



**Modelos de ocupación de hábitat del Bobito de Noanamá *Bucco noanamae* (Hellmayr, 1909)
(Aves: *Bucconidae*) como instrumentos para la formulación de estrategias de conservación
en el Urabá antioqueño en el 2024-1.**

Juan Camilo Úsuga Fuentes

Tesis de grado para otorgar el título de:

Ecólogo de Zonas Costeras

Tutor

Héctor Fabio Rivera Gutiérrez, Doctor (PhD) en Biología

Universidad de Antioquia

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Ecología de Zonas Costeras

Instituto Ciencias del Mar

Turbo

2024

Cita

(Úsuga-Fuentes, 2024)

Referencia

Estilo APA 7 (2020)

Úsuga-Fuentes J. C. (2024). *Modelos de ocupación de hábitat del Bobito de Noanamá *Bucco noanamae* (Hellmayr, 1909) (Aves: Bucconidae) como instrumentos para la formulación de estrategias de conservación en Urabá antioqueño en el 2024-1*. [Trabajo de grado profesional]. Universidad de Antioquia, Turbo, Colombia.



Biblioteca Sede Ciencias del Mar (Turbo)

Repositorio Institucional: <http://bibliotecadigital.udea.edu.co>

Universidad de Antioquia - www.udea.edu.co

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Antioquia ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por los derechos de autor y conexos.

Dedicatoria

Dedicado con amor a mi familia: Ely Johana Fuentes, Wilfer Francisco Úsuga C., José David Úsuga F., y Camila Andrea Úsuga F. Su apoyo incondicional ha guiado mi camino, antes, durante y después de mi formación profesional. Cada paso que he dado ha estado acompañado del amor y aliento, que me han dado la fuerza para seguir adelante. Gracias, infinitas gracias, por ser mi inspiración. Los amo más allá de las palabras.

Agradecimientos

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas e instituciones que contribuyeron significativamente a la realización de este trabajo académico. Agradezco especialmente al Sr. Dalmiro Panesso de la comunidad de la Playita-Puerto Cesar, a Doña Enilda Jiménez de la reserva Surikí, a José María Lugo de Nueva Colonia, al cabo primero Infante de la Armada Nacional de Turbo, y a Doña Rosalía y las hermanas Duque Naranjo del sector Simona del Mar.

Mi gratitud al profesor Héctor Fabio Rivera Gutiérrez por su invaluable orientación y apoyo durante este proceso. Agradezco también al grupo de investigación de Ecología y Evolución de Vertebrados-ECO EVO por proporcionar los recursos y el entorno necesarios para llevar a cabo este estudio, y en especial a Jeffry Betancur por su valioso aporte en el análisis estadístico. Agradezco profundamente a la comunidad de la Universidad de Antioquia. Los profesores, quienes fueron mis guías y educadores, me proporcionaron el conocimiento y la orientación necesarios para mi formación. Su dedicación y pasión por la enseñanza fueron fundamentales para mi desarrollo académico.

A los amigos y compañeros que conocí durante mi formación, agradezco su apoyo y compañía en los momentos desafiantes. Un agradecimiento especial a la familia Jaramillo Moreno por su apoyo invaluable, y en particular a Alejandra Ortiz Moreno, por estar a mi lado en los momentos cruciales de mi formación académica. Su amor y aliento constante fueron fundamentales para impulsarme a mejorar continuamente.

Finalmente, extendiendo mi gratitud a mi familia: a mi madre, mi padre, mis hermanos y mis mascotas, cuyo amor y compañía fueron pilares fundamentales en la construcción de mi profesionalismo. Su apoyo fue fundamental en este camino.

Tabla de contenido.

Resumen.....	8
Abstract.....	9
1. Planteamiento del problema.....	10
1.1. Antecedentes.....	11
1.2. Justificación.....	13
2. Objetivos.....	14
2.1. Objetivo general:.....	14
2.2. Objetivos específicos:.....	14
3. Hipótesis.....	15
4. Marco teórico.....	15
4.1. Monitoreo y modelos predictivos de la distribución de las especies-SDM.....	15
4.2. Limitación de los modelos SDM.....	16
4.3. Modelos de ocupación.....	17
4.4. Componentes de los modelos de ocupación.....	18
4.4.1. Covariables de ocupación.....	18
4.4.2. Detectabilidad.....	18
4.4.3. Covariables de detectabilidad.....	18
4.5. Factores ambientales.....	19
4.5.1. Abióticos.....	19
4.5.2. Bióticos.....	19
4.6. Bobito de Noanamá o <i>Bucco noanamae</i> (Hellmayr, 1909).....	20
5. Métodos.....	20
5.1. Área de estudio.....	22

5.2.	Caracterización ambiental.	23
5.3.	Censos.	24
5.4.	Análisis de datos.	24
6.	Resultados.	26
7.	Discusión.	31
7.1.	Medidas de Conservación.	32
8.	Conclusiones.	33
9.	Recomendaciones.	33
10.	Referencias.	35

Lista de figuras.

Figura 1. Mapa de sitios de muestreo.....	22
Figura 2. Delimitación de los puntos considerando una distancia mínima de 200 m.....	23
Figura 3. Representación de los censos a lo largo del transecto, nótese el diámetro del buffer o área de influencia que es de 50 m de diametro	24
Figura 4. Bondad de ajuste para el modelo Ψ (Atl_D + Bosque + Arb_M) ρ (.).	30
Figura 5. Bondad de ajuste para el modelo Ψ (Bosque) ρ (.).	30
Figura 6. Relación entre la probabilidad de ocupación (Ψ) del <i>Bucco noanamae</i> y la covariable de bosque.....	30
Figura 7. Punto 6, en el sitio “La armada”	¡Error! Marcador no definido.
Figura 8. Punto 1, en el sitio “Nueva Colonia”	¡Error! Marcador no definido.
Figura 9. Punto 6 en el sitio “Reserva Suriki”	¡Error! Marcador no definido.
Figura 10. Punto 4 en el sitio “Nueva Colonia”	¡Error! Marcador no definido.
Figura 11. Punto 3 en el sitio llamado “Puerto Cesar”	¡Error! Marcador no definido.
Figura 12. Punto 5 en el sitio llamado “Simona del mar”	¡Error! Marcador no definido.

Lista de tablas.

Tabla 1. Ejemplo de una matriz de ocupación. Registro de detección de una <i>sp</i> por sitios y repeticiones (R)	18
Tabla 2. Listado de covariables de ocupación y detección	25
Tabla 3. Selección del mejor modelo de detección según el Akaike Information Criterion (AICc) en orden descendente	27
Tabla 4. Resumen de los modelos de una sola temporada una sola especie seleccionados para estimar la ocupación del <i>Bucco noanamae</i>	28
Tabla 5. Coeficientes e interceptos estimados de ocupación y detección para los mejores modelos encontrados para <i>Bucco noanamae</i> (logit).....	29

Resumen.

La región de Urabá es una ecorregión con gran potencial en biodiversidad que en gran medida debido su ubicación influenciada por el nudo del paramillo, el Choco biogeográfico y la serranía del Baudo-Darién. La región cuenta con un registro oficial de más de 350 especies de aves. Entre ellas, *Bucco noanamae*, una especie endémica de interés para la conservación poco estudiada y amenazada por la destrucción de su hábitat. Este estudio se centró en identificar los factores ambientales que influyen en la ocupación de *Bucco noanamae* en el Urabá antioqueño durante el primer semestre de 2024 que puedan aportar información valiosa para la conservación de esta. Mediante el uso de modelos de ocupación de una temporada, se encontró que la cobertura forestal es un predictor clave de la ocupación de esta especie. Especialmente partir del 40% de cobertura boscosa. Estos resultados destacan la importancia de los bosques para la ocurrencia del *Bucco noanamae*. La investigación concluye que, ante la escasez de estudios previos sobre esta especie, es imperativo realizar investigaciones adicionales para desarrollar estrategias de conservación efectivas. Se recomienda la protección de áreas con alta cobertura forestal y la restauración de la conectividad en paisajes fragmentados como medidas cruciales para preservar *Bucco noanamae* y otras especies endémicas amenazadas en la región de Urabá. La implementación de estas acciones es esencial para garantizar la conservación a largo plazo de la biodiversidad local y los ecosistemas críticos de la región.

Palabras clave: Urabá antioqueño, especies endémicas, *Bucco noanamae*, modelos de ocupación, cobertura forestal, hábitat, y conservación.

Abstract.

The Urabá region is a biodiversity hotspot influenced by the Nudo del Paramillo, the Choco biogeographic region, and the Baudó-Darién Mountain range. This area is home to an official record of over 350 bird species, including *Bucco noanamae*, an endemic species of conservation concern that is understudied and threatened by habitat destruction. This study aimed to identify the environmental factors influencing the occupancy of *Bucco noanamae* in the Urabá region of Antioquia during the first half of 2024, providing valuable insights for its conservation. Using single-season occupancy models, it was found that forest cover is a key predictor of the species' occupancy, particularly in areas with over 40% forest cover. These findings underscore the importance of forests for the occurrence of *Bucco noanamae*. The study concludes that, given the lack of previous research on this species, further studies are imperative to develop effective conservation strategies. It is recommended to protect areas with high forest cover and restore connectivity in fragmented landscapes as crucial measures to preserve *Bucco noanamae* and other threatened endemic species in the Urabá region. Implementing these actions is essential for ensuring the long-term conservation of local biodiversity and the critical ecosystems in the region.

Keywords: Urabá antioqueño, endemic species, *Bucco noanamae*, occupancy models, forestal cover, habitat, y conservation.

1. Planteamiento del problema.

Colombia es uno de los países con mayor diversidad de avifauna en el mundo, con alrededor de 1,968 especies registradas (Echeverry-Galvis et al. 2022). Esta riqueza se distribuye en diversos hábitats, desde tierras bajas hasta montañas, alcanzando su pico en altitudes medias (1000 – 2500 msnm). Esto se debe a la combinación de factores como la disponibilidad recursos y hábitats en regiones biogeográficas como los Andes, el Chocó y la Amazonía (Kattan & Franco, 2004; Renjifo et al. 2013).

Sin embargo, esta diversidad biológica está bajo amenaza debido a la intensa presión antrópica, causada principalmente por la pérdida de hábitat (Renjifo et al. 2014). Según Renjifo et al. (2016), en Colombia se registran 140 especies de aves con algún grado de amenaza, afectadas por cambios en el uso de la tierra, la expansión de la industria ganadera y la urbanización. Estas actividades representan los principales factores de pérdida de diversidad biológica (International Union for Conservation of Nature, UICN, 2022), en regiones de alta riqueza específica como el Amazonas y el Chocó (Salas-Correa y Mancera-Rodríguez, 2018). Las aves son especialmente vulnerables a estas amenazas, debido a que causan alteraciones en sus poblaciones y reducen su capacidad de dispersión (Ocampo-Pañuela, 2014).

En términos de conservación, este impacto es aún más significativo en las especies endémicas, las cuales presentan distribuciones limitadas a zonas específicas del país. En Colombia, hay registradas 84 especies endémicas (Chaparro-Herrera et al. 2024), que, debido a su distribución restringida, consideran de particular interés para la conservación. Igualmente, existen algunas especies endémicas bajo amenaza. La presencia de estas especies está influenciada por características de su entorno y acciones antrópicas. Además, el desconocimiento sobre estas especies también representa un riesgo de extinción (Andrade, 2011). En esencia, las especies poco conocidas, podrían carecer de estrategias y metodologías adecuadas para su conservación, lo que podría llevarlas a estar más amenazadas o al borde de la extinción en el futuro.

La región de Urabá se presenta como un hotspot de diversidad de aves en el país, con más de 350 especies registradas (Bayly y Díaz-Bohórquez, 2014). Sin embargo, Urabá ha

experimentado profundas alteraciones ecosistémicas, como la contaminación y la deforestación de ecosistemas cruciales como los manglares (Blanco-Libreros, 2016), lo que ha impulsado el desplazamiento de especies. En la ecorregión de Urabá, el deterioro gradual de los ecosistemas cruciales y de las áreas de interés ambiental debido a la acción antrópica ha resultado en la desaparición de especies y ecosistemas (Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá, CORPOURABA, 2013). Aunque la región cuenta con 128,142 hectáreas de áreas protegidas, representando cerca del 0.2 % del total de áreas protegidas de Colombia (Sistema Regional de Áreas Protegidas, SIRAP, 2022), destinadas a la conservación, restauración y protección de servicios ecosistémicos (Londoño, 2019), las estrategias de conservación han estado centradas principalmente en la preservación de hábitats y la mitigación de la deforestación. Por lo tanto, se ha prestado menos atención al estudio detallado de especies amenazadas debido a la falta de conocimiento sobre ellas.

Entre especies de aves presentes en Urabá destacan especies endémicas como *Chrysuronia lillie*, *Psarocolius cassini* y *Bucco noanamae*. Estas especies, con rangos de distribución reducidos, se encuentran bajo diversos grados de amenaza: peligro crítico, vulnerable y casi amenazado, respectivamente (Mcmullan, 2023). En particular, *Bucco noanamae*, conocido como Bobito de Noanamá, enfrenta una situación preocupante debido a la pérdida de su hábitat (Bran-Castrillón et al. 2014). La falta de conocimiento sobre los factores que determinan su distribución, hábitos y comportamiento agrava aún más su situación (Botero et al. 2002; Renjifo et al. 2013). Por lo tanto, es crucial para la conservación de *Bucco noanamae* y otras especies endémicas identificar y comprender los factores ambientales que influyen en su distribución en la ecorregión del Urabá antioqueño. Este conocimiento permitirá el desarrollo de estrategias de conservación más efectivas. Así, la pregunta central de esta investigación es: ¿Qué factores ambientales explican de manera más efectiva la ocupación de *Bucco noanamae* en el Urabá antioqueño durante el primer semestre de 2024?

1.1. Antecedentes.

La investigación sobre la presencia y ausencia de aves ha sido una práctica común entre los ecólogos desde mediados del siglo XX. (e.g) Wiens et al. (1987) analizaron la ocupación de hábitats

por aves esteparias, utilizando un modelo de ocupación que no consideraba la detección imperfecta, es decir, la probabilidad incompleta de detectar la presencia de una especie, aunque esté presente en el sitio de muestreo (Royle & Dorazio, 2008). Esto planteaba ciertos sesgos y problemas metodológicos. Por otra parte, en la década de los 90, la ARMI (U.S. Geological Survey's Amphibian Research and Monitoring Initiative) estableció que era difícil estimar la abundancia de especies y los cambios en sus poblaciones en áreas extensas (MacKenzie et al. 2006). En su lugar, se propuso registrar la presencia y ausencia de especies en áreas más pequeñas dentro de áreas más grandes. Como resultado, se desarrollaron los primeros modelos de ocupación, que se dirigieron al monitoreo del Búho manchado (*Strix occidentalis*), una especie amenazada de gran importancia para la biología de la conservación en esa década, en Norteamérica (Gutiérrez, 2008).

Posteriormente MacKenzie et al. (2002) introdujeron el concepto de detección imperfecta como parte del análisis estadístico necesario para los modelos de ocupación. Lo que representó un importante ajuste a estos modelos (MacKenzie et al. 2003) y esto resultó en estimaciones más precisas y en su aplicación más frecuente en el monitoreo y conservación de la avifauna en Norteamérica (Kendall & Nichols, 2004; Studds & Marra, 2005; Hurlbert & White, 2007; De Wan et al. 2009; Perry et al. 2011; McClure et al. 2012; Furnas & Callas, 2015).

A finales de la primera década del 2000, los modelos de ocupación comenzaron a utilizarse en estudios en Centroamérica y el Caribe, incluyendo la evaluación de la ocupación de hábitats por una especie de halcón en peligro de extinción (Berry et al. 2010). Estos estudios fueron significativos ya que aplicaron por primera vez modelos de ocupación a especies amenazadas en estas regiones.

En Sudamérica, los avances más importantes se produjeron gracias a los estudios realizados por Castellón and Sieving (2006, 2007) en Chile, donde aplicaron modelos de ocupación a especies de aves endémicas y amenazadas. Posteriormente, Silva-Rodríguez et al. (2008) en Chile y Tejerina et al. (2022) en Argentina utilizaron modelos de ocupación para el monitoreo de aves de interés para la conservación. En cuanto a Colombia, destacan los estudios realizados por Rosselli and Stiles (2012), Sánchez-Clavijo et al. (2019), Betancur et al. (2020) y Botero-Delgadillo et al. (2022), que se basaron en especies de interés y endemismos.

A pesar de los avances en la investigación de avifauna en Colombia, aún existen especies que no han sido objeto de estudios exhaustivos utilizando modelos de ocupación. *Bucco noanamae*, es una de estas especies. Esta especie está catalogada como NT (Casi amenazado) A2c+4c; C2a(ii) (Renjifo et al. 2014). Lo que indica que su población enfrenta presiones significativas que podrían llevarla a una categoría de mayor amenaza en un futuro cercano.

Bucco noanamae ha sido objeto de diversas investigaciones, centradas principalmente en su estado de conservación y sus características biológicas. (Botero et al. 2002; Chaparro-Herrera et al. 2013; Renjifo et al. 2014; Renjifo et al. 2016; BirdLife International 2016; BirdLife International 2021; Chaparro-Herrera et al. 2024). Sin embargo, ninguna de esas investigaciones emplea modelos de ocupación sobre esta especie, no se expone claramente información acerca de los factores que determinan su distribución, hábitos y comportamiento en general. Debido a que aún se conoce poco sobre estos aspectos en esta especie es necesario realizar estudios detallados (Bran-Castrillón et al. 2014). Este conocimiento es esencial para desarrollar estrategias de conservación efectivas (Botero et al. 2002; Renjifo et al. 2013).

1.2. Justificación.

La acelerada pérdida de especies a nivel mundial es el resultado de diversas presiones ambientales, siendo la reducción de hábitat una de las más críticas (IUCN, 2022). Otros factores, como la degradación de ecosistemas, son evidentes en la deforestación de aproximadamente 3.182.876 hectáreas de bosque en Colombia entre 2001 y 2021 (MINAMBIENTE, 2022), lo que incrementa la presión sobre las especies y agrava las preocupaciones ambientales. Por ello, la conservación de la biodiversidad se ha convertido en una prioridad urgente (Arancio et al. 2001).

Para enfrentar esta problemática, el país ha implementado diversas estrategias de conservación, como el fortalecimiento del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), que ha consolidado 49.858.234,58 hectáreas en 1491 áreas protegidas (IUCN, 2022). Además, se han desarrollado estrategias de conservación tanto ex situ como in situ, junto con iniciativas de educación ambiental y planificación participativa con las comunidades (WWF, 2018), con el fin de mitigar el impacto humano en los ecosistemas.

Sin embargo, a pesar de estos esfuerzos a nivel general, es fundamental enfocar la atención en especies de interés para la conservación, particularmente en las que cuya ecología aún no se comprende completamente. En este sentido, la investigación sobre especies como el *Bucco noanamae*, una especie amenazada y de ecología poco conocida, se vuelve crucial para entender mejor sus necesidades y desarrollar estrategias de conservación más efectivas. Es imperativo que se dirijan más esfuerzos hacia el estudio de esta especie.

La presente investigación tiene como objetivo ampliar las herramientas disponibles para el monitoreo de especies de interés mediante modelos de ocupación en la ecorregión de Urabá. Así, se subraya la relevancia e importancia de llevar a cabo este trabajo.

2. Objetivos.

2.1. Objetivo general:

Identificar, a través de modelos de ocupación, los factores ambientales que pueden servir como elementos fundamentales para el diseño de estrategias de conservación destinadas al *Bucco noanamae* en la ecorregión del Urabá antioqueño.

2.2. Objetivos específicos:

Determinar los hábitats del *Bucco noanamae* en la región del Urabá mediante la evaluación de factores ambientales en cinco puntos de muestreo.

Caracterizar aspectos ecológicos, incluyendo comportamiento y hábitos por medio del monitoreo y censo de la especie, complementando así la comprensión de su relación con el entorno ambiental.

Identificar áreas prioritarias para la conservación del *Bucco noanamae* en la ecorregión del Urabá antioqueño basadas en la probabilidad de ocupación predicha por los modelos de ocupación.

3. Hipótesis.

Según la teoría del nicho de Hutchinson, si los factores ambientales determinan la presencia de *Bucco noanamae*, entonces aquellos que mejor predigan su ocupación podrán emplearse para desarrollar estrategias de conservación.

4. Marco teórico.

El modelado de hábitats de la vida silvestre es importante para el manejo ecológico efectivo de las especies (Ward et al. 2009). Se puede realizar mediante la implementación de modelos predictivos de distribución de las especies (SDM), que son considerados como un componente vital para los programas de conservación (Stevens & Conway, 2020). Entre estos modelos se encuentran los modelos de ocupación, que permiten caracterizar aspectos interespecíficos y evaluar la calidad de hábitats mediante la probabilidad de ocupación de una especie y realizar monitoreo de especies (Wood et al. 2021).

4.1. Monitoreo y modelos predictivos de la distribución de las especies-SDM.

El monitoreo de especies de interés es fundamental debido a la falta de información de alta calidad sobre dichas especies, lo cual puede obstaculizar los esfuerzos para informar las acciones de conservación (Botero-Delgadillo et al. 2022). Por lo tanto, el seguimiento o monitoreo se utiliza como herramienta para abordar las problemáticas de conservación (Callaghan et al. 2021). El monitoreo emplea algunas herramientas como los SDM, que en esencia consisten en utilizar información georreferenciada sobre la distribución de las especies, junto con datos ambientales que actúan como predictores, para elaborar funciones estadísticas con capacidad predictiva (Gil & Lobo, 2012).

Entre los más utilizados en ecología se encuentran los modelos de tolerancia ecológica, modelos de tipo correlativo y ordenamiento multivariante. En el primer grupo de modelos, se seleccionan rigurosamente parámetros ambientales de lugares donde la especie está presente y se establece una relación preliminar entre las covariables del lugar y la presencia o ausencia de una

especie. Estos modelos son generalmente analizados mediante sistemas de información geográfica-SIG (Seone & Bustamante, 2001). Entre los modelos de este tipo más comunes se encuentran los modelos de máxima entropía-MaxEnt.

Los modelos de tipo correlativo y ordenamiento multivariante intentan representar datos de presencia o abundancia mediante ecuaciones matemáticas, generalmente regresiones logísticas que utilizan variables binomiales para representar presencia y ausencia (1 y 0 respectivamente) (Seone & Bustamante, 2001). En estos modelos, se recopilan datos ambientales de hábitat y localización para evaluar la idoneidad de un hábitat para una especie (Royle & Nichols, 2003). Se incluyen los modelos de nicho ecológico, distribución y ocupación. Sin embargo, es importante destacar que cada uno de estos modelos se diferencia sustancialmente en términos metodológicos. (*e.g.*), el uso de datos de solo presencia hace menos confiable la interpretación de distribución o detección de una especie (Ward et al. 2009).

4.2. Limitación de los modelos SDM.

Los estudios de vida silvestre que suelen comprender los cambios o diferencias en la proporción de la distribución de las especies y los sitios ocupados por estas generalmente optan por el uso de datos de solo presencia. Este enfoque presenta un obstáculo, debido a que los datos de solo presencia condicionan la detectabilidad de las especies (Bailey & Adams, 2005; Martín-Piera & Lobo, 2003). Esto puede generar rangos de distribución sesgados y poco confiables. Además, ni los modelos de máxima entropía ni los de nicho ecológico utilizan datos de ausencia. Su utilidad radica en la comparación de las condiciones ambientales y del territorio (Gil & Lobo, 2012).

Para el caso de los modelos de distribución de especies convencionales, estos modelan la distribución potencial, es decir, una proporción conocida de distribuciones de especies, lo que resulta en subestimaciones de la distribución total. En estos modelos, la detectabilidad se atribuye erróneamente a la distribución de las especies (Kéry et al. 2010). Para evitar sesgos en los resultados de presencia/ausencia, es importante tener en cuenta la detectabilidad, que se puede calcular mediante la detección imperfecta (MacKenzie et al. 2006).

La consideración de detección imperfecta en los SDM se materializa en los modelos de ocupación. Estos modelos recolectan datos de detección/no detección y ofrecen un marco poderoso para hacer inferencias sobre distribuciones y ocupación de especies corregidas (Kéry et al. 2010). Esto contrasta con los modelos de nicho, distribución y máxima entropía, que no toman en cuenta la detección imperfecta, haciendo a los modelos de ocupación óptimos para el monitoreo de fauna.

4.3. Modelos de ocupación.

Es un tipo de modelos de naturaleza jerárquica, con los que se puede estimar la probabilidad de hallar una especie en un área determinada. A esto se le conoce como probabilidad de ocupación (Ψ). Este modelo cuenta con una serie de componentes, entre los que se encuentra: la probabilidad de detección (p) y el historial de detección (hi), donde $\Psi = hi$. El historial de detección se encuentra descrito por la detección (p) obtenida en los puntos de muestreo (i). Cabe resaltar que cuando la detectabilidad es cero, esta se describe como $(1 - P)$ o $(1 - \Psi)$. Otros componentes de la ocupación son: el número de visitas (j) y los sitios de muestreo (s) (MacKenzie et al. 2006).

Por ejemplo, la probabilidad de ocupación para un Sitio 1 está descrita como:

$$\Psi(S_1) = (0,0,0,1) = hi$$

al mismo tiempo hi se describe como: $(1 - P_{i1})(1 - P_{i2})(1 - P_{i3})P_{i4}$

La aplicación de este tipo de modelos varía según la escala espacial empleada, en relación con un sitio de acción de la especie de interés. La probabilidad de ocupación puede interpretarse como la distribución, ocupación, uso de hábitat y abundancia, lo que permite modelar la heterogeneidad entre sitios y/o visitas a partir de covariables o factores ambientales (Isasi-Catalá et al. 2016; MacKenzie et al. 2006). Los modelos de ocupación producen estimaciones imparciales de ocupación a través de la recopilación de información de detección/no detección. Para ello, se deben establecer sitios que deben ser visitados en varias ocasiones.

Tabla 1. Ejemplo de una matriz de ocupación. Registro de detección de una sp por sitios y repeticiones (R).

	R1	R2	R3	R4
Sitio 1	0	0	0	1
Sitio 2	1	0	1	0
Sitio 3	0	0	1	1
Sitio n	1	0	1	1

↓
Historial de detección

4.4. Componentes de los modelos de ocupación.

4.4.1. Covariables de ocupación.

Hacen referencia a una serie de factores ambientales que explican la probabilidad de ocupación y están ligadas a los procesos ecológicos de la especie (Royle & Nichols, 2003).

4.4.2. Detectabilidad.

Se define como la probabilidad de registrar una especie en un sitio determinado, denotada como (p) (Kéry & Schmidt, 2008). La detectabilidad puede variar según las condiciones ambientales o la rareza de una especie, lo que puede generar confusión (Kellner & Swihart, 2014).

4.4.3. Covariables de detectabilidad.

Son aquellas que no están vinculadas a la ecología del de una especie *per se*, sino que afectan el proceso observacional del muestreo. (e.g) Si la especie fue registrada mediante el canto

o la observación, la hora del registro, así como la distancia aproximada a la que ocurrió el registro. Es importante destacar que estas variables predicen la detectabilidad y no la ocupación.

Para aplicar el modelaje de hábitats de manera efectiva, es necesario llevar a cabo una caracterización biológica del sitio de interés. Esto implica definir una serie de características físicas del lugar, lo que incluye una descripción detallada de los factores ambientales presentes. Además, es crucial considerar el concepto de nicho ecológico, que se refiere al conjunto de condiciones bajo las cuales una especie puede sobrevivir y reproducirse en su entorno. Así, al analizar tanto los factores ambientales como el nicho ecológico, podemos comprender mejor la relación entre las características del hábitat y la distribución de las especies.

4.5. Factores ambientales.

Los componentes y características del medio ambiente son fundamentales para el crecimiento y reproducción de las especies, y se dividen en dos tipos principales:

4.5.1. Abióticos.

Estos son los componentes físicos del medio, que incluyen elementos climáticos como la insolación, la temperatura y la precipitación, así como la composición del suelo y del agua, la altitud, la latitud y la presencia de protección y sitios de cría. Cuando estos factores coinciden con las condiciones óptimas para un ser vivo, este despliega el máximo de su actividad. Por el contrario, cuando no se adaptan a sus requisitos, pueden producirse efectos perjudiciales para su vida (Schlegel Sachs, 1996).

4.5.2. Bióticos.

Estos se refieren a las relaciones entre los seres vivos y cómo influyen en las posibilidades de vida de una determinada planta o animal. Estos factores ambientales incluyen animales, plantas y microorganismos, y pueden involucrar competencia por recursos y simbiosis. (*e.g.*, las plantas

dependen de los animales que consumen sus frutos y los que contribuyen a la polinización para fines reproductivos (Schlegel Sachs, 1996).

Basado en estos conceptos, queda claro que los factores ambientales son determinantes para la existencia de un ser vivo en un lugar específico, y tienen implicaciones directas en la conservación (Granadeiro et al. 2007).

4.6. Bobito de Noanamá o *Bucco noanamae* (Hellmayr, 1909).

El *Bucco noanamae* es un ave perteneciente al orden Galbuliforme, familia Bucconidae y género *Bucco*. Fue originalmente descrito como *Nystactes noanamae* por Hellmayr en 1909, pero su nombre fue cambiado a *Bucco noanamae* ese mismo año (ITIS et al. 2022), el cual ha sido aceptado hasta la actualidad. Esta especie hace parte de las 84 especies de aves endémicas de Colombia (Chaparro-Herrera et al. 2024). Su distribución se extiende desde las inmediaciones del río San Juan en Chocó hasta las bocas del Atrato en el Urabá antioqueño (Chaparro-Herrera et al. 2013).

Esta especie habita el halo bioma presente en el Chocó biogeográfico. Generalmente se encuentra en bosques húmedos tropicales y bosques secundarios entre los 0 y 300 metros sobre el nivel del mar (msnm) (Arroyerbe-Quiñones, 2022; McMullan, 2023). No se ha descrito como una especie migratoria (Cárdenas et al. 2020). Su estado de conservación es casi amenazado (NT), principalmente debido a la extracción forestal intensiva, los cultivos extensivos y la ganadería (Rengifo et al. 2014). Debido a que los estudios enfocados en esta especie son escasos, se considera poco descrita (Bran-Castrillón et al. 2014).

5. Métodos.

La subregión de Urabá está ubicada al noroccidente de los departamentos de Choco y Antioquia, se encuentra compuesta por 11 municipios antioqueños y 5 chocoanos. En términos de extensión, cuenta 11.664 km². Representa la zona costera del departamento de Antioquia ubicada en el suroccidente del mar caribe, y la salida al mar caribe del departamento de Choco. En esta

región se ubica el Golfo de Urabá (El Consejo Territorial de Planeación de Antioquia, CTPA, 2022), el cual se extiende desde Punta Arenas al norte de la costa oriental hasta Cabo Tiburón en zona limítrofe con Panamá en la costa occidental. El clima de esta región se caracteriza por presentar un periodo seco que va desde diciembre hasta abril y un periodo húmedo que va desde mayo hasta noviembre (Chevillot et al. 1993). La temperatura media fluctúa entre 26 y 28°C. La humedad relativa es ampliamente influenciada por la masa oceánica y permanece poco variable a lo largo del año, con valores promedios mensuales entre 83 y 86 % (CORPOURABA et al. 2003).

En la región prevalecen bosques húmedos tropicales, bosques pluviales, bosques montano y bosque de manglar, sin embargo, las condiciones de bosque primario son casi inexistentes debido a las más de 34 mil ha de cultivos presentes (Blanco, 2018). En términos de alta productividad ecosistémica, resaltan los bosques de manglar (Londoño, 2019). Estos bosques se encuentran a lo largo de la planicie costera y presentan una extensión de aproximadamente 4.750 ha (Blanco-Libreros et al. 2015) lo que los convierte en los ecosistemas más extensos y significativos. Otros ecosistemas presentes en la región son los humedales, pastizales y las zonas inundables muchas de ellas ubicadas en los principales afluentes de la región, tales como el río Atrato en donde ocupan una extensión de 96 mil ha, también sobre las cuenca de los ríos León (costado oriental) y Suriquí (costado occidental) (Vanzella-Khoury, 1998). Esta región representa el 31 % de los registros históricos de *Bucco noanamae* en Colombia que reposan en el GBIF, donde el 98 % concentrados en el municipio de Turbo principalmente en inmediaciones a bocas del Atrato, occidente del Golfo de Urabá (GBIF, 2023).

El río Atrato es el afluente con mayor influencia en las aguas del Golfo de Urabá. Este desemboca en Bocas del Atrato, se estima que el aporte de sedimentos es de 11.3×10^6 ton año⁻¹ (Aguirre Ramírez, 2016) donde se forma una importante pluma que conforman un ecosistema estuarino (Arango-Sánchez et al. 2019). No obstante, el Golfo también recibe aportes de los ríos Currulao, Turbo, León, río Suriquí entre otros. A lo largo de estas cuencas se encuentran inmensas extensiones de cultivos de banano que representan más de 60 % de la actividad económica de la región (Blanco, 2018).

5.1. Área de estudio.

Este estudio se llevó a cabo entre marzo y abril de 2024 en cinco lugares de muestreo en la región del Urabá Antioqueño: Puerto Cesar, Nueva Colonia, Reserva Surikí, La Armada Nacional y Simona del Mar (costado oriental del Golfo de Urabá). Se seleccionaron estos lugares considerando la variabilidad ambiental (tipo de bosque o vegetación asociada y presencia de edificaciones o urbes), la probabilidad de presencia según datos de eBird y la accesibilidad. Cada lugar se visitó durante al menos 5 días. Para esto se establecieron 8 puntos de censo georreferenciados en cada lugar, cada uno ubicado a una distancia igual o superior a 200 metros del punto siguiente a lo largo de un transecto de aproximadamente 1.400 m (Fig. 2). Cada punto se visitó una vez durante 15 minutos en jornadas que empezaron desde las 6:00 am y se extendieron hasta 10:00 am como máximo. Se mantuvo la distribución aleatoria de los puntos, así como la repetición de las visitas, con el fin de reducir el sesgo experimental y obtener datos confiables para el análisis.

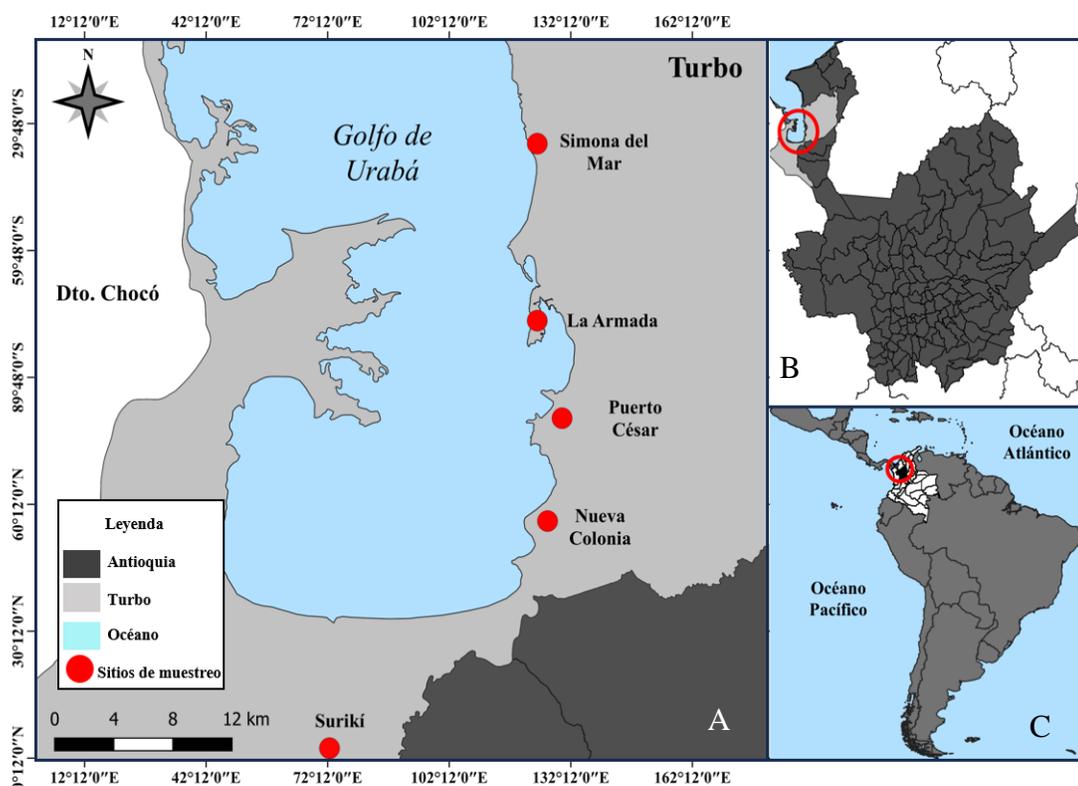


Figura 1. Mapa de sitios de muestreo. (A) mapa del municipio de Turbo con los sitios de muestreo (puntos rojos); (B) mapa general del departamento de Antioquia y parte del territorio colombiano (se resalta el

Golfo de Urabá en un círculo rojo); (C) sección del centro y sur de América, donde se resalta el departamento de Antioquia con un círculo rojo.

5.2. Caracterización ambiental.

Esta fue la primera actividad realizada en los puntos de muestreo. Se hizo con el fin de establecer las variables ambientales que influyen en la ocupación. Esta actividad se dividió en dos fases, una de sistemas de información geográfica-SIG y una en campo. En la fase de SIG, Utilizando un buffer de 50 metros de diámetro alrededor de cada punto de muestreo, se recopilaban datos ambientales de distintas fuentes de sensores remotos. Se empleó Sentinel-2 Land Cover Explorer (Esri y Impact Observatory s.f) para extraer datos de cobertura vegetal (%) y el índice de vegetación normalizada (NDVI). Del portal Earthdata, se obtuvieron datos de huella humana (Venter et al. 2018). En la base de datos EarthEnv, se extrajeron datos de heterogeneidad de hábitat y cobertura terrestre consensuada mundial (Tuanmu y Jetz, 2015). Finalmente, de la base de datos WorldClim, se obtuvieron 19 variables bioclimáticas (Fick & Hijmans, 2017). Estos datos se descargaron en formato GeoTiff y procesaron en el programa Qgis v 3.80.0 ©. Posteriormente, se evaluaron a priori con un análisis exploratorio de datos en los programas Excel © y R © con la finalidad de conocer la variabilidad de los mismo en todos los sitios y decidir si estarían presentes en los análisis posteriores (Tabla 2).

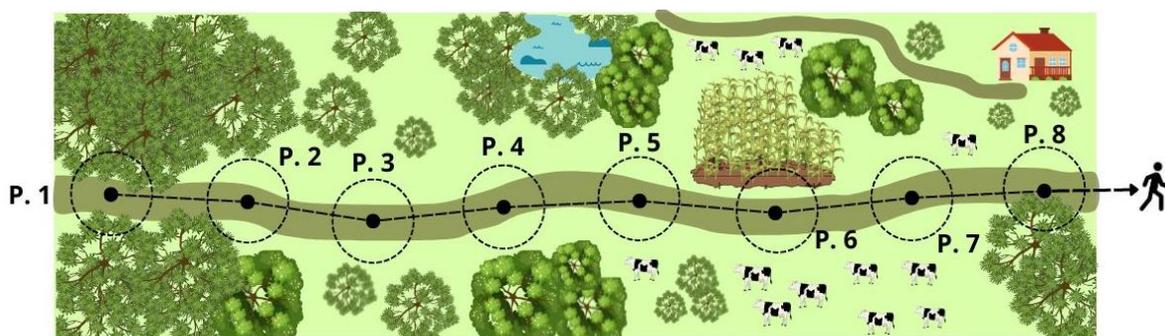


Figura 2. Delimitación de los puntos considerando una distancia mínima de 200 m, nótese que la ruta en línea punteada representa un camino sinuoso a lo largo de un gradiente en el paisaje. Así mismo la disposición de los puntos en el transecto y los buffers de 50 m alrededor de cada punto.

En la fase de campo, se obtuvieron datos *in situ* de las siguientes covariables de ocupación: tipo de cobertura forestal, especies arbóreas más abundantes; distancia a cuerpos de agua continental, distancia al mar, altura sobre el nivel del mar y distancia a centros urbanos, cantidad de infraestructura humana entre otras. Esto se realizó una única vez por sitio y tomó 15 a 30 minutos.

5.3. Censos.

Se realizaron mediante la observación o registro auditivo de la especie. Para el registro visual se emplearon binoculares Megrezo 10×42. Para el registro auditivo se utilizó una grabadora de smartphone. Cada censo tuvo una duración de 15 a 20 minutos por punto; y se tuvieron en cuenta covariables de detección como: condiciones climáticas el momento del muestreo (tiempo), tipo de detección (auditiva o visual), distancia estimada del individuo registrado, localidad, hora y actividad de la avifauna al momento del muestreo.

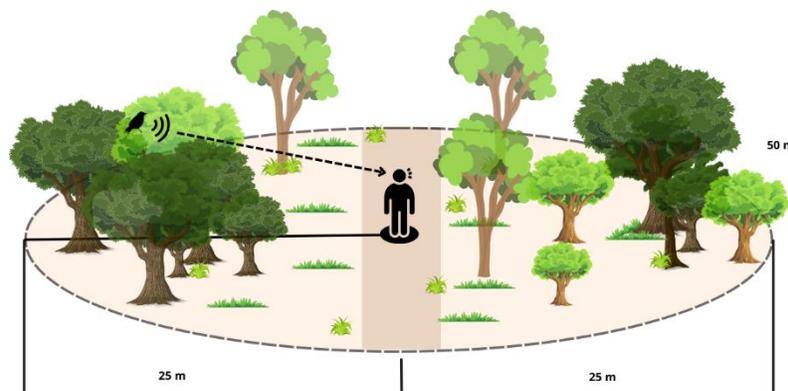


Figura 3. Representación de los censos a lo largo del transecto, nótese el diámetro del buffer o área de influencia que es de 50 m de diámetro.

5.4. Análisis de datos.

Para el presente trabajo se emplearon modelos de ocupación de una especie y una temporada (Mackenzie et al. 2002), con un enfoque de máxima verosimilitud basado en datos de presencia y ausencia (1 = presencia, 0 = ausencia). Inicialmente, se examinaron 28 covariables, 22 de

ocupación, y seis de detección (Tabla 2). A las cuales se les realizó un análisis exploratorio de varianza y posteriormente una prueba de correlación de Pearson. Las covariables fuertemente correlacionadas ($r > 0.7$) (Agresti & Finlay, 2008), se descartaron y fueron reemplazadas. Este análisis arrojó ocho covariables de ocupación y cuatro de detección que fueron seleccionadas como candidatas: *Atl_D* (altura de dosel), *Arboles_mix_C* (cobertura de árboles mixtos), *D_Mar* (distancia al mar), *Bosque* (cobertura de bosque), *NDVI*, *Huella* (índice de huella humana), *D_qr* (distancia a quebradas), *Termiteros* (presencia y ausencia de termiteros).

En el caso de las covariables de detección fueron *Hora* (hora de la visita a cada punto), *T_det* (tipo de detección), *Actividad* (actividad de la avifauna en el momento de la visita) y *D_det* (distancia estimada de registro) respectivamente. Sin embargo, para el caso de las covariables de detección, solo las dos primeras convergieron en el modelo. Estos datos fueron analizados en el software estadístico R v 4.4.1 ® mediante el paquete “Unmarked” (Fiske & Chandler, 2011).

Tabla 2. Listado de covariables de ocupación y detección. Los asteriscos (*) hacen referencia a las covariables seleccionadas para cada uno de los modelos después del pretratamiento de los datos.

Covs_ocupación		Covs_detección
<i>Heterogeneidad_Shannon_C</i>	<i>Cobertura_Bosque*</i>	<i>Actividad_avifauna*</i>
<i>Arboles_mix_C*</i>	<i>Cen_Ur_prox</i>	<i>Distan_Deteccion*</i>
<i>Altura_dosel*</i>	<i>Cantidad_coberturas_s</i>	<i>Hora*</i>
<i>Heterogeneidad_Simpson_C</i>	<i>Area_pasto</i>	<i>Localidad</i>
<i>Dist_quebradas*</i>	<i>Area_cultivo</i>	<i>Tiempo</i>
<i>Cultivos</i>	<i>Area_const</i>	<i>Tipo_deteccion*</i>
<i>Termiteros*</i>	<i>Dist_const</i>	
<i>NDVI_Pixel*</i>	<i>Dist_antropica</i>	
<i>Hue_humana_mundo</i>	<i>Dist_agua_continental</i>	
<i>Hue_humana_Col*</i>	<i>Const_urbanas</i>	
<i>Elevacion</i>	<i>Dist_mar*</i>	

Se seleccionaron los mejores modelos según el criterio AICc y posteriormente se evaluó la bondad de ajuste para cada uno (sobredispersión) utilizando el estadístico de Pearson como una prueba de bondad de ajuste con 1000 muestras bootstrap paramétricas usando la función *mb.gof.test* del paquete *AICcmodavg* (Mackenzie & Bailey, 2004) (Fig.4 y 5). Se calcularon las estimaciones de los parámetros de los modelos (detección y ocupación), así como su incertidumbre

estadística asociada. Se seleccionaron los mejores modelos de acuerdo con el Criterio de Información Akaike (AICCc). Los modelos con delta menor a 2 ($\Delta AICc < 2$) fueron escogidos como los mejores, mientras que los modelos con un delta superior a 2 ($\Delta AICc > 2$) se consideraron de poca rigurosidad predictiva.

6. Resultados.

El estudio se llevó a cabo en cinco sitios, cada uno caracterizado por actividades humanas predominantes distintas. Aunque el cultivo de banano fue la actividad más común en general, la importancia de otras actividades variaba según la localidad. En Puerto César predominaron la extracción de madera, el cultivo de musáceas y la ganadería. Nueva Colonia se destacó por el cultivo de banano, arroz, maíz y la extracción de madera. La Reserva Surikí y Simona del Mar se caracterizaron principalmente por el turismo, mientras que, en La Armada, la actividad predominante fue el transporte de mercancía y personal. Además de estos, se encontraron otras actividades menores como el cultivo de maracuyá, plátano y arboles maderables.

En términos ambientales, en todos los sitios, la cobertura boscosa varió significativamente entre las locaciones, oscilando entre un 15,7 % en Puerto Cesar, el sitio con menor cobertura, hasta un 58,2 % en la Reserva Surikí, que presentaba la mayor área forestal. Los otros sitios mostraban coberturas intermedias dentro de este rango (28-30). La estructura del bosque en estos lugares se caracterizó por la presencia de bosques mixtos y secundarios constituidos fuertemente por arboles maderables del género *Tabebuia* y *Tectona* excepto en la Reserva Surikí, y los primeros dos puntos en Nueva Colonia y Puerto Cesar. Estos bosques presentaron doseles bien desarrollados, alturas por encima de los 8 m. Solo en la Reserva Surikí y La Armada presentaron al menos tres puntos cuyos estratos arbóreos, medios y a nivel del suelo eran visiblemente apreciables. Todos los sitios presentaron pastizales, potreros, zonas de humedal y manglar compuestas por especies como *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Montrichardia arborescens* que eran visiblemente predominantes, junto con plantas de los géneros *Typha* (Eneales) y *Acrostichum*, formando densas comunidades vegetales en sitios como Nueva Colonia y Puerto Cesar principalmente (ver Anexos). En general todos los sitios a excepción de la Reserva Surikí presentaron cercanía al mar es decir

estuvieron a menos de 2 km del mar. Todos los sitios presentaron algún cuerpo de agua continental, ya sea quebrada, laguna, lago ciénaga, arroyo o estanque.

En este contexto, el Bobito de Noanamá (*Bucco noanamae*) fue registrado en dos de los cinco sitios estudiados, con un total de once detecciones en 200 visita ($n = 11/200$), lo que representa un 5.5 % de las ocasiones. La mayoría de los avistamientos (8 de 11, equivalente al 73 %) se concentraron en la Reserva Surikí, mientras que los restantes (3 de 11, o 27 %) se produjeron en Nueva Colonia. Es notable que en los otros tres sitios no se detectó la presencia de la especie. Los registros fueron predominantemente visuales (60 % de las ocasiones), con las aves observadas en el dosel de los bosques mixtos. En el 80 % de los casos, los individuos fueron avistados en parejas, tanto en el interior como en los bordes del bosque. Su comportamiento típico incluía permanecer perchados en las ramas principales de árboles de los géneros *Cecropia*, *Ficus*, *Machaerium* y *Ochroma*, emitiendo vocalizaciones y mostrando poco movimiento. Además, el *Bucco noanamae* fue encontrado en bosques densos, como los de mangle, así como en bosques con claros e intervenidos, a alturas de árboles superiores a 8 metros y en áreas a no menos de 100 metros de zonas abiertas, pastizales y juncuales con arbustos. Los sitios de observación estaban ubicados a menos de 500 metros de ríos o quebradas, y muchos de los árboles estaban parasitados por termitas. La especie fue observada tanto en días nublados y lluviosos como en días soleados, principalmente entre las 7:00 y las 9:40 a.m. Sus vocalizaciones a menudo coincidieron con las de *Hipnellus ruficulis*.

Tabla 3. Selección del mejor modelo de detección según el Akaike Information Criterion (AICc) en orden descendente. Modelo con la covariable Tipo de detención y ocupación constante ρ (T_det) Ψ (.). Modelo nulo o de detección y ocupación constante ρ (.) Ψ (.). Por último, modelo con la covariable Hora y ocupación constante ρ (Hora) Ψ (.). K, representa el número de parámetros estimados en el modelo. Delta_AICc, es la diferencia entre el AICc de un modelo particular y el AICc del mejor modelo. AICcWt representa el peso de evidencia para cada modelo. *Hace referencia al modelo candidato.

Modelo	K	AICc	Delta_AICc	AICcWt
ρ (T_det) Ψ (.)*	4	27.65	0.00	1
ρ (.) Ψ (.)	2	75.97	48.32	0
ρ (Hora) Ψ (.)	3	78.23	50.58	0

El mejor modelo de detección fue el ρ (T_{det}) Ψ (.) con un valor (AICc) = 27.65. Sin embargo, este modelo no tuvo convergencia con las covariables ambientales. Por lo que se decidió tomar el modelo nulo como una alternativa más simple y robusta para estimar la ocupación sin hacer suposiciones sobre los factores que afectan la detección (Tabla 3).

Tabla 4. Resumen de los modelos de una sola temporada una sola especie seleccionados para estimar la ocupación del *Bucco noanamae*. Los modelos están presentados en orden descendiente según el criterio AICc. ρ (.) hace referencia a una probabilidad de detección constante. *Hace referencia a modelos candidatos.

Modelo	k	AICc	Delta_AICc	AICcW
Ψ (<i>Atl_D</i> + <i>Bosque</i> + <i>Arb_M</i>) ρ (.)*	5	59.91	0	0.58
Ψ (<i>Bosque</i>) ρ (.)*	3	60.91	1	0.35
Ψ (<i>Huella</i> + <i>Termiteros</i>) ρ (.)	4	65.47	5.56	0.04
Ψ (<i>Huella</i>) ρ (.)	3	66.42	6.5	0.02
Ψ (<i>NDVI</i>) ρ (.)	3	71	11.09	0
Ψ (<i>D_qr</i>) ρ (.)	3	73.1	13.18	0
Ψ (<i>Arb_M</i>) ρ (.)	3	73.36	13.45	0
Ψ (.) ρ (.)	2	75.97	16.06	0
Ψ (<i>Atl_D</i>) ρ (.)	3	75.97	16.06	0
Ψ (.) ρ (<i>Hora</i>)	3	78.23	18.31	0
Ψ (<i>D_Mar</i>) ρ (.)	3	101.61	41.7	0

Para el caso de la ocupación, seleccionaron dos modelos como candidatos, uno compuesto por altura de dosel, cobertura boscosa y cobertura arbórea mixta con la detección constante y otro modelo compuesto únicamente por cobertura boscosa y detección constante. Debido a su valor AICc más bajo (AICc = 59.91; AICc = 60.91) respectivamente, además presentaron un valor de Delta_AICc menor a dos (Tabla 4).

Tabla 5. Coeficientes e interceptos estimados de ocupación y detección para los mejores modelos encontrados para *Bucco noanamae* (logit). Los parámetros hacen referencia a las variables estimadas. Junto con el valor estimado del parámetro basado en los datos observados. Y el SE, error estándar que proporciona una medida de la precisión del estimador.

Modelo	Parametro	Estimador	SE
$\Psi (Atl_D + Bosque + Arb_M) \rho (.)$	Atl_D	-0.6	0.45
	Bosque	0.4	0.268
	Arb_M	-5.8	5.157
	Ψ (intercept)	-19.02	14.288
	ρ (intercept)	-0.7	0.456
$\Psi (Bosque) \rho (.)$	Bosque	0.144	0.072
	Ψ (intercept)	-9.21	4.533
	ρ (intercept)	-0.74	0.451

Los modelos de ocupación más adecuados según su valor de AIC y delta AIC menor a dos, incluyeron variables relacionadas con el hábitat ($\Psi (Atl_D + Bosque + Arb_M) \rho (.)$ y $\Psi (Bosque) \rho (.)$) ambos con detectabilidad constante (Tabla 5).

El modelo que incluye solo bosque muestra una relación positiva con la ocupación de la especie ($\Psi = 0.144 \pm 0.073$) con (p) = 0.048, este modelo tiene un (AICc = 60.91). Por otro lado, el modelo que incluye Atl_D, Bosque y Arb_M ($\Psi = -19.02 \pm 14.3$) con un (p) = 0.183 tiene un (AICc = 59.91). Lo que sugiere que es el que mejor se ajusta según el criterio de selección AICc. Ambos modelos mostraron un buen ajuste según la prueba de bondad de Pearson (p) = 0.786 y (p) = 0.819 respectivamente. No obstante, debido a que el modelo $\Psi (Atl_D + Bosque + Arb_M) \rho (.)$ cuenta con una alta desviación estándar (SE) además de un valor p con poca significancia estadística, se optó por descartarlo y explicar la ocupación con el modelo $\Psi (Bosque) \rho (.)$.

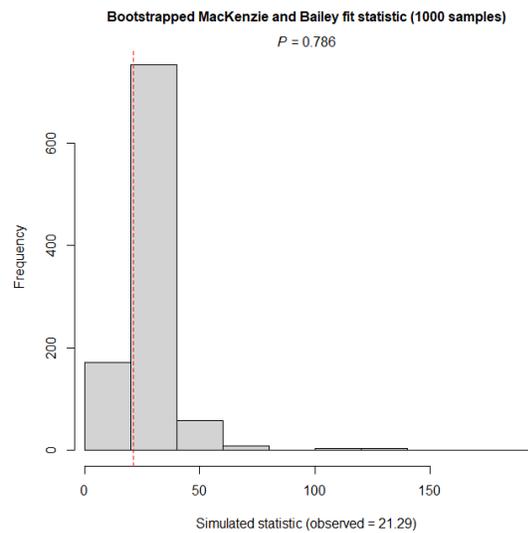
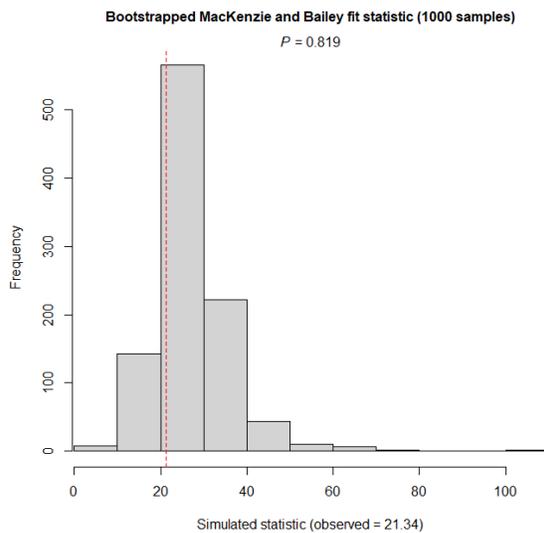


Figura 4. Bondad de ajuste para el modelo Ψ (*Atl_D + Bosque + Arb_M*) ρ (.). **Figura 5.** Bondad de ajuste para el modelo Ψ (*Bosque*) ρ (.).

En términos generales la ocupación del *Bucco noanamae* fue de 0.14. Esta varió significativamente en relación con las oscilaciones en la proporción de cobertura de bosque, especialmente entre 30 y 70 %. Con un pico fuertemente pronunciado a partir del 40 % (Fig. 6). Dado su ajuste y el valor AICc, se considera que la cobertura de bosque es un buen predictor de la ocupación de la especie.

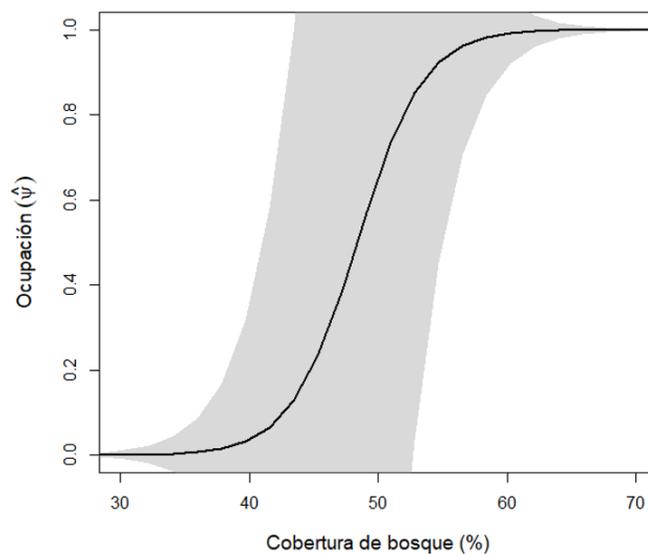


Figura 6. Relación entre la probabilidad de ocupación (Ψ) del *Bucco noanamae* y la covariable de bosque.

7. Discusión.

Este estudio se realizó para generar información relevante acerca de una especie de ave endémica que es poco conocida en términos ecológicos. En el estudio se encontró que la cobertura boscosa es el factor ambiental que mejor explica la ocupación del Bobito de Noanamá. Hasta donde se sabe, es la primera vez que se estima la ocupación de esta especie de ave endémica y amenazada en la región, estableciendo el primer marco metodológico importante para futuras investigaciones acerca de esta y posiblemente otras especies de interés.

Los resultados revelan una relación significativa entre la ocupación de *Bucco noanamae* y la proporción de cobertura boscosa en Urabá, con un cambio notable a partir del 40 % de cobertura. Esto sugiere que el Bobito de Noanamá tiene preferencias específicas de hábitat y es sensible a la presencia de bosque. La especie no se distribuye uniformemente a lo largo del área muestreada, lo que refuerza la importancia de la cobertura boscosa en su distribución.

En cuanto al modelo utilizado, aunque se empleó un modelo nulo para estimar la detección, la covariable de tipo de detección (T_{det}) emergió como un factor potencialmente informativo según el criterio AICc. Este hallazgo merece una investigación más profunda en futuros estudios. Es importante señalar que el modelo más complejo ($\rho(T_{det})\Psi(.)$) no convergió con las variables de ocupación, posiblemente debido a la limitación de datos. Esta situación, si bien restringe la evaluación de factores que influyen en la detección, permite enfocar el análisis en la estimación de la ocupación, que es el objetivo principal del estudio. Futuros estudios deben incrementar los puntos de muestreo, buscando heterogeneidad ambiental, de modo que permita probar la hipótesis que aquí se plantea sobre la importancia de la cobertura boscosa para la especie.

Según datos del GBIF (2023) hay una presencia significativa del *Bucco noanamae* en el Urabá antioqueño. El 78 % de los datos de ocurrencias están concentradas en el costado occidental del Golfo, en las bocas del Atrato. Esta área se caracteriza por contar con una cobertura del 80 % de bosques de manglar (Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021). En contraste, el costado oriental del Golfo presenta solo un 20 % de cobertura de manglares. Esta es la sección del Golfo con más fragmentación de ecosistemas y es predominantemente agrícola, con un desarrollo agropecuario

significativo y dominado por monocultivos (Blanco, 2016; Blanco-Libreros y Ramírez-Ruiz, 2021).

Estos datos, relacionados con los resultados del análisis de ocupación, podrían explicar por qué la detección del *Bucco noanamae* fue baja, encontrándolo solo en dos de cinco sitios muestreados. Al mismo tiempo da una hipótesis acerca de la distribución y selección de hábitat en la ecorregión del Urabá antioqueño. Sin embargo, es necesario realizar estudios adicionales, que incluyan datos de ocurrencias históricas de la especie y se complementen con información detallada sobre la ocupación de la especie.

7.1. Medidas de Conservación.

Según Renjifo et al. (2002, 2016), la deforestación es la principal amenaza para *Bucco noanamae*. Los resultados de este estudio subrayan la importancia de conservar bosques con alta cobertura para asegurar la sostenibilidad de las poblaciones de esta especie endémica, como es el caso de la reserva Surikí. Las estrategias de protección deberían enfocarse en preservar áreas donde la cobertura de bosque supere el 40 % y en restaurar la conectividad en zonas fragmentadas. Este estudio se centró en un área considerada como un importante hábitat para *Bucco noanamae*, pero que no ha sido suficientemente investigada. Aún no se comprenden completamente los aspectos biológicos de la especie en esta zona, ni cómo se relacionan las distintas poblaciones afectadas por barreras antropogénicas. Las actividades humanas son la principal causa de la transformación de la cobertura del suelo (Carvajal & Pabón, 2016). Por ende, surge la necesidad de promover el uso sostenible de la tierra además de la aparición de áreas protegidas, las cuales pueden ofrecer una oportunidad para la conservación de especies de interés que dependen de bosques con baja actividad humana.

Además de la cobertura de bosque, variables como la altura del dosel y la vegetación mixta pueden ser relevantes para la especie, dada la presión por pérdida de hábitat y fragmentación teniendo en cuenta el apoyo del modelo obtenido (AICW = 0.58). Especialmente cuando tenemos en cuenta las presiones por pérdida de hábitat y fragmentación a las que se ve enfrentado *Bucco*

noanamae en el Urabá antioqueño. Se recomienda hacer especial énfasis en estas variables en futuras investigaciones.

Los modelos de ocupación han ganado popularidad como una herramienta esencial en estudios de biodiversidad, especialmente en el Neotrópico (Betancur et al. 2020). Y son usados como cruciales herramientas de monitoreo de biodiversidad (Ruiz et al. 2020). Por esa razón es muy importante que estudios como este se sigan llevando a cabo en una región donde los cambios ecosistémicos son acelerados y las especies son cada vez más presionadas.

8. Conclusiones.

Los resultados del estudio subrayan la importancia de la cobertura boscosa para la ocupación de *Bucco noanamae* en la ecorregión del Urabá. La especie demuestra una marcada preferencia por hábitats con una cobertura boscosa significativa. Resalta la urgencia de implementar medidas de conservación, como la protección de áreas con más del 40 % de cobertura forestal y la restauración de la conectividad en paisajes fragmentados.

El estudio también destaca la necesidad de investigaciones adicionales que complementen los hallazgos encontrados. Esto dará una mejor comprensión de los requisitos ecológicos de *Bucco noanamae* y proporcionarán una base más sólida para las estrategias de conservación efectivas. En general, los hallazgos de este estudio establecen un marco de referencia valioso para la conservación de *Bucco noanamae* y la gestión de su hábitat en el Urabá antioqueño.

9. Recomendaciones.

Para tener una visión más amplia de la relación entre la ocupación de *Bucco noanamae* y su hábitat, se recomienda ampliar el margen de estudio realizando investigaciones comparativas que incluyan tanto el costado occidental como el oriental del Golfo de Urabá. Esto permitiría considerar las diferencias en la cobertura boscosa y el grado de fragmentación entre ambas zonas, proporcionando una visión más completa de las preferencias de hábitat de la especie.

Aunque la cobertura boscosa emergió como un factor significativo en este estudio, es importante profundizar en otras variables asociadas al hábitat. Se sugiere investigar más a fondo aspectos como la altura del dosel y la composición de la vegetación mixta, que mostraron un valor de apoyo considerable ($AIC_w = 0.58$). Estas variables podrían proporcionar información valiosa sobre las preferencias de hábitat específicas de *Bucco noanamae*.

El impacto de las actividades humanas en la región merece una atención especial. Se recomienda realizar estudios específicos sobre cómo las diferentes actividades antropogénicas, como la agricultura, el desarrollo urbano e inclusive el conflicto armado, afectan la ocupación de especies de interés.

Para obtener una comprensión más profunda de la ecología de *Bucco noanamae*, se recomienda investigar aspectos como su dieta, comportamiento reproductivo y uso del hábitat a escala fina. Además, del estudio de las interacciones de especie con otras especies de aves y fauna en general podría proporcionar información valiosa para desarrollar estrategias de conservación más integrales. Estas recomendaciones buscan abordar las brechas de conocimiento identificadas en este estudio y proporcionar una base sólida para futuras investigaciones.

10. Referencias.

- Andrade, M. G. (2011). Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, [https://doi.org/10.18257/raccefyn.35\(137\).2011.2424](https://doi.org/10.18257/raccefyn.35(137).2011.2424)
- Agresti, A, & Finlay, B. (2008). Statistical Methods for the Social Sciences (4^a ed.). Pearson. ISBN 978-0137131501.
- Aguirre Ramírez, N. J. (2016). Influencia del río Atrato en el Golfo de Urabá durante el holoceno tardío, mar caribe colombiano Bol. Invest. Mar. Cost. Santa Marta, Colombia, 45 (1). 73-97 P. ISSN 0122-9761
- Arancio, G, Gutiérrez, J, Squeo, F, & Pezoa, A. (2001). Estrategias de conservación de la diversidad biológica. en libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región De Coquimbo. Universidad De La Serena.
- Arango-Sánchez, L. B, Correa-Herrera, T, & Correa-Rendón, J. D. (2019). Diversidad de peces en hábitats estuarinos delta del río Atrato, Golfo de Urabá. boletín científico. centro de museos. Museo De Historia Natural, 23(1), 191-207.
- Bailey, L, & Adams, M. J. (2005). Occupancy Models to Study Wildlife (N.O 2327-6932). Us Geological Survey.
- Bayly, N. J. & Diaz-Bohórquez. (2014). Donde Observar aves en el Darién Y Urabá. Selva: Investigación para la conservación del Neotrópico.
- Berry, R. B, Beckman, C. W, Muela, A, Seminario, Y, & Curtí, M. (2010). Isolation and decline of a population of the orange-breasted falcon. The Condor, 112(3), 479-489.
- Betancur, J. S, Morales-Rozo, A, & Parra, J. L. (2020). Occupancy of the sooty ant-tanager (*Habia gutturalis*) and white-mantled barbet (*Capito hypoleucus*) in fragmented forests of the central andes in Colombia: Ornitología Colombiana, 18, 1-24.

Blanco, J. F. (2018). El Bosque de Tulenapa: Pulmón de Urabá. <https://Udea.Edu.Co/Wps/Portal/Udea/Web/Inicio/Udea-Noticias/Udea-Noticia>.

Blanco-Libreros, J. F. (2016). Cambios globales en los manglares del Golfo de Urabá (Colombia): entre la cambiante línea costera y la frontera agropecuaria en expansión. *Actualidades Biológicas*, 38(104), 53-70.

Blanco-Libreros, J. F, Ortiz-Acevedo, L. F, & Urrego, L. E. (2015). Reservorios de biomasa aérea y de carbono en los manglares del Golfo de Urabá (Caribe Colombiano). *Actualidades Biológicas*, 37(103), 131-141.

Blanco-Libreros, J. F., & Ramírez-Ruiz, K. (2021). Threatened mangroves in the Anthropocene: habitat fragmentation in urban coastalscapes of *Pelliciera spp.* (Tetrameristaceae) in northern South America. *Frontiers in Marine Science*, 8, 670354.

Botero, J, Renjifo, L, Franco-Maya, A, Amaya-Espinel, J, Kattan, G, & López-Lanús, B. (2002). Libro rojo de aves de Colombia. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia.

Botero-Delgadillo, E, Escudero-Páez, S, Sanabria-Mejía, J, Caicedo, P, & Bayly, N. J. (2022). Sequential use of niche and occupancy models identifies conservation and research priority areas for two data-poor endemic birds from the Colombian Andes. *ornithological applications*, 124(1), <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duab063>

Bran-Castrillón, C, Gaviria-Zapata, C, & Parra, J. L. (2014). Avifauna de los hábitats de la desembocadura del río Atrato (Turbo, Antioquia): avifauna of the habitats at the mouth of the Atrato river (Turbo, Antioquia). *ornitología colombiana*, 14, 94-111.

Bucco noanamae Hellmayr, 1909 in GBIF Secretariat (2023). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2024-09-22.

Callaghan, C. T, Watson, J. E, Lyons, M. B, Cornwell, W. K, & Fuller, R. A. (2021). Conservation birding: a quantitative conceptual framework for prioritizing citizen science Observations. *Biological Conservation*, 253, 108912.

Cárdenas, G, Ramírez-Mosquera, D, Eusse-González, D, Fierro-Calderón, E, Vidal-Astudillo, V, & Estela, F. A. (2020). Aves del departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 21(2), 72-87.

Castellón, T. D, & Sieving, K. E. (2006). Landscape History, fragmentation, and patch occupancy: models for a forest bird with limited dispersal. *ecological applications*, 16(6), 2223-2234.

Castellón, T. D, & Sieving, K. E. (2007). Patch network criteria for dispersal-limited endemic birds of South American temperate rain forest. *ecological applications*, 17(8), 2152-2163.

Chaparro-Herrera, S, Echeverry-Galvis, M. Á, Córdoba-Córdoba, S, & Sua-Becerra, A. (2013). Listado actualizado de las aves endémicas y casi-endémicas de Colombia. *Biota Colombiana*, 14(2).

Chaparro-Herrera, S., Acevedo-Charry, O., Ocampo, D., Echeverry-Galvis, M. *et al.* (2024). *Atlas de la biodiversidad de Colombia. Aves Endémicas*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 100 pp.

Carvajal, A. F., & Pabón, J. D. (2016). Transformación de la superficie terrestre por la actividad humana y su relación con el cambio climático. *Sociedade y Natureza*, 28(2), 185-198.

Chevillot, P, Giraldo, L, Molina Márquez, C, & Molina Márquez, A. (1993). Estudio geológico e hidrológico del Golfo De Urabá.

CORPOURABA. (2013). Plan De Acción Corporativo 2012-2015. Corporación Para El Desarrollo Sostenible Del Urabá.

CORPOURABA, Universidad De Antioquia, & Convenio 201671 Fonade Corporación. (2003). Caracterización Y Zonificación De Los Manglares Del Golfo De Urabá Departamento De Antioquia. CORPOURABA.

De Wan, A. A, Sullivan, P. J, Lembo, A. J, Smith, C. R, Maerz, J. C, Lassoie, J. P, & Richmond, M. E. (2009). Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biological Conservation*, 142(5), 982-991.

- Echeverry-Galvis, M. Á, Acevedo-Charry, O, Avendaño, J. E, Gómez, C, Stiles, F. G, Estela, F. A, & Cuervo, A. M. (2022). Lista oficial de las aves de Colombia 2022: Adiciones, cambios taxonómicos y actualizaciones de estado. *Ornitología Colombiana*, (22), 25-51.
- El Consejo Territorial De Planeación De Antioquia, CTPA. (2022). Subregión De Urabá. Ctp Antioquia. <https://Ctpantioquia.Co/Subregion-De-Uraba>.
- Esri & Impact Observatory. (s.f.). Sentinel-2 10m Land Use/Land Cover [Conjunto de datos geoespaciales]. Recuperado de <https://www.esri.com/sentinel-2-10m-land-cover>.
- Fick, S.E. & R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12): 4302-4315.
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software*, 43(10), 1-23
- Furnas, B. J, & Callas, R. L. (2015). Using automated recorders and occupancy models to monitor common forest birds across a large geographic region. *The Journal Of Wildlife Management*, 79(2), 325-337.
- Gil, G. E, & Lobo, J. M. (2012). El uso de modelos predictivos de distribución para el diseño de muestreos de especies poco conocidas. *Mastozoología Neotropical*, 19(1), 47-62.
- Granadeiro, J. P, Santos, C. D, Dias, M. P, & Palmeirim, J. M. (2007). Environmental factors drive habitat partitioning in birds feeding in intertidal flats: Implications For Conservation. *Hydrobiologia*, 587(1), 291-302.
- Gutiérrez, R. (2008). Spotted Owl Research: A quarter century of contributions to education, ornithology, ecology, and wildlife management. *The Condor*, 110(4), 792-798.
- Hurlbert, A. H, & White, E. P. (2007). Ecological correlates of geographical range occupancy in North American birds. *global ecology and biogeography*, 16(6), 764-773. <https://Doi.Org/10.1111/J.1466-8238.2007.00335>.

Isasi-Catalá, E, Acosta, J, Anchante, A, Bianchi, G, Caro, J, Falconi, N, Maffei, L, Martínez, J. L, & Goldstein, I. (2016). Modelos de ocupación para el monitoreo de la efectividad de estrategias de conservación del área de conservación regional comunal Tamshiyacu Tahuayo-Acrctt, Loreto-Perú. *Ecología Aplicada*, 15(2), 61-68.

ITIS, Alexander, S, Hodson, A, Nicolson, D, & Orrell, T. (2022). Catalogue of life checklist (Version 2022-08-01). <https://doi.org/10.15468/Kdu5gg>.

IUCN. (2022). I 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2022-1. <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines>

Kattan, G. H., & Franco, P. (2004). *Bird diversity along elevational gradients in the Andes of Colombia: area and mass effects*. *Global Ecology and Biogeography*, 13(5), 451-458.

Kellner, K. F, & Swihart, R. K. (2014). Accounting for imperfect detection in ecology: a quantitative review. *Plos One*, 9(10), E111436.

Kendall, W. L, & Nichols, J. D. (2004). On The estimation of dispersal and movement of birds. *The Condor*, 106(4), 720-731.

Kéry, M, Gardner, B, & Monnerat, C. (2010). Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models. *journal of biogeography*, 37(10), 1851-1862. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2699.2010.02345>.

Kéry, M, & Schmidt, B. (2008). Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. *Community Ecology*, 9(2), 207-216.

Londoño, L. A. S. (2019). Una mirada a las áreas protegidas del Urabá-Darién: esquina de tesoros naturales de Colombia. *Gestión Y Ambiente*, 22(2), 291-302.

Mackenzie, D. I, & Bailey, L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of agricultural, biological, and environmental statistics*, 9:300-318

- Mackenzie, D. I, Nichols, J. D, Hines, J. E, Knutson, M. G, & Franklin, A. B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology*, 84(8), 2200-2207.
- Mackenzie, D. I, Nichols, J. D, Lachman, G. B, Droege, S, Andrew Royle, J, & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255.
- Mackenzie, D. I, Nichols, J. D, Royle, J. A, Pollock, K. H, Bailey, L. L, & Hines, J. E. (2006). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- Martín-Piera, F, & Lobo, J. (2003). Database records as a sampling effort surrogate to predict spatial distribution of insects in either poorly or unevenly surveyed areas. *Acta Entomológica Ibérica E Macaronésica*, 1, 23-35.
- McClure, C. J, Rolek, B. W, & Hill, G. E. (2012). Predicting occupancy of wintering migratory birds: is microhabitat information necessary? *The Condor*, 114(3), 482-490.
- Mcmullan, M., *Guía de las aves de Colombia*, Ed 2023 Esp, Mcullan Birding & Publishers, Cali – Colombia, 528 Pag.
- Minambiente. (2022). En Colombia se han deforestado más de tres millones de hectáreas de bosque en las últimas dos décadas. Ministerio De Ambiente Y Desarrollo Sostenible. <https://www.minambiente.gov.co/uncategorized/en-colombia-se-han-deforestado-mas-de-tres-millones-de-hectareas-de-bosque-en-las-ultimas-dos-decada>.
- Mota Vargas, C, Encarnación Luévano, A, Ortega Andrade, H. M, Prieto Torres, D. A, Peña Peniche, A, & Rojas Soto, O. R. (2020). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. Universidad Autónoma Del Estado De Hidalgo.
- Ocampo-Pañuela, N. (2014). Ocampo-Pañuela, N, 2014. *Bucco noanamae*, En: Renjifo, L. M, Gómez, M. F, Velásquez-Tibatá, J, Amaya-Villarreal, A.M, Kattan, G. H, Amaya-Espinel, J. D, & Burbano-Girón, J. Libro rojo de aves de Colombia, volumen I: bosques húmedos de los

Andes y la costa Pacífica. (Vol. 1). Editorial Pontificia Universidad Javeriana E Instituto Alexander Von Humboldt.

Perry, R. W, Wigley, T. B, Melchior, M. A, Thill, R. E, Tappe, P. A, and Miller, D. A. (2011). Width of riparian buffer & structure of adjacent plantations influence occupancy of conservation priority birds. *biodiversity and conservation*, 20(3), 625-642.

Renjifo, L. M, Gómez, M. F, Velásquez-Tibatá, J, Amaya-Villarreal, Á. M, Kattan, G. H, Amaya-Espinel, J. D, & Burbano-Girón, J. (2014). Libro Rojo De Aves De Colombia. Volumen I. Bosques Húmedos De Los Andes Y La Costa Pacífica.

Renjifo, L. M, Gómez, M. F, Tibatá, J. V, Villarreal, Á. M. A, Kattan, G. H, Espine, J. D. A, & Girón, J. B. (2013). Libro rojo de aves de Colombia: vol 1. bosques húmedos de los andes y costa pacífica. Editorial Pontificia Universidad Javeriana.

Rosselli, L, & Stiles, F. G. (2012). Local and landscape environmental factors are important for the conservation of endangered wetland birds in a high Andean plateau. *waterbirds*, 35(3), 453-469. <https://doi.org/10.1675/063.035.0310>

Royle, J. A, & Kéry, M. (2007). A bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology*, 88(7), 1813-1823.

Royle, J. A, & Dorazio, R. M. (2008). Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations and communities. Elsevier.

Royle, J. A, & Nichols, J. D. (2003). Estimating Abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*, 84(3), 777-790. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0777:eafrrpa\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0777:eafrrpa]2.0.co;2)

Ruiz-Gutiérrez, V., Berlanga, H.A., Calderón-Parra R., Savarino-Drago, A., Aguilar-Gómez, M.A. & Rodríguez-Contreras, V. (2020). Manual Ilustrado para el Monitoreo de Aves. PROALAS: Programa de América Latina para las Aves Silvestres. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad /Iniciativa para la Conservación de las Aves de Norte América, México y Laboratorio de Ornitología de Cornell Ciudad de México e Ithaca N. Y. 104 pp

Salas-Correa, Á. D, & Mancera-Rodríguez, N. J. (2018). Relaciones entre la diversidad de aves y la estructura de vegetación en cuatro etapas sucesionales de bosque secundario, Antioquia, Colombia. *Revista UdcA Actualidad and Divulgación Científica*, 21(2), 519-529.

Sánchez-Clavijo, L. M, Bayly, N. J, & Quintana-Ascencio, P. F. (2019). Habitat selection in transformed landscapes and the role of forest remnants and shade coffee in the conservation of resident birds. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13108>

Schlegel Sachs, F. (1996). *Ecología y enseñanza rural: nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas*. Fao.

Seoane, J, & Bustamante, J. (2001). Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología*, 15(9), 21.

Silva-Rodríguez, E. A, Ortega-Solís, G. R, & Jiménez, J. E. (2008). Descripción del ensamble de aves en un agroecosistema del sur de Chile. *Boletín Chileno De Ornitología*, 14(2), 81-91.

Sistema Regional de Áreas Protegidas, SIRAP. (2022). Región de Urabá. En *SIRAP Caribe*. <https://www.sirapcaribe.org/portafoliosirap/region-de-uraba-y-choco>.

Stevens, B. S, & Conway, C. J. (2020). Predictive multi-scale occupancy models at range-wide extents: effects of habitat and human disturbance on distributions of wetland birds. *diversity and distributions*, 26(1), 34-48. <https://doi.org/10.1111/Ddi.12995>.

Studds, C. E, & Marra, P. P. (2005). Nonbreeding habitat occupancy and population processes: an upgrade experiment with a migratory bird. *Ecology*, 86(9), 2380-2385. <https://doi.org/10.1890/04-1145>.

Tejerina, S, Bardavid, S, Politi, N, Bernardos, J, Pidgeon, A, & Rivera, L. O. (2022). Distribution and habitat use of the endemic Yungas guan *Penelope bridgesi* in the southern Yungas of Argentina. *Bird Conservation International*, 32(3), 370-383.

Tuanmu, M.-N. & W. Jetz. (2015) A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modeling. *Global Ecology and Biogeography*. DOI: 10.1111/geb.12365.

- Vanzella-Khoury, A. (1998). Implementation of the protocol concerning specially protected areas and wildlife (spaw) in the wider Caribbean region. *the university of Miami Inter-American Law Review*, 53-83.
- Venter, O, E. W. Sanderson, A. Magrath, J. R. Allan, J. Beher, K. R. Jones, H. P. Possingham, W. F. Laurance, P. Wood, B. M. Fekete, M. A. Levy, & J. E. Watson. 2018. Last of the Wild Project, Version 3 (LWP-3): 2009 Human Footprint, 2018 Release. Palisades, New York: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). <https://doi.org/10.7927/H46T0JQ4>.
- Ward, G, Hastie, T, Barry, S, Elith, J, & Leathwick, J. R. (2009). Presence-only data and the em algorithm. *biometrics*, 65(2), 554-563.
- Wiens, J. A, Rotenberry, J. T, & Van Horne, B. (1987). Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 132-147.
- Wood, C. M, Klinck, H, Gustafson, M, Keane, J. J, Sawyer, S. C, Gutiérrez, R. J, & Peery, M. Z. (2021). Using the ecological significance of animal vocalizations to improve inference in acoustic monitoring programs. *Conservation Biology*, 35(1), 336-345. <https://doi.org/10.1111/cobi.13516>
- WWF. (2018,). Cinco acciones para conservar la vida silvestre. WWF. <https://www.wwf.org.co/?332061/cinco-acciones-para-conservar-la-vida-silvestre>.