron y realizaron la limpieza de los datos utilizados. AFSC llevó a cabo los análisis espaciales. DL y JVT desarrollaron el análisis de complementariedad.

Todos los autores estuvieron involucrados en las discusiones metodológicas y aportaron en la escritura del documento final.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue desarrollado gracias al apoyo de una beca postdoctoral de COLCIENCIAS (convocatoria 848) para AFSC.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

LITERATURA CITADA

- Amano T, Lamming JDL, Sutherland WJ. 2016. Spatial Gaps in Global Biodiversity Information and the Role of Citizen Science. *BioScience* 66(5): 393-400. doi: <https://doi.org/10.1093/biosci/biw022>
- Amano T, Sutherland WJ. 2013. Four barriers to the global understanding of biodiversity conservation: wealth, language, geographical location and security. *Proc. R. Soc. B.* 280(1756): 20122649. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2649>
- Andrade-C MG. 2011. Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 35(137): 491-507.
- Boakes EH, McGowan PJK, Fuller RA, Chang-qing D, Clark NE, O'Connor K, Mace GM. 2010. Distorted Views of Biodiversity: Spatial and Temporal Bias in Species Occurrence Data. *PLOS Biol.* 8(6): e1000385. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000385>
- Brummitt N, Bachman SP, Aletrari E, Chadburn H, Griffiths-Lee J, Lutz M, Moat J, Rivers MC, Syfert MM, Nic Lughadha EM. 2015. The sampled Red List Index for plants, phase II: ground-truthing specimen-based conservation assessments. *Proc. R. Soc. B.* 370(1662): 20140015. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0015>
- Burgin CJ, Wilson DE, Mittermeier RA, Rylands AB, Lacher TE, Secrest W. 2020. Illustrated checklist of mammals of the World. Volume 1: Monotremata to Rodentia. Barcelona: Lynx Edicions.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Soberón J, Salazar I, Fay JP. 2005. Global Mammal Conservation: What Must We Manage? *Science.* 309(5734): 603-607. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1114015>
- Chacón-Pacheco JJ, Ballesteros-Correa J, Racero-Casarrubia J. 2018. Nuevos registros de *Pteronotus parnellii* (Chiroptera, Mormoopidae) en el departamento de Córdoba, Colombia. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. Univ. Caldas.* 22(1):121-127. doi: <http://dx.doi.org/10.17151/bccm.2018.22.1.11>.
- Chamberlain S. 2016. Scrubr: Clean biological occurrence records. Version 0.3.2 [Revisada: 01 ene 2020]. <https://cran.r-project.org/package=scrubr>
- Chamberlain S, Barve V, Mcglinn D, Oldoni D, Desmet P, Geffert L, Ram K. 2017. rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API. 0.9. 9. [Revisada en: 01 ene 2020]. <https://cran.r-project.org/web/packages/rgbif/index.html>
- Chandler M, See L, Copas K, Bonde AMZ, López BC, Danielson F, Legind JK, Masinde S, Miller-Rushing AJ, Newman G, Rosemartin A, Turak E. 2017. Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biol. Conserv.* 213(Part B): 280-294. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.004>
- Chapman TF, McCaw WL. 2017. Where to survey? Spatial biodiversity survey gap analysis: a multicriteria approach. *Pac. Conserv. Biol.* 23(2): 189-199. doi: <https://doi.org/10.1071/PC16030>
- Collen B, Ram M, Zamin T, McRae L. 2008. The Tropical Biodiversity. Data Gap: Addressing Disparity in Global Monitoring. *Trop. Conserv. Sci.* 1(2): 75-88. doi: <https://doi.org/10.1177%2F194008290800100202>
- Correa Ayram CA, Etter A, Díaz-Timoté J, Rodríguez Buriticá S, Ramírez W, Corzo G. 2020. Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems. *Ecol. Ind.* 117: 106630. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- Davis M, Faurby S, Svenning J-C. 2018. Mammal diversity will take millions of years to recover from the current biodiversity crisis. *Proc. R. Soc. B.* 115(44): 11262. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1804906115>
- Faith DP, Walker PA. 1996. Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity of sets of areas. *Biodiv. Conserv.* 5(4): 399-415. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00056387>
- Ferrier S, Manion G, Elith J, Richardson K. 2007. Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Divers. Distrib.* 13(3): 252-264. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00341.x>
- Fick SE, Hijmans RJ. 2017 May 15. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* doi: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- GBIF. 2020. Global Biodiversity Information Facility. [Revisada en: 13 Ene 2020]. <https://www.gbif.org>
- Gardner AL, editor. 2008. Mammals of South America. Volume 1. Chicago, USA: The University of Chicago Press.
- Gardner JL, Amano T, Sutherland WJ, Joseph L, Peters A. 2014. Are natural history collections coming to an end as time-series? *Front. Ecol. Environ.* 12(8): 436-438. doi: <https://doi.org/10.1890/14.WB.012>
- González-Astudillo V, Ramírez-Chaves HE, Henning J, Gillespie TR. 2016. Current knowledge of studies of pathogens in Colombian mammals. *MANTER: J. Parasite Biodiv. Occas. Pap.* 4(1):1-3. doi: <https://doi.org/10.13014/K2057CV6>
- González-Maya JF, Arias-Alzate A, Granados-Peña R, Manceira-Rodríguez NJ, Ceballos G. 2016. Environmental determinants and spatial mismatch of mammal diversity measures in Colombia. *Animal Biod. Conserv.* 39(1):77-87. doi: <https://doi.org/10.32800/abc.2016.39.0077>

- IUCN. c2019. The IUCN Red List of Threatened Species. (version 6.2). [Revisado en: 15 Ene 2020]. <https://www.iucnredlist.org/resources/spatial-data-download>
- [IAvH] Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. c2020. Convocatoria para la revisión del Borrador final de la Evaluación Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. [Revisado en: 20 feb 2020]. <http://humboldt.org.co/es/actualidad/item/1257-convocatoria-evaluacion-ipbes-colombia?fbclid=IwAR3krD-6ZYmHkSh5VO-Pu883NkohRJANPsBwb-WomswrIOaO1-hmRnCcqsos>
- Liu X, Hu G, Chen Y, Li X, Xu X, Li S, Pei S, Wang S. 2018. High-resolution multi-temporal mapping of global urban land using Landsat images based on the Google Earth Engine Platform. *Remote Sens. Environ.* 209: 227-239. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.055>
- Mammal Diversity Database. c2020. Mammal Diversity Database (Version 1.2). Zenodo. [Revisada en: 16 nov 2020]. <http://doi.org/10.5281/zenodo.4139818>
- Meyer C, Kreft H, Guralnick R, Jetz WJN. 2015. Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nat. Commun.* 6(1): 1-8. doi: <https://doi.org/10.1038/ncomms9221>
- Meyer C, Weigelt P, Kreft HJEL. 2016. Multidimensional biases, gaps and uncertainties in global plant occurrence information. *Ecol. Lett.* 19(8): 992-1006. doi: <https://doi.org/10.1111/ele.12624>
- Morales-Martínez DM, Rodríguez-Posada ME, Fernández-Rodríguez C, Calderón Capote MC, Gutiérrez Sanabria DR. 2018. Spatial variation of bat diversity between three floodplain-savanna ecosystems of the Colombian Llanos. *Therya* 9(1): 41-52. doi: <https://doi.org/10.12933/therya-18-537>
- Noguera-Urbano EA, Colmenares-Pinzón JE, Villota J, Rodríguez-Bolaños A, Ramírez-Chaves HE. 2019. Shrews (Cryptotis) of Colombia: What do we know about them? *Therya* 10(2):131-147. doi: <https://doi.org/10.12933/therya-19-760>
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'hara R, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner HJC. 2013. Package 'vegan'. 2(9): 1-295.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KS. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51(11): 933-938. doi: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.o.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.o.CO;2)
- Patton JL, Pardinas UFJ, D'Elia GD, editores. 2015. *Mammals of South America Volume 2. Rodents*. Chicago, USA: The University of Chicago Press.
- Peterson AT, Knapp S, Guralnick R, Soberón J, Holder MT. 2010. The big questions for biodiversity informatics. *Syst. Biodivers.* 8(2): 159-168. doi: <https://doi.org/10.1080/14772001003739369>
- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344(6187): 1246752. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- R Team Development Core. c2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Version 3.6.2 [Revisada en: 01 ene 2020] <https://www.R-project.org/>
- Ramírez-Chaves HE, Suárez-Castro AF, González-Maya JF. 2016a. Cambios recientes a la lista de los mamíferos de Colombia. *Mammal. Notes.* 3(1):1-9. doi: <https://doi.org/10.47603/manovol3n1.1-9>
- Ramírez-Chaves HE, Suárez-Castro AF, Morales-Martínez DM, Vallejo-Pareja MC. 2016b. Richness and distribution of porcupines (Erethizontidae: Coendou) from Colombia. *Mammalia.* 80(2):181-191. doi: <https://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0158>
- Ramírez-Chaves HE, Suárez Castro AF, SCMas, Zurc D, Concha Osbahr DC, Trujillo A, Noguera Urbano EA, Pantoja Peña GE, Rodríguez Posada ME, González Maya JF, Pérez Torres J, Mantilla Meluk H, López Castañeda C, Velásquez Valencia A, Zárrate Charry D. c2019. *Mamíferos de Colombia. Version 1.6. Sociedad Colombiana de Mastozoología*. [Revisada en: 29 Feb 2020] <https://doi.org/10.15472/kl1whs>
- Ramírez-Chaves HE, Noguera-Urbano EA, Morales-Martínez D, Zurc D, Vargas-Arboleda AF, Mantilla-Meluk H. 2020. Endemic bats (Mammalia: Chiroptera) of Colombia: State of knowledge, distribution, and conservation. *Univ. Sci.* 25(1): 55-94. doi: <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC25-1.ebmc>
- Reddy S, Dávalos LM. 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *J. Biogeogr.* 30(11): 1719-1727. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00946.x>
- Rondinini C, Marco MD, Chiozza F, Santulli G, Baisero D, Visconti P, Hoffmann M, Schipper J, Stuart SN, Tognelli MF, Amori G, Falcucci A, Maiorano L, Boitani L. 2011. Global habitat suitability models of terrestrial mammals. *Proc. R. Soc. Lond.* 366(1578): 2633-2641. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0113>
- SiB Colombia. c2019. Biodiversidad en Cifras 2019. Bogotá, CO.: SiB Colombia. [Revisado en: 18 Feb 2020]. <https://sibcolombia.net/biodiversidad-en-cifras-2019/>
- Suárez-Castro AF, Ramírez-Chaves HE, Velazco PM. 2017. *Lonchorhina marinkellei* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Mamm. Species.* 49(950):76-80. doi: <https://doi.org/10.1093/mspecies/sex008>
- Tavares VDC, Gardner AL, Ramírez-Chaves HE, Velazco PM. 2014. Systematics of *Vampyressa melissa* Thomas, 1926

(Chiroptera: Phyllostomidae), with Descriptions of Two New Species of *Vampyressa*. *Am. Mus. Novit.* 2014(3813):1-27. doi: <https://doi.org/10.1206/3813.1>

Troia MJ, McManamay RA. 2016. Filling in the GAPS: evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. *Ecol. Evol.* 6(14): 4654-4669. doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.2225>

Velásquez-Tibatá. c2019. Package WhereNext. [Revisada en: 21 feb 2020]. <https://rpubs.com/jivelasquezt/516782>

Walsh JC, Dicks LV, Sutherland WJ. 2015. The effect of scientific evidence on conservation practitioners' management decisions. *Conserv. Biol.* 29(1): 88-98. doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.12370>

Willis KJ, Araújo MB, Bennett KD, Figueroa-Rangel B, Froyd CA, Myers N. 2007. How can a knowledge of the past help to conserve the future? Biodiversity conservation and the relevance of long-term ecological studies. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Series B. Biol. Sci.* 362: 175-86.