



EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE SEIS HUMEDALES
PRESENTES EN LA SUBCUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO OCOA
(VILLAVICENCIO, META), MEDIANTE LA APLICACIÓN DE UN ÍNDICE DE
INTEGRIDAD BIÓTICA BASADO EN ANUROS

JUAN MANUEL ACOSTA ORTIZ
JESÚS ALEJANDRO GONZÁLEZ ROJAS

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
MAESTRÍA EN GESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS
2025

**EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE SEIS HUMEDALES
PRESENTES EN LA SUBCUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO OCOA
(VILLAVICENCIO, META), MEDIANTE LA APLICACIÓN DE UN ÍNDICE DE
INTEGRIDAD BIÓTICA BASADO EN ANUROS**

Proyecto de Grado presentado para optar al título de Magíster en Gestión de Cuencas
Hidrográficas

Biol. JUAN MANUEL ACOSTA ORTIZ
Biol. JESÚS ALEJANDRO GONZÁLEZ ROJAS

Director: MSc, Paulo German García Murillo

Biólogo

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
MAESTRÍA EN GESTIÓN DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS BOGOTÁ
2025

Dedicatoria

Juan Manuel Acosta Ortiz

*A Helena, Rosario, Naydud y Zoila,
ellas son presente y raíz,
horizonte y refugio,
la certeza de que nunca se camina solo.*

*A Tomás,
que en la ausencia permanece,
huella viva y esperanza imbatible.
De su mirada aprendí a amar la tierra
y a descubrir que la vida también florece en silencio.
Esta tesis les pertenece,
es un pedazo de vida escrito con el eco de su voz.*

Jesús Alejandro González Rojas

*A las mujeres de mi vida Marina, Jane y Geral.
Quienes, con su existencia, su dedicación y
su inmenso aprecio han sido la estrella que ilumina
mi camino y la fuente inagotable de motivación.
A ellas, las mujeres que han hecho de mi vida un
lugar más hermoso, un reflejo fiel de su propia esencia,
y me han dado el impulso para alcanzar esta y todas las metas.
Este trabajo es una humilde manifestación
de todo lo que me han enseñado.*

Agradecimientos

Los autores expresan su sincero agradecimiento al profesor Paulo Germán García, por su guía y orientación como director de tesis, aportando su conocimiento y experiencia en cada etapa del proceso.

A la profesora Laura Araujo, por su valioso apoyo en las gestiones administrativas y de coordinación dentro de la universidad, fundamentales para el desarrollo y avance de este trabajo.

A Julio Rueda, líder del grupo de ecosistemas y áreas protegidas de Cormacarena, cuya disposición y gestión hicieron posible el acceso a los humedales y el desarrollo del trabajo de campo.

A María Helena Agudelo, Sebastián Bobadilla Molina y Andrés Sierra Rueda, por su apoyo en el trabajo de campo y por compartir su experticia, contribuyendo significativamente al éxito de esta investigación.

A Andrés Acosta Galvis, Cesar Barrio Amorós, Andrés Aponte Gutiérrez, Jorge Astwood Romero, Felipe Parra Torres, Leonardo Niño Cárdenas, Álvaro Velásquez Suárez, Jhon Amaya Burgos, María Helena Agudelo, Sebastián Bobadilla Molina, Andrés Sierra Rueda, Harold Céspedes Ruiz, Alejandro Álvarez Ruiz, Yulisa Pérez Plata, Lizeth Vargas Pulido, Heydee Villanueva Romero, Diana Lozano Naranjo, Erika Peralta Santana y Erwin Navarro Gómez por su contribución a la construcción del coeficiente de conservación.

Finalmente, queremos agradecer de todo corazón a nuestras familias, cuyo apoyo inquebrantable, paciencia y cariño nos acompañaron en cada paso de este camino. Su comprensión en los momentos de esfuerzo, su aliento constante y su alegría compartida en cada avance, hicieron posible que esta tesis se concretara.

Contenido

1	Resumen.....	12
2	Introducción	13
3	Planteamiento del problema.....	17
4	Justificación	19
5	Objetivos	20
5.1	Objetivo general.....	20
5.2	Objetivos específicos	21
6	Pregunta de investigación	21
7	Hipótesis	21
8	Marco normativo.....	21
9	Marco conceptual.....	24
10	Marco teórico	29
11	Estado del arte.....	35
12	Marco referencial	38
12.1	Humedal Aguas Claras	39
12.2	Parque ecológico Humedal Calatrava.....	41
12.3	Parque ecológico Humedal Caracolí.....	43
12.4	Parque ecológico Humedal Charco-Oasis	45
12.5	Parque ecológico Humedal Coroncoro	47
12.6	Parque ecológico Humedal Zuria.....	49
13	Diseño metodológico	51
13.1	Tipo de investigación.....	51
13.2	Diseño de la investigación	51
13.2.1	Selección de la muestra y recolección de datos	52
13.2.1.1	Resumen metodológico.....	52
13.2.1.2	Área de estudio	53
13.2.1.3	Trabajo de campo.....	54
13.2.2	Análisis de datos	55
13.2.2.1	Evaluación de la similitud de especies entre humedales	55
13.2.2.2	Estimación del coeficiente de conservación	56
13.2.2.3	Cálculo del índice de integridad biótica.....	61
14	Resultados	61

15	Discusión.....	66
16	Conclusiones	74
17	Recomendaciones	75
18	Referencias bibliográficas.....	77

Lista de figuras

Figura 1. Resumen metodológico de la obtención y análisis de datos.....	52
Figura 2. Ubicación geográfica de seis humedales en la subcuenca hidrográfica del río Ocoa en Villavicencio, Meta, Colombia.	54
Figura 3. Presentación del formulario para la obtención de datos para el cálculo de los coeficientes de conservación.....	58
Figura 4. Vista del total de respuestas obtenidas y la identidad de los investigadores participantes	58
Figura 5. Vista de la sección 1 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación.....	59
Figura 6. Vista de la sección 2 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación.....	59
Figura 7. Vista de la sección 3 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación.....	59
Figura 8. Vista de la sección 4 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación.....	60
Figura 9. Vista de la sección 5 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación.....	60
Figura 10. Dendrograma de similitud entre humedales, construido a partir del índice de Jaccard aplicado a la composición específica de anuros.	63
Figura 11. Número de especies e índice de integridad biótica estandarizado para cada humedal estudiado.	66

Lista de tablas

Tabla 1. Marco normativo y su relación con el estudio	22
Tabla 2. Criterios para la construcción del coeficiente de conservación de cada especie.	57
Tabla 3. Especies de anuros registrados en humedales de la subcuenca del río Ocoa.	62

Tabla 4. Valores promedio de los criterios ecológicos evaluados y coeficiente de conservación calculado para las especies de anuros registrados en humedales de la subcuenca del río Ocoa. 64

Tabla 5. Estimación de los índices de integridad biótica (aIBI) e índices de integridad biótica estandarizados para humedales de la subcuenca del río Ocoa. 65

Lista de ecuaciones

Ecuación 1. Fórmula para el cálculo del coeficiente de conservación 60

Ecuación 2. Fórmula para el cálculo del índice de integridad biótica basado en anuros.....61

Ecuación 3. Fórmula para el cálculo del índice de integridad biótica basado en anuros para cada humedal. 61

Lista de fotografías

Fotografía 1. Valla humedal Aguas Claras 40

Fotografía 2. Vista del caño Aguas Claras.....40

Fotografía 3. Vista del caño Aguas Claras.....40

Fotografía 4. Vista de área boscosa en humedal Aguas Claras 40

Fotografía 5. Vista de área boscosa en humedal Aguas Claras 40

Fotografía 6. Individuo de *Ortalis guttata*, observado durante el trabajo de campo en el humedal.....40

Fotografía 7. Individuo de *Syrigma sibilatrix*, observado durante el trabajo de campo en el humedal.....40

Fotografía 8. Individuo de *Tyrannus melancholicus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal.....40

Fotografía 9. Individuo de *Iguana iguana*, observado durante el trabajo de campo en el humedal.....40

Fotografía 10. Individuo de *Gonatodes riveroi*, observado durante el trabajo de campo en el humedal.....40

Fotografía 11. Individuo de *Didelphis marsupialis*, observado durante el trabajo de campo en el humedal.....40

Fotografía 12. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal 40

Fotografía 13. Valla humedal Calatrava 42

Fotografía 14. Vista de corriente superficial en humedal Calatrava.....	42
Fotografía 15. Vista de área abierta de humedal Calatrava	42
Fotografía 16. Vista de área boscosa en humedal Calatrava	42
Fotografía 17. Vista de área boscosa en humedal Calatrava	42
Fotografía 18. Individuo de <i>Vanellus chilensis</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	42
Fotografía 19. Individuo de <i>Rupornis magnirostris</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	42
Fotografía 20. Individuo de <i>Crotophaga ani</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	42
Fotografía 21. Individuo de <i>Kinosternon scorpioides</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	42
Fotografía 22. Individuo de <i>Ninia atrata</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal	42
Fotografía 23. Individuos de <i>Plecturocebus ornatus</i> , observados durante el trabajo de campo en el humedal.....	42
Fotografía 24. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal.	42
Fotografía 25. Valla humedal Caracolí.....	44
Fotografía 26. Vista de vegetación riparia en humedal Caracolí.....	44
Fotografía 27. Vista de área boscosa en humedal Caracolí	44
Fotografía 28. Vista de área abierta en humedal Caracolí	44
Fotografía 29. Individuo de <i>Ardea ibis</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	44
Fotografía 30. Individuo de <i>Hesperoburhinus bistriatus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal	44
Fotografía 31. Individuo de <i>Jacana jacana</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	44
Fotografía 32. Individuo de <i>Micrurus medemi</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	44
Fotografía 33. Individuo de <i>Dactylomys dactylinus</i> observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	44

Fotografía 34. Individuo de <i>Aotus brumbacki</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	44
Fotografía 35. Actividades de ganadería observadas durante el trabajo de campo en el humedal	44
Fotografía 36. Individuo de <i>Rhinella marina</i> colisionado en vía que bordea el humedal	44
Fotografía 37. Vista de área boscosa en humedal Charco Oasis	46
Fotografía 38. Vista de área abierta en humedal Charco Oasis	46
Fotografía 39. Vista de área abierta en humedal Charco Oasis	46
Fotografía 40. Individuo de <i>Forpus conspicillatus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	46
Fotografía 41. Individuo de <i>Nyctibius grandis</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	46
Fotografía 42. Individuo de <i>Melanerpes cruentatus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	46
Fotografía 43. Individuo de <i>Gymnomystax mexicanus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	46
Fotografía 44. Individuo de <i>Helicops angulatus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	46
Fotografía 45. Individuo de <i>Atractus fuliginosus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	46
Fotografía 46. Individuo de <i>Cuniculus paca</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	46
Fotografía 47. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal	46
Fotografía 48. Vista de heces de ganado dentro del área boscosa del humedal	46
Fotografía 49. Valla humedal Coroncoro	48
Fotografía 50. Vista de área boscosa humedal Coroncoro	48
Fotografía 51. Vista de área boscosa humedal Coroncoro	48
Fotografía 52. Individuo de <i>Opisthocomus hoazin</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	48
Fotografía 53. Individuo de <i>Colaptes punctigula</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	48

Fotografía 54. Individuo de <i>Turdus nudigenis</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	48
Fotografía 55. Individuo de <i>Phimosus infuscatus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	48
Fotografía 56. Individuo de <i>Anolis scypheus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	48
Fotografía 57. Individuo de <i>Cnemidophorus gramivagus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal	48
Fotografía 58. Individuo de <i>Tupinambis cryptus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	48
Fotografía 59. Individuo de <i>Cerdocyon thous</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	48
Fotografía 60. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal.	48
Fotografía 61. Valla humedal Zuria.....	50
Fotografía 62. Vista del caño Zuria en el humedal Zuria	50
Fotografía 63. Vista área boscosa en humedal Zuria.....	50
Fotografía 64. Vista de área abierta en humedal Zuria.....	50
Fotografía 65. Individuo de <i>Pteroglossus castanotis</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal	50
Fotografía 66. Individuo de <i>Turdus leucomelas</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	50
Fotografía 67. Individuo de <i>Pilherodius pileatus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	50
Fotografía 68. Individuo de <i>Caiman crocodilus</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	50
Fotografía 69. Individuo de <i>Bothrops atrox</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	50
Fotografía 70. Individuo de <i>Chironius spixii</i> , observado durante el trabajo de campo en el humedal.....	50
Fotografía 71. Individuo de <i>Leptodeira ashmeadii</i> colisionado en vía que bordea el humedal.....	50
Fotografía 72. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal.	50

Fotografía 73. Trabajo de campo diurno en humedal Caracolí	55
Fotografía 74. Trabajo de campo diurno en humedal Aguas Claras.....	55
Fotografía 75. Trabajo de campo nocturno en humedal Zuria.....	55
Fotografía 76. Trabajo de campo nocturno en humedal Coroncoro	55
Fotografía 77. Trabajo de campo nocturno en Humedal Charco Oasis	55
Fotografía 78. Trabajo de campo nocturno en humedal Calatrava	55

Lista de anexos

Anexo 1. Especies de anuros resgistradas en los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria.	92
--	----

1 Resumen

La subcuenca hidrográfica del río Ocoa, ubicada en Villavicencio, Meta, comprende 30 microcuencas y 42 cuerpos hídricos superficiales, incluyendo humedales que desempeñan un papel relevante en la provisión de hábitats para la biodiversidad y el suministro de agua para consumo humano y actividades económicas. Sin embargo, estos humedales enfrentan desafíos significativos debido a la urbanización, la contaminación y la alteración de los usos del suelo y adicionalmente, la falta de monitoreo sistemático, lo que limita la detección temprana de alteraciones y la implementación de estrategias de manejo efectivas. El objetivo general de la investigación fue evaluar el estado de conservación de seis humedales de la subcuenca del río Ocoa (Villavicencio, Meta) mediante la aplicación de un índice de integridad biótica (IBI) fundamentado en comunidades de anuros. Para alcanzar este propósito, se plantearon como objetivos específicos: analizar la riqueza de especies de anuros en los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria; estimar los coeficientes de conservación de las especies registradas; y aplicar el IBI con el fin de determinar el estado de conservación de los humedales seleccionados y proponer recomendaciones para su manejo y preservación. Para ello, se aplicó un enfoque cuantitativo con un diseño correlacional, utilizando censos visuales de anuros en jornadas diurnas y nocturnas. Los datos obtenidos permitieron calcular el IBI y los coeficientes de conservación de las especies presentes. El análisis de los resultados mostró una variabilidad en el estado de conservación de los humedales evaluados. Se registraron 20 especies de anuros en total, con el humedal Caracolí mostrando la mayor riqueza de especies, seguido de Zuria y Aguas Claras. Los humedales Charco Oasis y Coroncoro presentaron la menor cantidad de especies. Los valores del IBI variaron entre 17.36 y 21.53, siendo Caracolí el que presentó el valor más alto. A su vez, los valores estandarizados del índice (aIBIs) oscilaron entre 74.80 y 92.77. Se observó que la presencia de especies como *Boana lanciformis*, *Leptodactylus mystaceus* y

Boana punctata fue determinante en los humedales con mayores valores de conservación. El estudio concluye que la riqueza de especies no es un indicador suficiente del estado de conservación de los humedales. Los factores como la calidad del hábitat, la heterogeneidad ecológica y la presencia de especies sensibles a las perturbaciones son determinantes. Se recomienda priorizar la conservación de humedales como Caracolí y Zuria, que presentan mejores condiciones ecológicas, mientras que otros como Calatrava y Charco Oasis necesitan ser restaurados. Se sugiere implementar un modelo de monitoreo participativo que involucre a las comunidades locales, promoviendo la educación ambiental y la vigilancia comunitaria. Además, se recomienda incorporar el IBI en las políticas de manejo de humedales, asegurando su sostenibilidad y la conservación de la biodiversidad local a largo plazo.

Palabras clave: Anfibios, integridad ecológica, coeficiente de conservación, bioindicación, salud ambiental.

2 Introducción

La pérdida, fragmentación y transformación de hábitats, producto de actividades humanas como la deforestación y la expansión urbana, constituyen algunas de las principales amenazas que enfrentan los ecosistemas (Otavo y Echeverría, 2017; Pérez-Vega et al., 2020). Estos cambios afectan directamente la diversidad y la composición de especies, ya que la conectividad de los hábitats se ve reducida, lo que limita su capacidad de desplazamiento y reproducción (Otavo y Echeverría, 2017). La fragmentación de los hábitats genera barreras ecológicas que dificultan el intercambio genético entre poblaciones, lo que a su vez pone en riesgo la estabilidad de las especies y, por ende, la de los ecosistemas (Pinto et al., 2024).

Los humedales, por su parte, son ecosistemas particularmente vulnerables a la degradación ambiental por las alteraciones humanas (Corrales-Chaves, 2025; Valencia-Rojas

y Figueroa-Casas, 2015). Estos sistemas ecológicos tienen un rol fundamental en la regulación hídrica y la provisión de hábitats para diversas especies (Franco-Vidal et al., 2013; García-Ccahuana, 2025). Sin embargo, su alta susceptibilidad a la contaminación, la modificación del uso del suelo y el cambio climático los convierte en uno de los ecosistemas más afectados por las actividades antropogénicas (Valencia-Rojas y Figueroa-Casas, 2015).

La pérdida de la calidad en los ecosistemas no solo reduce la biodiversidad, sino también la funcionalidad de los ecosistemas, afectando tanto a la existencia de especies como a las comunidades humanas que dependen de ellos (Pérez-Vega et al., 2020). Las comunidades humanas, especialmente las cercanas a los humedales, enfrentan múltiples desafíos como el aumento de las enfermedades, amenazas por el riesgo de inundaciones, debilidad en las infraestructuras por la inestabilidad del suelo, todo esto como consecuencia del deterioro ambiental (Franco-Vidal et al., 2013). En regiones donde los humedales desempeñan un rol en las actividades económicas locales, la disminución de su salud ecológica profundiza las desigualdades sociales y aumenta la vulnerabilidad de las poblaciones ante fenómenos climáticos extremos (Franco-Vidal et al., 2013; García-Ccahuana, 2025).

Una de las principales dificultades para frenar este proceso de degradación radica en la falta de un monitoreo efectivo y continuo de los ecosistemas (Valle-Oñate et al., 2024). Sin herramientas adecuadas de evaluación, las decisiones sobre conservación y restauración carecen de un sustento técnico sólido, lo que dificulta la implementación de medidas de gestión eficaces (Alcántara-Gutiérrez et al., 2025). Por ende, el uso de índices de integridad biótica (IBI), puede ser una solución para obtener información precisa sobre el estado de conservación de los humedales, permitiendo tomar decisiones informadas basadas en datos científicos (Angarita-Sierra, 2021; Torres-Pineda et al., 2020).

Los índices de integridad biótica (IBI) se han consolidado como una herramienta robusta para evaluar la salud de los ecosistemas. Según Karr (1981), la integridad biótica se define como "la capacidad de sustentar y mantener una comunidad equilibrada, integrada y adaptativa de organismos con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparables a las del hábitat natural de la región". En su elaboración se emplean tanto la evaluación de especialistas como la determinación de criterios numéricos, lo que facilita la identificación, de manera estructurada y coherente, de lo que es de alta calidad y lo que se encuentra en mal estado (Torres-Pineda et al., 2020). Este enfoque permite identificar el grado de perturbación ambiental a través de métricas como la diversidad, abundancia, riqueza de especies o la composición de la comunidad biológica (Angarita-Sierra, 2021; Crawford et al., 2023; Torres-Pineda et al., 2020). Al comparar las condiciones actuales con las de referencia, es posible evaluar cómo los ecosistemas han sido alterados, permitiendo la formulación de políticas de conservación basadas en datos confiables (Córdova-Avalos et al., 2009; Guerrero-Lizarazo y Pinilla-Agudelo, 2025).

Los índices de integridad biótica aplicados a grupos biológicos como los anuros representan una herramienta eficaz para el seguimiento de la calidad de los ecosistemas acuáticos (Angarita-Sierra, 2021; Crawford et al., 2023). La presencia, abundancia y diversidad de este grupo taxonómico reflejan con precisión las condiciones ambientales, dado que son altamente sensibles a las alteraciones en sus hábitats (Angarita-Sierra, 2021; Crawford et al., 2023; Dixon et al., 2011; García-Muñoz et al., 2013). Esta sensibilidad se relaciona con particularidades de su biología, entre ellas su fisiología, ciclos de vida que combinan fases acuáticas y terrestres, y la variedad de modos reproductivos que presentan, aspectos que los convierten en bioindicadores de gran utilidad (Soria-Ortíz et al., 2023; Wells, 2007).

Este grupo de fauna ha sido utilizado en el cálculo de los índices de integridad biótica debido a su capacidad para responder rápidamente a cambios en los ecosistemas, su monitoreo, a través de técnicas simples como los conteos de llamadas o los muestreos visuales, proporciona datos valiosos sin requerir equipos especializados, lo que facilita su uso en áreas con recursos limitados (Angarita-Sierra, 2021; Crawford et al., 2023; Dixon et al., 2011). Los anuros también cumplen roles ecológicos fundamentales en la regulación de insectos y la dispersión de nutrientes, contribuyendo al equilibrio y la resiliencia de los ecosistemas frente a perturbaciones ambientales (Saber et al., 2017; Soria-Ortiz et al., 2023). Este enfoque permite no solo evaluar la salud de los humedales, sino también entender su papel en el mantenimiento de la estabilidad ecológica al estar expuesto a las actividades antrópicas (Soria-Ortiz et al., 2023).

La subcuenca del río Ocoa, ubicada en Villavicencio, Meta, Colombia, alberga varios humedales importantes, como Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria, y están siendo afectados por la urbanización y el cambio en el uso del suelo, lo que pone en riesgo tanto su biodiversidad como su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos a las comunidades locales (Cormacarena, 2014). Evaluar el estado de conservación de estos humedales es esencial para implementar políticas de protección y restauración basadas en datos científicos precisos. El objetivo de este estudio es evaluar el estado de conservación de los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria, presentes en la subcuenca del río Ocoa, mediante la aplicación de un índice de integridad biótica basado en anuros. Este enfoque permitirá obtener datos precisos sobre la calidad de estos ecosistemas y contribuirá a la toma de decisiones informadas para su conservación a largo plazo.

3 Planteamiento del problema

Villavicencio, ubicada en el departamento del Meta (Colombia), se caracteriza por su alta humedad y abundantes cuerpos de agua pertenecientes a la subcuenca del río Meta. Los ríos Guatiquía y Guayuriba bordean el casco urbano por el norte y sur respectivamente, mientras que los ríos Negro y Ocoa también forman parte de su hidrografía en la parte central (Secretaría de Planeación de Villavicencio, 2015). Las subcuencas de estos ríos están asociadas a humedales que desempeñan un papel crucial en la regulación del ciclo hidrológico, la recarga de acuíferos y el mantenimiento de la biodiversidad local (Escobar, 2011; Garzón-Cadena, 2021).

Los humedales son áreas de gran relevancia ecológica, social y económica, caracterizadas por su inundación periódica o constante. Estas áreas, donde el agua está presente en la superficie o cerca de ella, controlan el medio y la vida asociada (Convención Ramsar, 2006). El crecimiento de la población y el desarrollo urbanístico están provocando transformaciones ecológicas significativas, resultando en el deterioro drástico o la desaparición de los humedales (Herrera, 2018). Otros factores que contribuyen frecuentemente a la alteración de estos ecosistemas incluyen el vertimiento de aguas residuales, la actividad agrícola, el vertimiento de residuos sólidos y la deforestación (Andrade et al., 2014; Armenteras y Rodríguez, 2014; Senhadji-Navarro et al., 2017).

Otro factor de relevancia es la falta de planificación en los humedales que ha dado lugar a situaciones con consecuencias irreversibles, afectando la salud de la población aledaña y la calidad de vida, lo que genera inseguridad, desvalorización de los predios y un deterioro significativo del ecosistema (Bastidas et al., 2016; Garcia y Silva, 2014; Garzón-Cadena, 2021). Estos problemas tienen implicaciones sanitarias, productivas, económicas y sociales tanto para los individuos como para el estado, afectando directa e indirectamente la dinámica

del desarrollo sostenible (Bastidas et al., 2016; Bernardy et al., 2011; Estébanez, 2014; García y Silva, 2014).

La ausencia de un monitoreo continuo y sistemático de los humedales, sumado a la falta de datos precisos y actualizados sobre el estado de estos ecosistemas, crea un obstáculo significativo para la implementación de estrategias efectivas de manejo y conservación (García y Silva, 2014). El monitoreo insuficiente dificulta la detección temprana de cambios negativos en la salud de los humedales, lo cual es esencial para la toma de decisiones informadas (Marquet, 2020). Además, sin un seguimiento adecuado, es imposible evaluar correctamente el impacto de las intervenciones de conservación y adaptarlas según sea necesario para asegurar la sostenibilidad a largo plazo (Perevochtchikova, 2009).

La integridad biótica es un elemento necesario, aunque poco usado a nivel regional para evaluar la salud de los ecosistemas, requieren ser adaptados a los ensamblajes locales de especies para proporcionar evaluaciones precisas y efectivas (Hernández et al., 2024; Rodríguez-Olarte y Taphorn, 1995; Sierra, 2021). En Villavicencio, el río Ocoa y sus humedales asociados presentan condiciones de deterioro graves, influenciadas por actividades antrópicas, como la deforestación, la urbanización descontrolada y el vertimiento de aguas residuales, la subcuenca recibe el 79% de los vertimientos domésticos e industriales de la ciudad, afectando directamente la calidad del agua y la salud de los ecosistemas (Herrera, 2018; Trujillo-González et al., 2015).

Actualmente, no se cuenta con un índice de integridad biótica adaptado a la biodiversidad de los humedales de la subcuenca del río Ocoa, lo que limita el monitoreo adecuado y, en consecuencia, la implementación de estrategias de conservación efectivas. Ante esta situación, es necesario implementar un índice para esta subcuenca, que permita una

evaluación más precisa del impacto de las actividades humanas y el diseño de acciones de conservación ajustadas a las necesidades locales de los humedales.

4 Justificación

La subcuenca del río Ocoa, ubicada en Villavicencio, comprende 30 microcuencas hidrográficas y 42 cuerpos hídricos superficiales que convergen en su curso principal (Trujillo-González et al., 2015). Esta red hídrica y los humedales asociados desempeñan un papel esencial en la sostenibilidad regional, al proveer agua para consumo humano, agricultura e industria, además de ofrecer hábitats a una amplia variedad de especies acuáticas y terrestres (Ramírez-Gil et al., 2023; Trujillo-González et al., 2015; Velásquez et al., 2024).

Los humedales, reconocidos por su valor ecológico y social, contribuyen a la purificación del agua, la regulación del ciclo hidrológico, la conservación de la biodiversidad y la mitigación del cambio climático mediante el almacenamiento de carbono (Abarca, 2001; Guzmán-Guaraca, 2020; Uribe, 2015). Además, cumplen funciones recreativas y culturales clave para las comunidades locales, generando espacios para el turismo, la educación ambiental y el esparcimiento (Andrade, 2022; Flórez et al., 2023).

La preservación de estos ecosistemas exige un monitoreo continuo y sistemático que permita evaluar su estado de salud y promover acciones de conservación eficaces (Sanay-González y Perales-Valdivia, 2022). Un seguimiento adecuado posibilita la detección temprana de alteraciones negativas y facilita la implementación de medidas preventivas de restauración (Gonenc y Wolflin, 2004; Jafarzadeh et al., 2022; Van Alphen et al., 2024).

Los índices de integridad biótica son herramientas para el monitorear y evaluar la salud de los ecosistemas y orientar las decisiones de gestión (Mena et al., 2017). Estos índices se basan en la presencia y abundancia de especies indicadoras, proporcionando una medida cuantitativa del grado de alteración de un ecosistema y ayudando a identificar áreas prioritarias

para la conservación (Bolívar-García y González-Colorado, 2017; Piñón et al., 2014; Ramírez-Herrejón et al., 2012). Al adaptar estos índices a las condiciones locales de la subcuenca del río Ocoa en Villavicencio, es posible realizar una evaluación precisa de la salud de los humedales y desarrollar estrategias de manejo efectivas que promuevan su conservación a largo plazo.

Además, los índices de integridad biótica que se centran en la población de anfibios ofrecen una perspectiva única sobre la salud de los humedales (Sierra, 2021). Los anfibios son bioindicadores sensibles a cambios ambientales debido a su dependencia de ambientes acuáticos y terrestres (Burggren y Warburton, 2007; Calderon et al., 2023; Llewelyn et al., 2019). La diversidad de especies de anfibios puede proporcionar información valiosa sobre la calidad del agua, la estructura del hábitat y la conectividad ecológica dentro de los humedales (Becerra, 2011; Bernal, 2014; González, 2010; Sparling et al., 2001).

Contar con información detallada sobre la integridad biótica de los humedales es esencial para garantizar su sostenibilidad y su capacidad para sustentar la biodiversidad (Crawford et al., 2023). La incorporación de indicadores específicos de anfibios en los índices de integridad biótica adaptados a los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria en la ciudad de Villavicencio, permitirá obtener una visión integral del estado ecológico del área y orientar estrategias de conservación basadas en evidencia científica.

5 Objetivos

5.1 Objetivo general

Evaluar el estado de conservación de seis humedales presentes en la subcuenca del río Ocoa (Villavicencio, Meta), mediante la aplicación de un índice de integridad biótica basado en anuros.

5.2 Objetivos específicos

Evaluar la riqueza específica de las comunidades de anuros en los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria, localizados en el área de estudio.

Determinar los coeficientes de conservación correspondientes a las especies de anuros presentes en los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria, ubicados en el área de estudio.

Aplicar el índice de integridad biótica basado en anuros para analizar el estado de conservación de los humedales seleccionados y proporcionar recomendaciones para su manejo y conservación.

6 Pregunta de investigación

¿Cuál es el estado de conservación de humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria presentes en la subcuenca del río Ocoa, según un índice de integridad biótica basado en anuros?

7 Hipótesis

Los humedales asociados a la subcuenca del río Ocoa (Villavicencio, Meta) presentan variabilidad en su estado de conservación, el cual se encuentra relacionado con el valor del índice de integridad biótica (IBI) basado en anuros. Se espera que los humedales con mayor grado de alteración y especies con menor valor de conservación presenten valores de IBI bajos, mientras que aquellos con menor alteración y especies con mayor valor de conservación, presenten valores de IBI altos.

8 Marco normativo

El marco normativo y de política ambiental colombiano constituye el soporte fundamental para orientar procesos de investigación, conservación y gestión de los recursos naturales. En este sentido, la evaluación del estado de conservación de los humedales de la subcuenca del río Ocoa mediante un índice de integridad biótica basado en anuros se enmarca en una serie de disposiciones legales, decretos, políticas y resoluciones que regulan la protección de los ecosistemas, el uso sostenible de la biodiversidad y la gestión integral del recurso hídrico. A continuación, se presenta una síntesis de las principales normas relacionadas, junto con su descripción y la forma en que se articulan directamente con el presente estudio.

Tabla 1. Marco normativo y su relación con el estudio

Categoría	Síntesis	Norma/Política/Decreto	Descripción
Marco Constitucional y General	Incluye las leyes y decretos que establecen los fundamentos legales, institucionales y procesales de la gestión ambiental en Colombia, como la Constitución, la creación del SINA y el régimen sancionatorio.	LEY 2478 DE 2025	Por medio de la cual se promueve la conservación de humedales en el territorio nacional y se dictan otras disposiciones
		Constitución Política de Colombia (Arts. 49, 79, 80 y 95)	Establece el ambiente sano como derecho colectivo y deber del Estado, garantiza la protección de la biodiversidad, la planificación ambiental y el deber ciudadano de conservación.
		Ley 23 de 1973	Introduce disposiciones generales en materia ambiental y otorga facultades extraordinarias para expedir el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables.
		Ley 99 de 1993	Crea el Ministerio del Medio Ambiente (hoy MADS), organiza el Sistema Nacional Ambiental (SINA) y establece ejes rectores de la gestión ambiental.
		Ley 1333 de 2009	Establece el procedimiento sancionatorio ambiental en Colombia para garantizar el cumplimiento de la normativa.
		Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible (Decreto 1076 de 2015)	Compila y actualiza las disposiciones normativas relacionadas con la gestión ambiental y el desarrollo sostenible.
		Ley 1151 de 2007 (Plan Nacional de Desarrollo 2006-2010, Art. 92)	Orienta inversiones de las Corporaciones Autónomas Regionales en sectores de agua potable, saneamiento y otros aspectos ambientales.

Conservación y Manejo de Recursos Naturales	Agrupa las normas enfocadas en el uso, protección y control específicos de los componentes del ambiente: agua, biodiversidad, aire, suelo y paisaje. Aborda temas de relevancia prioritaria como el Código de Recursos Naturales, las políticas de biodiversidad y la regulación de vertimientos.	Política nacional para humedales interiores de Colombia (Diciembre 2001)	Define estrategias para la conservación y uso racional de los humedales interiores, articulando la gestión de estos ecosistemas con el ordenamiento territorial.
		Decreto 2811 de 1974 – Código Nacional de Recursos Naturales Renovables	Establece la normativa integral para el uso, conservación y manejo de los recursos naturales renovables (agua, suelos, flora, fauna y paisaje).
		Decreto 1715 de 1978	Reglamenta parcialmente el Código Nacional de Recursos Naturales en lo relacionado con la protección del paisaje, valorando sus funciones ecológicas y culturales.
		Decreto 1594 de 1984	Reglamenta el uso del agua y el manejo de residuos líquidos de acuerdo con el Código Nacional de Recursos Naturales.
		Decreto 948 de 1995	Reglamenta la prevención y el control de la contaminación atmosférica y establece disposiciones para proteger la calidad del aire.
		Política Nacional de Biodiversidad (1995)	Promueve la conservación, el conocimiento y el uso sostenible de la biodiversidad, así como la distribución justa y equitativa de sus beneficios.
		Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (2012)	Orienta la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos para mantener y mejorar la resiliencia de los sistemas socioecológicos.

		Resolución 866 de 2012	Adopte el plan de ordenamiento de las fuentes hídricas superficiales en varias jurisdicciones del departamento del Meta.
		Resolución 1439 de 2017	Fija el factor regional para algunos tramos de varios ríos en el departamento del Meta y ajusta factores previamente establecidos.
		Resolución 2486 de 2018	Inicia el proceso de consulta para establecer la meta de carga contaminante por vertimientos puntuales en varios tramos de ríos para el quinquenio 2019-2023.
Gestión del Riesgo y Planificación Territorial	Contiene las leyes y decretos que integran la prevención y respuesta a desastres con el ordenamiento del territorio. Resalta la importancia de la conservación de ecosistemas (como los humedales) en la reducción del riesgo.	Ley 1523 de 2012	Adopta la Política Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres y crea el Sistema Nacional de Gestión del Riesgo.
		Decreto 308 de 2016	Adopta el Plan Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres e identifica ecosistemas estratégicos en la reducción de riesgos.
		Acuerdo 281 de 2015 (Plan de Ordenamiento Territorial de Villavicencio)	Adopta el nuevo POT del municipio de Villavicencio y establece directrices para el uso y manejo del territorio.

9 Marco conceptual

Anuros: son vertebrados pertenecientes al orden Anura, constituyen el grupo más diverso dentro de los anfibios, con cerca de 8877 especies descritas. Se caracterizan por la ausencia de cola en su etapa adulta, extremidades posteriores adaptadas para el salto y una notable diversidad de estrategias reproductivas y ecológicas. Debido a su sensibilidad a las

alteraciones ambientales, los anuros son considerados indicadores clave de la salud de los ecosistemas acuáticos y terrestres (Wells, 2007).

Bioindicador: es una especie, grupo de especies o conjunto de procesos biológicos que, por sus características ecológicas y su sensibilidad a cambios ambientales, permiten evaluar el estado de conservación de un ecosistema o detectar la presencia de perturbaciones en el ambiente. Los bioindicadores son herramientas clave en el monitoreo ambiental porque reflejan, de manera directa o indirecta, la calidad del aire, del agua, del suelo o de los hábitats en general, y proporcionan información útil para la gestión y conservación de los recursos naturales (Biodiversity Indicators Partnership, 2011).

Censos por encuentros visuales: constituyen un método estandarizado de muestreo que consiste en realizar búsquedas activas de individuos dentro de un área y un tiempo previamente definidos. La técnica implica recorrer de manera sistemática los hábitats de interés y registrar a los organismos que se observan directamente, sin necesidad de capturarlos. Este método es ampliamente utilizado en estudios de biodiversidad porque permite obtener información confiable sobre la riqueza de especies, abundancia relativa y uso del hábitat, especialmente en grupos como anfibios y reptiles que pueden ser detectados visualmente bajo determinadas condiciones ambientales (Crump y Scott, 1994).

Comunidad biológica: es el conjunto de poblaciones de diferentes especies que coexisten en un mismo espacio y tiempo, interactuando entre sí y con el medio ambiente, formando una unidad ecológica que se caracteriza por su composición, estructura y funciones (Begon et al., 2016).

Coeficiente de conservación: Los coeficientes de conservación corresponden a valores que se asignan a las especies de acuerdo con características como su grado de sensibilidad frente a la perturbación, su rareza o la amplitud de su distribución geográfica.

Estos valores permiten establecer un orden de importancia relativa de las especies en relación con los objetivos de conservación. Su incorporación en los índices contribuye a mejorar la capacidad de detección de cambios en la calidad del hábitat, al reflejar con mayor precisión la ocurrencia de especies vulnerables, poco frecuentes o con distribución limitada (Acosta-Ortiz et al., 2025)

Conservación: se refiere al conjunto de prácticas y principios científicos destinados a proteger y mantener la diversidad biológica, asegurando la continuidad de los procesos ecológicos y evolutivos que sustentan la vida en el planeta (Soulé, 1985).

Estado de conservación: en el contexto de humedales, el estado de conservación indica el nivel en que sus componentes ecológicos y funciones naturales se mantienen sin alteraciones significativas, permitiendo la continuidad de los procesos ecológicos y la provisión de servicios ecosistémicos (Secretaría de la Convención Ramsar, 2010).

Evaluación: se entiende como un proceso mediante el cual se identifican y verifican aspectos relevantes del entorno, ya sean ecológicos, sociales, económicos o culturales, previamente caracterizados, con el fin de orientar adecuadamente la planificación y gestión del área estudiada (Secretaría de la Convención Ramsar, 2010).

Gestión ambiental y de los recursos naturales: se entiende como el conjunto de acciones planificadas y coordinadas, orientadas a administrar de manera sostenible los ecosistemas, la biodiversidad y los bienes ambientales (agua, suelo, aire, flora y fauna). Busca armonizar el aprovechamiento económico con la conservación y restauración de los ecosistemas, de manera que se garantice la satisfacción de las necesidades actuales sin comprometer las de las generaciones futuras. Este concepto integra tanto la gestión ambiental como la gestión específica de los recursos naturales renovables, estableciendo un marco para

la prevención de impactos, la regulación del uso del suelo y la protección de servicios ecosistémicos (Congreso de la República de Colombia, 1993; PNUMA, 2019).

Humedales: son áreas donde el agua es el factor principal que controla el entorno y la vida vegetal y animal asociada. Estos ecosistemas pueden ser naturales o artificiales, con presencia de agua permanente o temporal, y abarcan desde cuerpos de agua dulce hasta zonas costeras salobres o saladas (Secretaría de la Convención Ramsar, 2010).

Impacto ambiental: se entiende como cualquier alteración significativa, positiva o negativa, de los componentes del ambiente (físicos, bióticos o sociales) producida por la acción humana o por fenómenos naturales. Dichas alteraciones pueden afectar la calidad de los ecosistemas, la biodiversidad, la salud humana y el bienestar de las comunidades. En el caso de proyectos, obras o actividades, el impacto ambiental se evalúa con el fin de identificar, prevenir, mitigar, corregir o compensar los efectos que puedan comprometer la sostenibilidad y la integridad del medio natural (MAVDT, 2010).

Índice ecológico: es un instrumento de evaluación cuantitativa que integra indicadores ambientales con el propósito de estimar la calidad o el estado funcional de un ecosistema. Este tipo de índice combina variables como la composición, estructura y abundancia de una comunidad biológica, la cobertura de vegetación, la temperatura de la superficie o la humedad edáfica, permitiendo una apreciación integral de las condiciones ecológicas del entorno evaluado (Xu et al., 2019).

Integridad biótica: describe el grado en que un ecosistema mantiene sus características ecológicas originales, incluyendo la diversidad y abundancia de especies, las interacciones entre ellas y los procesos ecológicos fundamentales, sin haber sido significativamente alterado por actividades humanas (Bolívar-García et al., 2017).

Perturbación ambiental: se entiende como cualquier alteración temporal o permanente en las condiciones naturales de un ecosistema, generada por factores naturales (como incendios, inundaciones o erupciones volcánicas) o antrópicos (como la deforestación, la contaminación o la urbanización), que modifica la estructura, composición o funcionamiento del sistema ecológico (Pickett y White, 1985).

Restauración ecológica: es el proceso de asistir de manera intencional la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, con el propósito de restablecer su estructura, composición, funciones ecológicas y capacidad para proveer servicios ambientales de manera sostenible (SER, 2004).

Riqueza de especies: es una medida básica de la diversidad biológica que se refiere al número total de especies presentes en una comunidad, ecosistema o área determinada, sin considerar la abundancia relativa de cada una de ellas. Es un indicador fundamental para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas, ya que refleja el nivel de variedad biológica y permite realizar comparaciones entre diferentes sitios o periodos de tiempo (Magurran, 2004).

Salud ambiental: comprende aquellos aspectos de la salud humana, incluida la calidad de vida, que son determinados por factores físicos, químicos, biológicos, sociales y psicosociales en el medio ambiente. También se refiere a la teoría y la práctica de valorar, corregir, controlar y prevenir aquellos factores del medio ambiente que potencialmente pueden afectar adversamente la salud de las generaciones presentes y futuras (WHO, 2002).

Sostenibilidad: se refiere a la capacidad de satisfacer las necesidades actuales de las sociedades humanas sin comprometer la posibilidad de que las generaciones futuras puedan satisfacer las suyas. En el ámbito ambiental, implica mantener el equilibrio de los ecosistemas, garantizando el uso responsable de los recursos naturales, la protección de la biodiversidad y

la resiliencia de los sistemas ecológicos y sociales. La sostenibilidad integra tres dimensiones interdependientes: ambiental, social y económica, que deben gestionarse de manera armónica para asegurar la permanencia de los servicios ecosistémicos y la calidad de vida (United Nations, 1987).

Subcuenca hidrográfica: Una subcuenca hidrográfica corresponde a una unidad territorial definida topográficamente dentro de una cuenca mayor, delimitada por divisorias de aguas, en la cual se concentran los escurrimientos superficiales que desembocan en un tramo específico de un río principal (Muñoz-Pedraza, 2015).

Urbanización: es el proceso mediante el cual se incrementa la concentración de población, infraestructura y actividades económicas en áreas determinadas, transformando de manera significativa el uso del suelo y la estructura del paisaje. Este fenómeno implica la expansión de zonas residenciales, industriales y de servicios, generalmente a expensas de ecosistemas naturales, lo cual genera presiones sobre la biodiversidad, los recursos hídricos y la calidad ambiental. En el contexto de la gestión de cuencas, la urbanización se considera uno de los principales factores de transformación del territorio, al afectar la cobertura vegetal, la dinámica hídrica y la integridad ecológica de humedales y otros ecosistemas asociados (UN-Habitat, 2020).

10 Marco teórico

La integridad biótica puede ser entendida como la capacidad de mantener y sustentar una comunidad biológica con sus atributos ecológicos como la estructura y composición, así como con sus dinámicas de interacción naturales (Karr, 1981). Frente a esto, se entiende que el estado de conservación de un sistema particular puede ser determinado a partir del estudio de los organismos que lo componen en sus diferentes niveles ecológicos, ya que estos organismos actúan como sensores vivos de los cambios en la calidad ambiental, reflejando

mediante su presencia, ausencia o condición física, el grado de alteración del ecosistema (Crawford et al., 2023; Lin et al., 2024). El concepto de integridad biótica se ha transformado en una herramienta clave en el monitoreo ecológico, dado que permite integrar diferentes componentes estructurales y funcionales de los ecosistemas en una medida comprensible y útil para la gestión ambiental (Alexandrino et al., 2017; Angarita-Sierra, 2021; Bolívar-García et al., 2017; Crawford et al., 2023; Lin et al., 2024).

En este contexto, se han desarrollado diferentes índices que buscan dar cuenta de la integridad biótica de ecosistemas como arroyos, humedales y bosques (Angarita-Sierra, 2021; Bolívar-García et al., 2017; Crawford et al., 2023; Karr, 1981). Estos índices permiten establecer relaciones entre la diversidad biológica y los factores de presión ambiental, facilitando diagnósticos sobre el estado de salud de un ecosistema (Angarita-Sierra, 2021; Crawford et al., 2023). Se han utilizado diversos modelos que incluyen el estudio de comunidades de bacterias, plantas, macroinvertebrados acuáticos, peces y vertebrados terrestres como los anfibios (Crawford et al., 2023; Karr, 1981; Lin et al., 2024, Sun et al., 2019; Weigel et al. 2002). Cada uno de estos grupos taxonómicos ofrece ventajas particulares como bioindicadores debido a sus respuestas específicas ante distintas presiones ecológicas.

En particular, los modelos multicomunitarios integran múltiples grupos biológicos (por ejemplo, peces, macroinvertebrados, fitoplancton y zooplancton) para obtener una evaluación más robusta del estado ecológico (Sun et al., 2019). Esta estrategia mejora la sensibilidad de los índices ante diferentes gradientes de perturbación y permite una comprensión más holística del ecosistema. Adicionalmente, se ha demostrado que la combinación de métricas multiespecíficas en esquemas híbridos de clasificación (como la combinación del sistema hidrogeomórfico y el Cowardin) mejora la capacidad de detección de impactos antrópicos en humedales (Veselka et al., 2021).

Particularmente, los anfibios han ganado atención como bioindicadores biológicos clave, debido a su dependencia de cuerpos de agua para reproducirse, su baja capacidad de dispersión, su uso de microhábitats específicos y su piel permeable que los hace altamente susceptibles a contaminantes, lo que los convierte en centinelas sensibles de la calidad ambiental (Acosta-Ortiz et al., 2024; Angulo et al., 2006; Baharuddin et al., 2015; Meredith, 2016; Micacchion, 2002; Wells, 2007). Estas características, junto con su importancia ecológica como reguladores de poblaciones de invertebrados y como presas de numerosos depredadores, refuerzan su papel como elementos clave en la evaluación de la integridad ecológica (Wells, 2007).

Diversos estudios documentan que los anfibios responden a perturbaciones mediante alteraciones comportamentales, fisiológicas y morfológicas, tales como cambios en el tamaño corporal, la tasa de crecimiento o la aparición de malformaciones (Saber et al., 2017; Wells, 2007). También se han identificado cambios en la composición y estructura de las comunidades como respuesta a la intervención sobre el hábitat, lo cual puede derivar incluso en extinciones locales en caso de una pérdida crítica de condiciones óptimas (Belcik y Klimaszewski, 2021; dos Santos-Protazio et al., 2022; Rohman et al., 2020). Estas alteraciones permiten hacer inferencias sobre los procesos ecológicos subyacentes y facilitan la toma de decisiones informadas para la conservación (Crawford et al., 2023).

En Colombia, Angarita-Sierra (2021) desarrolló el Índice de Integridad Biótica basado en Anuros (IBIA) para sabanas inundables del departamento de Casanare. Este índice incorpora rasgos de historia natural para asignar coeficientes ecológicos a cada especie, considerando su respuesta esperada ante distintas condiciones del paisaje (Angarita-Sierra, 2021). Esta iniciativa representa uno de los pocos esfuerzos en el contexto tropical sudamericano por adaptar metodologías de integridad biótica al contexto de la biodiversidad neotropical.

Por su parte, en Estados Unidos, Micacchion (2002) propuso el AmphIBI, posteriormente mejorado como aIBI (Crawford et al., 2023), que asigna coeficientes de conservación a especies de anuros y salamandras mediante consulta a expertos. El aIBI se diferencia por incluir el esfuerzo de muestreo como una variable metodológica fundamental, recomendando un mínimo de cuatro a cinco muestreos distribuidos durante la temporada reproductiva para alcanzar niveles aceptables de error ($<5\%$) (Crawford et al., 2023). Esta sistematización permite generar estimaciones comparables entre sitios y periodos, fortaleciendo su utilidad para el monitoreo ecológico a largo plazo (Crawford et al., 2023).

Además, estudios recientes han validado el uso de comunidades multiespecíficas (anfibios, aves, vegetación, macroinvertebrados) como indicadores sensibles en programas de monitoreo ecológico (Sun et al., 2019; Veselka et al., 2021). Estas aproximaciones no solo mejoran la sensibilidad de los índices frente a los gradientes de disturbio, sino que permiten adaptar el nivel de monitoreo según los recursos disponibles (Veselka et al., 2021).

La utilidad de los índices de integridad biótica va más allá de la simple evaluación ecológica. Estos se constituyen como herramientas de apoyo a la toma de decisiones en conservación, restauración ecológica, planificación territorial y monitoreo ambiental (Crawford et al., 2023; Sun et al., 2019; Veselka et al., 2021). En especial, en escenarios de presión urbana, los humedales actúan como remanentes de biodiversidad, y la presencia de comunidades saludables de anfibios puede indicar condiciones ecológicas favorables (Crawford et al., 2023). Por tanto, la evaluación de estos espacios mediante anfibios es crucial para identificar áreas prioritarias de manejo y diseñar estrategias de intervención basadas en evidencia (Crawford et al., 2023).

Los enfoques multicomunitarios, como los propuestos por Sun et al. (2019) y Veselka et al. (2021), destacan la ventaja de integrar múltiples grupos taxonómicos para mejorar la sensibilidad de los índices frente a diversas perturbaciones ambientales. Esta integración

permite que distintos aspectos del ecosistema sean representados, ya que cada grupo responde de manera diferente a los cambios en la calidad del hábitat (Sun et al., 2019). Por ejemplo, los macroinvertebrados pueden reflejar alteraciones en la calidad del agua a corto plazo, mientras que las comunidades vegetales evidencian transformaciones a mediano y largo plazo (Veselka et al., 2021; Weigel et al. 2002). Esta complementariedad proporciona una herramienta más sólida para el monitoreo y diagnóstico ambiental.

Además, la clasificación híbrida de humedales (HGM × Cowardin) propuesta por Veselka et al. (2021) permite afinar el análisis de integridad ecológica al combinar la estructura de la vegetación con la posición hidrogeomorfológica del paisaje. Esta estrategia ha demostrado ser más efectiva para explicar la variabilidad en los datos biológicos que los métodos tradicionales de una sola clasificación (Veselka et al., 2021). El uso de múltiples esquemas de clasificación también permite priorizar sitios de monitoreo en función de sus características ecológicas y el grado de sensibilidad frente a disturbios humanos (Veselka et al., 2021).

En cuanto a la implementación práctica de estos índices, uno de los aportes más importantes es su utilidad para evaluar la efectividad de proyectos de restauración ecológica (Crawford et al., 2023; Alexandrino et al., 2017). Al establecer líneas base de referencia y monitorear cambios en la composición de especies a lo largo del tiempo, los IBI permiten medir el éxito ecológico de las intervenciones más allá de indicadores físicos o de diseño (Alexandrino et al., 2017; Bolívar-García et al., 2017; Crawford et al., 2023). Por ejemplo, la simple presencia de vegetación no asegura la funcionalidad ecológica si no se acompaña de una comunidad biológica representativa del ecosistema natural (Bolívar-García et al., 2017; Veselka et al., 2021).

Otro aspecto destacado en la literatura es la posibilidad de adaptar el monitoreo a distintos niveles de capacidad técnica y recursos disponibles (Crawford et al., 2023; Veselka

et al., 2021). Veselka et al. (2021) sugieren que los índices basados en anfibios y aves pueden ser recolectados con la participación de voluntarios capacitados, lo cual reduce costos y promueve la educación ambiental y la apropiación social del conocimiento ecológico. Este modelo participativo es especialmente valioso en contextos donde los recursos institucionales son limitados, y puede ser replicado en regiones tropicales para fomentar redes ciudadanas de monitoreo (Veselka et al., 2021).

En el contexto de la gestión del territorio, los índices de integridad biótica también sirven como criterios técnicos para la delimitación de áreas prioritarias para la conservación (Bolívar-García et al., 2017; Alexandrino et al., 2017; Crawford et al. 2023; Lin et al., 2024). Al identificar ecosistemas con alta integridad biótica, se pueden orientar políticas públicas y esfuerzos de manejo hacia zonas clave para la conectividad ecológica, el mantenimiento de servicios ecosistémicos y la resiliencia frente al cambio climático (Crawford et al. 2023; Lin et al., 2024). Asimismo, estos índices pueden ser incorporados en esquemas de compensación ambiental y evaluación de impacto, asegurando una mejor toma de decisiones basada en evidencia científica (Bolívar-García et al., 2017; Crawford et al. 2023; Lin et al., 2024).

Por último, es fundamental considerar el potencial de los IBI como instrumentos de evaluación funcional de los humedales (Crawford et al. 2023). Más allá de su valor ecológico, los humedales cumplen funciones esenciales como la regulación hídrica, la retención de nutrientes y la mitigación de inundaciones (Secretaría de la Convención Ramsar, 2010). Al incluir métricas relacionadas con estas funciones, se amplía el alcance de los IBI y se refuerza su papel como herramientas integrales de gestión ambiental (Secretaría de la Convención Ramsar, 2010; Crawford et al. 2023). Futuras investigaciones deberían explorar la vinculación entre los índices bióticos y las funciones ecosistémicas, a fin de construir indicadores más completos y funcionalmente relevantes.

11 Estado del arte

El concepto de integridad biótica tuvo sus bases en los planteamientos iniciales de Karr (1981), quien propuso este enfoque como una herramienta integral para evaluar el estado de los ecosistemas acuáticos a partir de la estructura y función de sus comunidades biológicas. En Colombia, este marco fue retomado y adaptado por Angarita-Sierra (2021), quien diseñó el índice de integridad biótica basado en anuros (IBIa) en sabanas inundables del Casanare, incorporando atributos de historia natural de las especies para evaluar la calidad ecológica. Posteriormente, Crawford et al. (2023) ampliaron estas perspectivas al discutir la aplicabilidad de los índices bióticos en diferentes contextos tropicales, resaltando su valor en escenarios de alta biodiversidad y presión antrópica.

La pertinencia de los anfibios como indicadores biológicos fue ampliamente discutida en la literatura. Micacchion (2002) los reconoció como organismos sensibles a variaciones ambientales y propuso su uso para medir la condición de los humedales. Angulo et al. (2006) destacaron su vulnerabilidad frente a cambios en el entorno y su relevancia para programas de monitoreo en América Latina. En la misma línea, Wells (2014) sintetizó la estrecha relación entre la biología de los anfibios y la estabilidad de los ecosistemas acuáticos, mientras que Baharuddin et al. (2015) y Meredith (2016) enfatizaron la utilidad de este grupo como centinelas frente a presiones antrópicas, reforzando su valor como bioindicadores globales.

El vínculo entre las configuraciones del hábitat, la disponibilidad de recursos y la respuesta de las comunidades de anfibios también fue documentado en diversos trabajos. Wells (2014) planteó que la complejidad estructural del hábitat regulaba la diversidad de especies y su distribución. Johari et al. (2021) demostraron cómo la alteración de la cobertura vegetal incidía directamente en la riqueza de anfibios, mientras que Acosta-Ortiz (2022) evidenció la relación entre el tamaño corporal y la amplitud de nicho en especies de

Leptodactylidae en Casanare. En la misma dirección, dos Santos-Protazio (2022) resaltó la importancia de los recursos disponibles en la configuración de comunidades y la sensibilidad de los anfibios frente a cambios en el paisaje. A su vez, Acosta-Ortiz et al. (2024) mostraron que los microhábitats, definidos por variables como sustrato, posición vertical y tipo de vegetación, representaban divisiones finas del hábitat donde ocurría la mayor diferenciación en el uso de recursos por las comunidades de anuros. Sus resultados evidenciaron variaciones en la amplitud de nicho entre especies especialistas y generalistas, así como patrones de solapamiento comunitario sin mecanismos reguladores evidentes, lo que sugirió que en ambientes antropizados la estructura de las comunidades podía estar más condicionada por factores externos que por interacciones ecológicas. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de considerar la heterogeneidad ambiental como un factor determinante en la evaluación de la integridad biótica.

La transformación y pérdida de hábitat han sido señaladas como una de las principales amenazas para la conservación de los anfibios. Stapanian et al. (2015) mostraron cómo estas presiones reducían la integridad ecológica de los humedales en Norteamérica, mientras que Saber et al. (2017) y Rohman et al. (2020) documentaron efectos similares en contextos tropicales y subtropicales. En Colombia, Angarita-Sierra (2021) demostró que los anuros respondían de manera predecible a gradientes de alteración en sabanas inundables, confirmando su utilidad como bioindicadores. Estos hallazgos coincidieron con las evidencias aportadas por Belcik y Klimaszewski (2021) en ecosistemas europeos y por dos Santos-Protazio (2022) en Brasil, lo que reforzó la idea de que los anfibios eran sensibles a la fragmentación, la contaminación y el cambio de uso del suelo en diferentes escalas geográficas.

En cuanto a la aplicación de índices de integridad biótica en Colombia, Pinilla-Agudelo et al. (2014) y Bolívar-García et al. (2017) desarrollaron herramientas basadas en comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos, consolidando antecedentes metodológicos relevantes. Sin embargo, el único esfuerzo previo con anfibios correspondió al trabajo de Angarita-Sierra (2021), lo que resaltó la novedad y pertinencia del presente estudio. En el plano metodológico, Micacchion (2002) y Stapanian et al. (2015) establecieron lineamientos para la construcción de índices basados en anfibios, posteriormente retomados y adaptados por Angarita-Sierra (2021) y discutidos por Crawford et al. (2023).

El diseño del muestreo de anfibios es otro aspecto clave en este tipo de evaluaciones, por lo qué, los protocolos de Crump y Scott (1994) constituyen la referencia básica para el levantamiento de datos herpetológicos, así mismo, Angulo et al. (2006) plantean metodologías su aplicación en programas de monitoreo en la región neotropical. En años recientes, Stapanian et al. (2015), Kunz et al. (2019), Angarita-Sierra (2021) y Crawford et al. (2023) ajustaron estas metodologías a contextos específicos, lo que garantizó la confiabilidad de los registros en campo. Para la estimación de la riqueza potencial en los humedales de la subcuenca, se siguieron las aproximaciones propuestas por Lynch (2006), lo cual permitió seleccionar adecuadamente las guías taxonómicas de referencia, entre ellas los trabajos de Cochran y Goin (1970) y Duellman (1978).

Finalmente, la caracterización ambiental del área de estudio se apoyó en fuentes regionales. Cormacarena y Foxi (2005) describieron la dinámica hidrográfica de la subcuenca del río Ocoa, mientras que Cormacarena (2014) aportó información sobre la localización y declaratoria de los humedales como áreas protegidas. Para la definición del tipo y diseño de la investigación, se siguieron las orientaciones metodológicas de Hernández et al. (2014), lo que

permitió consolidar un marco riguroso y replicable para la aplicación del índice de integridad biótica basado en anfibios.

12 Marco referencial

El marco referencial de este estudio se apoya en la necesidad de evaluar la integridad ecológica de humedales urbanos en la subcuenca del río Ocoa, un territorio sometido a presiones como urbanización, ganadería y contaminación. En Colombia se han desarrollado distintos índices de integridad biótica aplicados a diversos grupos y ecosistemas (Ej. Bolívar-García et al. 2017), pero solo uno con base en anuros: el propuesto por Angarita-Sierra (2021) en sabanas inundables del Casanare. Este índice incorpora rasgos de historia natural para asignar coeficientes ecológicos a cada especie y constituye uno de los primeros esfuerzos en el trópico sudamericano por adaptar esta metodología a la biodiversidad neotropical. El presente estudio representa el segundo trabajo en el país que emplea anuros como grupo focal para evaluar la integridad de humedales, ampliando la aplicación del IBIA en seis sistemas de Villavicencio y generando insumos técnicos para su gestión y conservación. La caracterización de los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria, permite la comprensión del contexto ecológico y social en el que se desarrolla el presente estudio. Estos ecosistemas, forman parte del entramado hídrico y ecológico de Villavicencio y presentan particularidades en cuanto a extensión, vegetación, fauna y grado de conservación. Su descripción combina información documental con observaciones de campo, lo que permite reconocer tanto sus atributos ecológicos como las presiones antrópicas que los afectan, y ofrece una base para la interpretación de los resultados obtenidos a partir de la aplicación del índice de integridad biótica basado en anuros.

12.1 Humedal Aguas Claras

El humedal Aguas Claras, protegido por Cormacarena (Fotografía 1) desde marzo de 2024, abarca aproximadamente 7,98 ha y se localiza en el sector de La Alborada (Alfárez-Castillo et al., 2023; Hurtado-Espinosa et al., 2013). El humedal se encuentra sobre antiguos abanicos aluviales del piedemonte llanero, lo que le confiere condiciones geomorfológicas receptoras de aguas subterráneas y superficiales (Hurtado-Espinosa et al., 2013). Su principal cuerpo hídrico es el caño Aguas Claras (Fotografía 2 y 3), un afluente urbano que recoge escorrentía y descargas domésticas desde áreas residenciales cercanas. El paisaje está compuesto por zonas boscosas (Fotografía 4 y 5) y sectores abiertos, lo que favorece una alta heterogeneidad estructural útil para diversos grupos faunísticos. La cobertura vegetal incluye especies como *Ficus* sp., dormidero, y palma de moriche, complementadas con procesos de restauración mediante la siembra de especies nativas como yopo, flor amarillo y flor morado, realizados en jornadas ambientales durante 2025 (Llano al Mundo, 2025). La fauna del humedal incluye aves como pavas (*Ortalis guttata*) (Fotografía 6), garzas silbadoras (*Syrigma sibilatrix*) (Fotografía 7) y diversos passeriformes como el sirirí (*Tyrannus melancholicus*) (Fotografía 8); reptiles endémicos como iguanas (*Iguana iguana*) (Fotografía 9) y el gecko leopardo de los Llanos (*Gonatodes riveroi*) (Fotografía 10) y mamíferos como chuchas (*Didelphis marsupialis*) (Fotografía 11), zorros cangrejeros (*Cerdocyon thous*) y el primate endémico *Aotus brumbacki*. El humedal se ha visto afectado por vertimientos no controlados, acumulación de residuos sólidos (Fotografía 12) y rellenos ilegales (Alfárez et al., 2023). A esto se suma la presencia de ganado y de gatos domésticos. Pese a estas presiones, este ecosistema presta servicios ecológicos clave, como la regulación hídrica, la recarga de acuíferos, la depuración de contaminantes y la estabilización de sedimentos, siendo también un espacio estratégico para la educación ambiental comunitaria.



*Fotografía 1. Valla humedal
Aguas Claras*



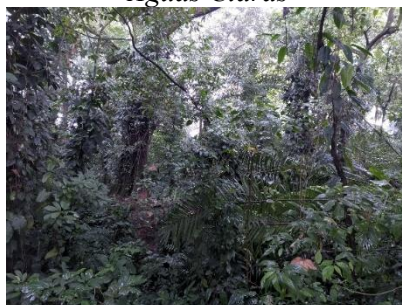
*Fotografía 2. Vista del caño
Aguas Claras*



*Fotografía 3. Vista del caño
Aguas Claras*



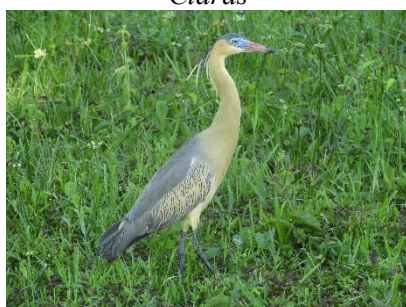
*Fotografía 4. Vista de área
boscosa en humedal Aguas
Claras*



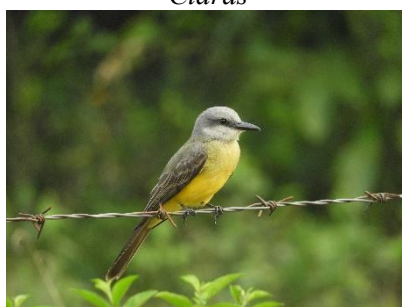
*Fotografía 5. Vista de área
boscosa en humedal Aguas
Claras*



*Fotografía 6. Individuo de Ortalis
guttata, observado durante el
trabajo de campo en el humedal.*



*Fotografía 7. Individuo de
Syrigma sibilatrix, observado
durante el trabajo de campo en el
humedal*



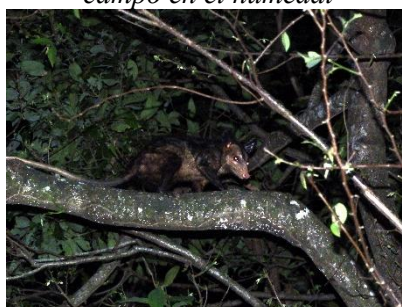
*Fotografía 8. Individuo de
Tyrannus melancholicus,
observado durante el trabajo de
campo en el humedal*



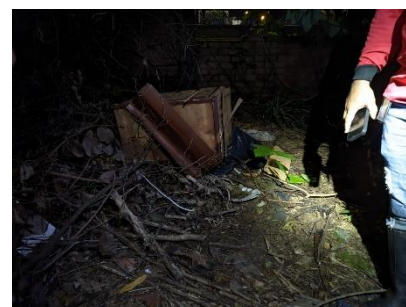
*Fotografía 9. Individuo de Iguana
iguana, observado durante el
trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 10. Individuo de
Gonatodes riveroi, observado
durante el trabajo de campo en el
humedal*



*Fotografía 11. Individuo de
Didelphis marsupialis, observado
durante el trabajo de campo en el
humedal*



*Fotografía 12. Residuos sólidos
observados durante el trabajo de
campo en el humedal*

12.2 Parque ecológico Humedal Calatrava

El Área de Recreación Parque Ecológico Humedal Calatrava se encuentra en zona urbana y cubre aproximadamente 10,74 hectáreas (Fotografía 13), de las cuales la mayor proporción corresponde al espejo de agua y a la franja de protección según el POT y el acuerdo de 2011 (Secretaría de Planeación Municipal, 2013). Se alimenta por corrientes superficiales (Fotografía 14) y subterráneas y forma parte de la cuenca del caño Maizaro, uno de los afluentes urbanos más presionados de Villavicencio, que desemboca en el río Ocoa y posteriormente en el río Guatiquía (Herrera-Malagón y Rincón-Blanquicet, 2018). El paisaje del humedal integra zonas abiertas, vegetación ribereña secundada y espacios acondicionados para uso recreativo (Herrera-Malagón y Rincón-Blanquicet, 2018). En las áreas abiertas (Fotografía 15) y boscosas (Fotografía 16 y 17) se han identificado al menos 25 especies en 15 familias botánicas, mientras que en fauna destaca la avifauna, con registros frecuentes del alcaraván (*Vanellus chilensis*) (Fotografía 18), el gavián pollero (*Rupornis magnirostris*) (Fotografía 19) y el garrapatero (*Crotophaga ani*) (Fotografía 20) (Secretaría de Planeación Municipal, 2013). En cuanto a reptiles, se ha observado la presencia de la tortuga escorpión (*Kinosternon scorpioides*) (Fotografía 21), la serpiente viejita (*Ninia atrata*) (Fotografía 22). Así mismo, este humedal es hogar del Zocay, *Plecturocebus ornatus* (Fotografía 23), una especie de primate endémico que se encuentra amenazado. El humedal enfrenta invasiones urbanísticas, desplazamiento de fauna, acumulación de residuos sólidos (Fotografía 24) y vertimientos domésticos; en respuesta, en 2022 se ejecutó un convenio municipal para recuperar 4 ha invadidas y habilitar senderos educativos (Villavicencio Día a Día, 2023). Calatrava actúa como eslabón ecológico dentro del mosaico urbano, regulando avenidas fluviales, favoreciendo la recarga de acuíferos y proporcionando un escenario clave para la educación ambiental y el bienestar comunitario.



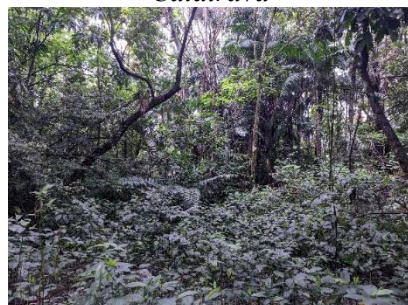
Fotografía 13. Valla humedal Calatrava



Fotografía 14. Vista de corriente superficial en humedal Calatrava



Fotografía 15. Vista de área abierta de humedal Calatrava



Fotografía 16. Vista de área boscosa en humedal Calatrava



Fotografía 17. Vista de área boscosa en humedal Calatrava



*Fotografía 18. Individuo de *Vanellus chilensis*, observado durante el trabajo de campo en el humedal.*



*Fotografía 19. Individuo de *Rupornis magnirostris*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



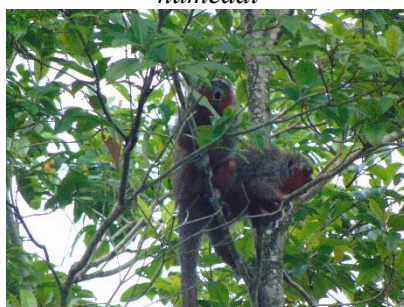
*Fotografía 20. Individuo de *Crotophaga ani*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 21. Individuo de *Kinosternon scorpioides*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 22. Individuo de *Ninia atrata*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 23. Individuos de *Plecturocebus ornatus*, observados durante el trabajo de campo en el humedal*



Fotografía 24. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal.

12.3 Parque ecológico Humedal Caracolí

El Área de Recreación Parque Ecológico Humedal Caracolí (Fotografía 25) está situado en una zona suburbana y abarca una extensión de 33,23 hectáreas, de las cuales aproximadamente 20,27 ha corresponden al área interna del humedal y 12,95 ha a la franja de protección (Garzón et al., 2021). Forma parte de la cuenca del caño Remache o Quebrada Grande, afluente del río Ocoa y, a su vez, del Guatiquía. El paisaje combina sectores de bosque de galería, vegetación riparia herbácea (Fotografía 26), áreas de rastrojo y franjas de transición entre zonas boscosas (Fotografía 27) y abiertas (Fotografía 28), lo que propicia la presencia de estructuras ecológicas diversas. La vegetación incluye 54 especies repartidas en 44 géneros y 31 familias, con predominio de especies heliófitas como lacre, tuno, cordoncillo, balsas y yarumo (Garzón et al., 2021). La fauna silvestre destaca por una rica avifauna, entre la que se encuentran la garza del ganado (*Ardea ibis*) (Fotografía 29), el alcarván (*Hesperoburhinus bistratus*) (Fotografía 30) y el gallito de agua (*Jacana jacana*) (Fotografía 31). Así mismo, el humedal es hábitat de la coral endémica de Villavicencio (*Micrurus medemi*) (Fotografía 32), la lapa (*Cuniculus paca*), el armadillo nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*), la rata del bambú (*Dactylomys dactylinus*) (Fotografía 33) y el mono nocturno (*Aotus brumbacki*) (Fotografía 34) el cual es endémico. No obstante, el humedal enfrenta amenazas como tala y caza indiscriminada, contaminación hídrica, disposición inadecuada de residuos sólidos, actividades de ganadería (Fotografía 35) y el atropellamiento de fauna en las vías que lo bordean (Fotografía 36). A pesar de ello, presta servicios ecosistémicos fundamentales como la regulación del régimen hídrico y el ciclado de nutrientes, y ofrece oportunidades para el paisajismo, la educación ambiental y la recreación de la comunidad (Garzón et al. 2021).



Fotografía 25. Valla humedal Caracolí



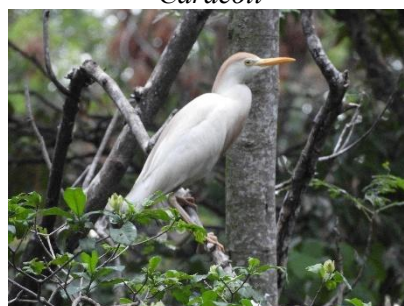
Fotografía 26. Vista de vegetación riparia en humedal Caracolí



Fotografía 27. Vista de área boscosa en humedal Caracolí



Fotografía 28. Vista de área abierta en humedal Caracolí



Fotografía 29. Individuo de Ardea ibis, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 30. Individuo de Hesperoburhinus bistriatus, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 31. Individuo de Jacana jacana, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 32. Individuo de Micrurus medemi, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 33. Individuo de Dactylomys dactylinus observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 34. Individuo de Aotus brumbacki, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 35. Actividades de ganadería observadas durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 36. Individuo de Rhinella marina colisionado en vía que bordea el humedal

12.4 Parque ecológico Humedal Charco-Oasis

El Área de Recreación Parque Ecológico Humedal El Charco-Oasis se ubica en zona urbana y cubre 10,74 hectáreas, de las cuales 5,69 ha corresponden al cuerpo de agua y 5,05 ha conforman la franja de protección (Secretaría de Planeación, 2013). En su interior se localiza el nacimiento del caño Oasis, que forma parte de la microcuenca del caño La Cuerera y desemboca en el río Ocoa y, posteriormente, en el río Guatiquía (Buitrago-Amaya y López-Muñoz, 2021). El paisaje presenta áreas boscosas (Fotografía 37) intercaladas con áreas densamente vegetadas y zonas abiertas (Fotografía 38 y 39), favoreciendo una matriz estructural heterogénea (Secretaría de Planeación, 2013). Se han registrado 28 especies de plantas pertenecientes a 20 familias botánicas, con dominancia de cheflera, choapo y palma turriago (Buitrago-Amaya y López-Muñoz, 2021). En cuanto a fauna, alberga aves como loros (*Forpus conspicillatus*) (Fotografía 40), el bien parado (*Nyctibius grandis*) (Fotografía 41), carpinteros (*Melanerpes cruentatus*) (Fotografía 42) y turpiales (*Gymnomystax mexicanus*) (Fotografía 43); reptiles representativos de Villaviencio como la falsa mapaná (*Helicops angulatus*) (Fotografía 45) y la tierrera (*Atractus fuliginosus*) (Fotografía 46). Así mismo, se registran mamíferos como chuchas (*Didelphis marsupialis*), el mono nocturno (*Aotus brumbacki*) y la lapa (*Cuniculus paca*) (Fotografía 44) (Secretaría de Medio Ambiente, 2018). Un estudio demostró que el humedal atenúa el efecto de isla de calor urbana, reduciendo en un rango de 2,7 °C a 3,4 °C la temperatura hasta 90 m al sur (Buitrago y López, 2021). Además, actúa como sumidero de carbono, sequestrando aproximadamente 2,68 ton C/ha, lo que representa cerca de 16,11 t de C en total gracias principalmente a especies leñosas (Cruz y Vásquez, 2024). Sin embargo, este ecosistema también presenta problemáticas asociadas a la acumulación de basuras (Fotografía 47), la incursión de gatos domésticos y actividades de ganadería (Fotografía 48).



Fotografía 37. Vista de área boscosa en humedal Charco Oasis



Fotografía 38. Vista de área abierta en humedal Charco Oasis



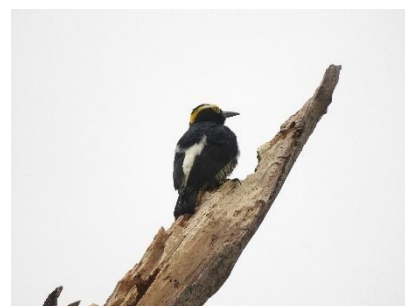
Fotografía 39. Vista de área abierta en humedal Charco Oasis



*Fotografía 40. Individuo de *Forpus conspicillatus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



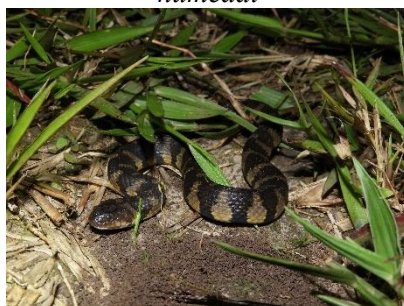
*Fotografía 41. Individuo de *Nyctibius grandis*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 42. Individuo de *Melanerpes cruentatus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 43. Individuo de *Gymnomystax mexicanus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 44. Individuo de *Helicops angulatus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 45. Individuo de *Atractus fuliginosus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 46. Individuo de *Cuniculus paca*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



Fotografía 47. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 48. Vista de heces de ganado dentro del área boscosa del humedal

12.5 Parque ecológico Humedal Coroncoro

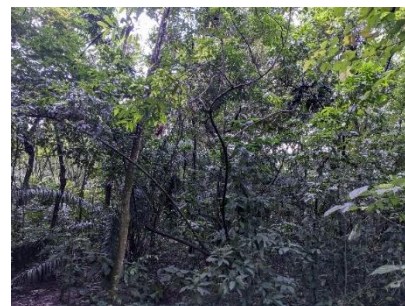
El Área de Recreación Parque Ecológico Humedal Coroncoro (Fotografía 49) abarca 30,2 ha en zona urbana, dentro de la microcuenca de los Caños Negros, afluente del río Ocoa y posteriormente del Guatiquía. Presenta áreas abiertas y boscosas (Fotografía 50 y 51) conformadas por fragmentos de bosque secundario y rastrojos altos y bajos, donde se han registrado 39 especies de plantas en 22 familias, destacándose la palma zancona. La fauna incluye aves como la pava hedionda (*Opisthocomus hoazin*) (Fotografía 52), carpinteros (*Colaptes punctigula*) (Fotografía 53), miras (*Turdus nudigenis*) (Fotografía 54) y coquitos (*Phimosus infuscatus*) (Fotografía 55); reptiles como lagartijas (*Anolis scypheus*) (Fotografía 56), matos (*Cnemidophorus gramivagus*) (Fotografía 57) y lobos polleros (*Tupinambis cryptus*) (Fotografía 58); y mamíferos como el oso palmero (*Myrmecophaga tridactyla*), la chucha (*Didelphis marsupialis*) y el zorro cangrejero (*Cerdocyon thous*) (Fotografía 59). Desde 2020 se desarrollan jornadas comunitarias de reforestación con 300 árboles nativos y un vivero de “Aula Viva”, apoyados por Cormacarena y actores locales (Alcaldía de Villavicencio, 2020; Stereo Noticias Villavicencio, 2025). En 2023 se actualizó el Plan de Manejo Ambiental, incorporando monitoreo de biodiversidad y calidad del agua, además de promover el compromiso comunitario para mantener el humedal libre de contaminación (Llano al Mundo, 2024; Stereo Noticias Villavicencio, 2025). Sin embargo, persisten residuos en los márgenes de las quebradas (Figura 60) y la presencia de gatos domésticos. Pese a estas presiones, el humedal sigue siendo clave para la conectividad ecológica, la regulación de nutrientes en el paisaje periurbano y el esparcimiento comunitario (Garzón et al., 2021).



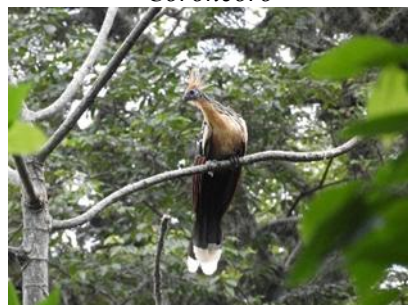
Fotografía 49. Valla humedal Coroncoro



Fotografía 50. Vista de área boscosa humedal Coroncoro



Fotografía 51. Vista de área boscosa humedal Coroncoro



Fotografía 52. Individuo de Opisthocomus hoazin, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 53. Individuo de Colaptes punctigula, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 54. Individuo de Turdus nudigenis, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 55. Individuo de Phimosus infuscatus, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 56. Individuo de Anolis scypheus, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 57. Individuo de Cnemidophorus gramivagus, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 58. Individuo de Tupinambis cryptus, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 59. Individuo de Cerdocyon thous, observado durante el trabajo de campo en el humedal



Fotografía 60. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal.

12.6 Parque ecológico Humedal Zuria

El Área de Recreación Parque Ecológico Humedal Zuria (Fotografía 61) cuenta con una extensión aproximada de 67,88 hectáreas, de las cuales 54,18 corresponden al cuerpo de agua y 13,70 a la franja de protección (Acuerdo PS-GJ.1.2.42.2.11.013 Cormacarena, 2011; Cormacarena, 2015). Se localiza en la microcuenca del caño Zuria (Fotografía 62), tributario del río Negro dentro de la cuenca del río Guayuriba, y mantiene conectividad hídrica con el sistema Meta-Orinoco, lo cual lo convierte en un humedal relevante para la recarga de aguas subterráneas y la regulación de crecidas. La vegetación incluye 41 especies de 34 familias en bosque secundario (Fotografía 63), rastrojo y áreas abiertas (Fotografía 64), que aportan cobertura, hojarasca, sombra y heterogeneidad al paisaje (Castro-Arguello et al., 2020). En cuanto a fauna, se destacan tucancillos (*Pteroglossus castanotis*) (Fotografía 65), mirlas embarradoras (*Turdus leucomelas*) (Fotografía 66), garzas reales (*Pilherodius pileatus*) (Fotografía 67), babillas (*Caiman crocodilus*) (Fotografía 68), mapanás (*Bothrops atrox*) (Fotografía 69), falsas mapanás (*Leptodeira ashmeadii*), juetiadoras (*Chironius spixii*) (Fotografía 70) y armadillos (*Dasypus novemcintus*). El humedal ha sido objeto de acciones de restauración ecológica, como la siembra de más de 600 árboles nativos desde 2016 y jornadas de limpieza en las que se han retirado más de 10 toneladas de residuos sólidos (Periódico del Meta, 2016; Prensa Llanera, 2022). Además de cumplir una función en la amortiguación de escorrentías urbanas, Zuria actúa como sumidero de carbono, estabiliza el microclima reduciendo la temperatura ambiente y sirve como escenario para el avistamiento de aves y la educación ambiental, fortaleciendo la resiliencia socioecológica del entorno. No obstante, el ecosistema enfrenta presiones derivadas de actividades de ganadería en sus inmediaciones y eventos de colisiones vehiculares sobre la fauna (Fotografía 71), así como la disposición inadecuada de basuras por parte de la comunidad (Fotografía 72).



Fotografía 61. Valla humedal Zuria



Fotografía 62. Vista del caño Zuria en el humedal Zuria



Fotografía 63. Vista área boscosa en humedal Zuria



Fotografía 64. Vista de área abierta en humedal Zuria



*Fotografía 65. Individuo de *Pteroglossus castanotis*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



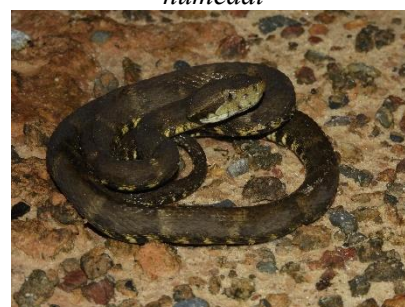
*Fotografía 66. Individuo de *Turdus leucomelas*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



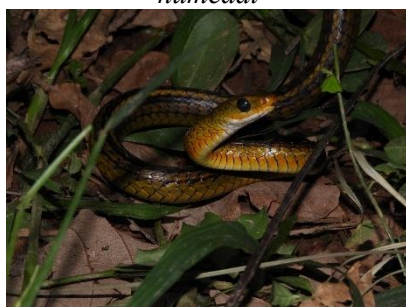
*Fotografía 67. Individuo de *Pilherodius pileatus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



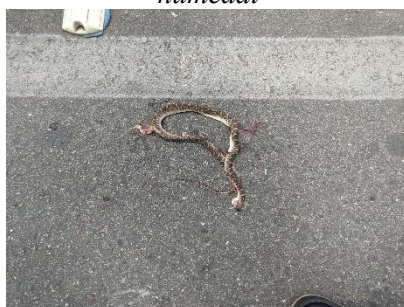
*Fotografía 68. Individuo de *Caiman crocodilus*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 69. Individuo de *Bothrops atrox*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 70. Individuo de *Chironius spixii*, observado durante el trabajo de campo en el humedal*



*Fotografía 71. Individuo de *Leptodeira ashmeadii* colisionado en vía que bordea el humedal.*



Fotografía 72. Residuos sólidos observados durante el trabajo de campo en el humedal.

13 Diseño metodológico

13.1 Tipo de investigación

El enfoque cuantitativo, según Hernández et al. (2014), se caracteriza por su énfasis en la objetividad, la medición y el análisis estadístico de los datos recolectados. En el contexto de la evaluación del estado de conservación de los humedales en la subcuenca del río Ocoa, este enfoque permite aplicar rigurosamente un índice de integridad biótica basado en anuros. La investigación cuantitativa se centra en la recolección sistemática de datos numéricos a través de instrumentos estandarizados, lo que facilita la comparación y el análisis estadístico robusto. Asimismo, este enfoque permite establecer relaciones causales y correlacionales precisas, ofreciendo una comprensión clara del estado ecológico de los humedales evaluados. La aplicación de métodos cuantitativos garantiza la objetividad y la replicabilidad de los resultados, contribuyendo así a la validez externa del estudio y proporcionando una base sólida para la formulación de políticas de conservación efectivas (Hernández et al., 2014).

13.2 Diseño de la investigación

Las investigaciones transeccionales de tipo correlacional, según Hernández et al. (2014), se orientan a la descripción y análisis de la relación entre dos o más variables en un momento específico del tiempo, sin implicar necesariamente causalidad. En el estudio del estado de conservación de los humedales en la subcuenca del río Ocoa, este diseño resulta adecuado, pues permite examinar cómo el índice de integridad biótica basado en anuros se vincula con diferentes factores ambientales y antropogénicos presentes en estos ecosistemas. Mediante la recolección de información en un único punto temporal, es posible identificar patrones de asociación entre la composición y diversidad de anuros y las condiciones ecológicas de los humedales, lo cual aporta elementos para comprender su funcionamiento y nivel de alteración. Este enfoque metodológico, además de proporcionar una visión

panorámica de las dinámicas actuales, constituye una herramienta inicial para la formulación de hipótesis que orienten estudios posteriores con un mayor nivel de detalle y seguimiento temporal. En consecuencia, la aplicación de un diseño transeccional-correlacional no solo permite aproximarse al diagnóstico del estado de los humedales, sino que también contribuye a la identificación de áreas prioritarias para la conservación y el manejo sostenible de la subcuenca (Hernández et al., 2014).

13.2.1 Selección de la muestra y recolección de datos

13.2.1.1 Resumen metodológico

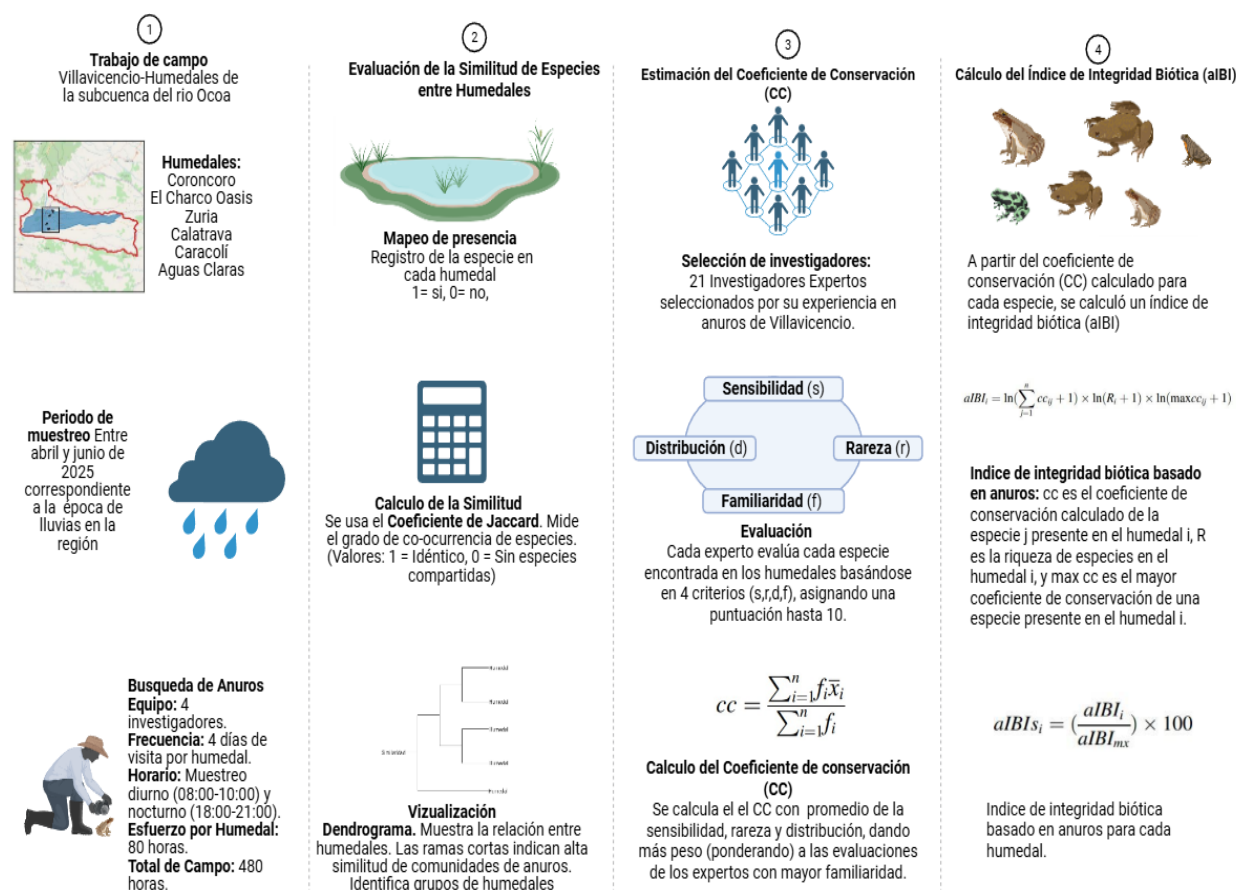


Figura 1. Resumen metodológico de la obtención y análisis de datos

13.2.1.2 Área de estudio

El área de estudio se localiza en la subcuenca hidrográfica del río Ocoa, ubicada en la ciudad de Villavicencio en el Departamento del Meta (Figura 1). El río Ocoa es una importante corriente de agua que forma parte de la subcuenca hidrográfica del mismo nombre. Este río nace en las estribaciones de la Cordillera Oriental y fluye atravesando el casco urbano de la ciudad de Villavicencio, antes de desembocar en el río Guatiquía, uno de los principales afluentes del río Meta (Cormacarena y Foxi, 2005). La subcuenca del río Ocoa está delimitada por varios municipios que influyen en su dinámica hídrica; al norte limita con el municipio de Restrepo, al este con San Carlos de Guaroa, al sur con Acacías y al oeste con El Calvario (Cormacarena y Foxi, 2005). La zona presenta una temperatura promedio de 25,5 °C y un régimen de lluvias monomodal, con un periodo húmedo que se prolonga entre abril y noviembre, alcanzando una precipitación media anual de 4383 mm (Alcaldía de Villavicencio, 2024). Dentro de esta subcuenca, el estudio se desarrolló en los humedales Aguas Claras (4°7'15" N, 73°37'9" O), Calatrava (4°8'13" N, 73°35'52" O), Caracolí (4°4'48" N, 73°37'42" O), Charco Oasis (4°7'25" N, 73°36'54" O), Coroncoro (4°8'48" N, 73°35'55" O) y Zuria (4°3'49" N, 73°37'30" O) (Figura 1). Estos humedales integran el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) dentro de la categoría de Áreas de Recreación, la cual comprende espacios donde, pese a las transformaciones en su estructura o composición, los ecosistemas mantienen funciones ecológicas significativas y un alto potencial de recuperación, orientándose a su preservación, restauración, conocimiento y disfrute público (Ospina-Moreno et al., 2020).

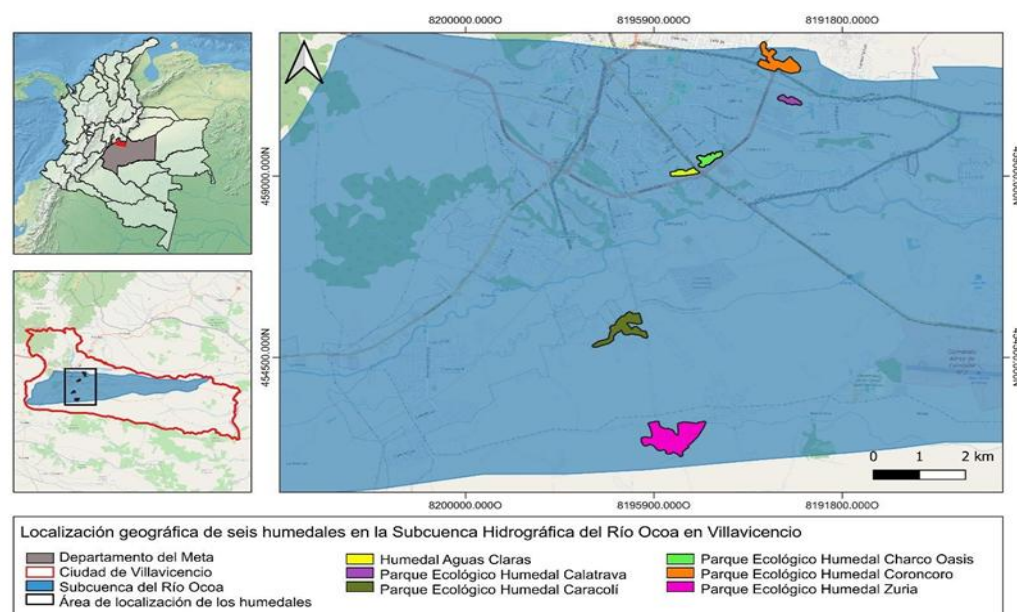


Figura 2. Ubicación geográfica de seis humedales en la subcuenca hidrográfica del río Ocoa en Villavicencio, Meta, Colombia.

13.2.1.3 Trabajo de campo

Entre abril y junio de 2025, periodo que corresponde a la época de lluvias en la región, se realizaron muestreos de anuros en seis humedales utilizando el método de censos por encuentros visuales (VES) (Crump y Scott, 1994). Cuatro personas realizaron búsquedas activas en jornadas diurnas (08:00–10:00 horas) (Fotografía 73 y 74) y nocturnas (Fotografía 75 a la 78) (18:00–21:00 horas) (Angulo et al., 2006). Cada humedal fue visitado en cuatro días distintos, con un esfuerzo de muestreo de 5 horas día/hombre, para un total de 80 horas de muestreo por humedal y un total de 480 horas de trabajo de campo. El periodo de muestreo se escogió porque coincide con la época de mayor precipitación en la región, condición que suele incrementar la actividad de los anuros (Angulo et al., 2006; Minorta-Cely y Rangel, 2014).

La identificación de las especies se llevó a cabo siguiendo los criterios de Cochran y Goin (1970), Duellman (1978) y Aponte-Gutiérrez et al. (2022). La nomenclatura y clasificación taxonómica se basaron en la propuesta de Frost (2025).



Fotografía 73. Trabajo de campo diurno en humedal Caracolí



Fotografía 74. Trabajo de campo diurno en humedal Aguas Claras



Fotografía 75. Trabajo de campo nocturno en humedal Zuria



Fotografía 76. Trabajo de campo nocturno en humedal Coroncoro



Fotografía 77. Trabajo de campo nocturno en Humedal Charco Oasis



Fotografía 78. Trabajo de campo nocturno en humedal Calatrava

13.2.2 Análisis de datos

13.2.2.1 Evaluación de la similitud de especies entre humedales

Para evaluar la composición específica entre los humedales se aplicó un análisis de agrupamiento jerárquico, representado mediante un dendrograma. Para ello, se elaboró una

matriz de presencia/ausencia en la que cada fila correspondió a un humedal (unidad de muestreo) y cada columna a una especie de anuro registrada, asignando 1 cuando la especie estuvo presente y 0 cuando estuvo ausente. A partir de esta matriz se calculó el coeficiente de Jaccard, que indica el grado de similitud en la composición específica entre dos sitios, con valores que varían entre 0, cuando no comparten especies, y 1, cuando presentan una composición idéntica (Pielou, 1975; Magurran, 1988). Se seleccionó este coeficiente porque enfatiza las co-ocurrencias de especies y no las ausencias compartidas, lo que lo hace especialmente adecuado para comparar comunidades biológicas (Magurran, 1988). El análisis y la construcción del dendrograma se realizaron mediante el método de aglomeración por pares en el software PAST v.4.17 (Hammer et al., 2001).

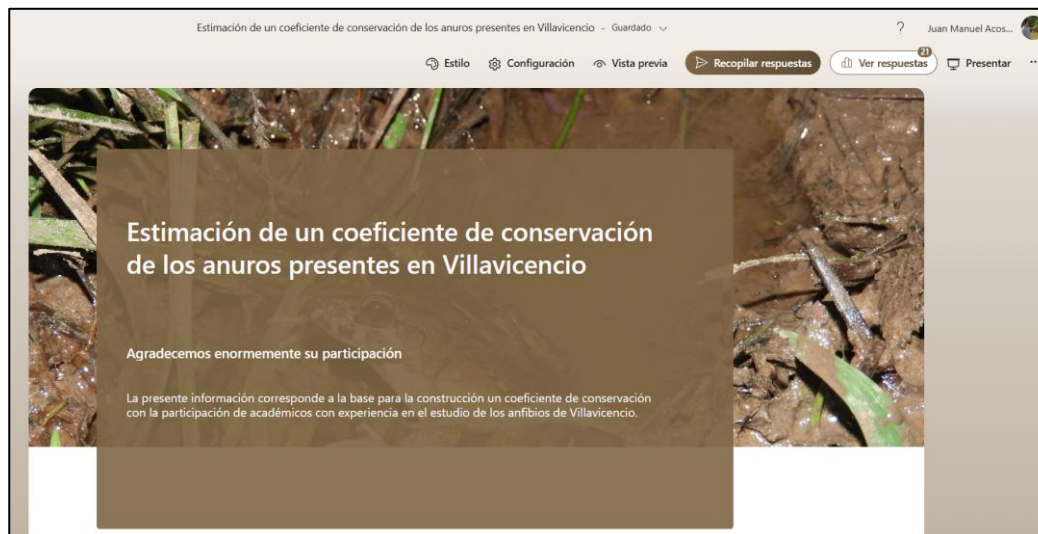
13.2.2.2 Estimación del coeficiente de conservación

Para el desarrollo del índice de integridad biótica basado en anuros, se estimó un coeficiente de conservación para las especies registradas durante el trabajo de campo (Angarita-Sierra, 2021; Crawford et al., 2023). El cálculo del coeficiente se realizó con la participación de 21 investigadores, seleccionados por su experiencia en trabajo de campo con anuros en Villavicencio y municipios cercanos (Figura 2 y 3) (Angarita-Sierra, 2021; Crawford et al., 2023). A cada participante se le solicitó evaluar las especies con base en tres criterios ecológicos: sensibilidad a la perturbación, rareza, distribución local en Villavicencio (Crawford et al., 2023). Así mismo, se solicitó a los evaluadores que cuantificaran su grado de familiaridad con cada especie. La evaluación para cada categoría se realizó mediante una puntuación en una escala de 10 puntos de acuerdo con las descripciones de Crawford et al. (2023) (Tabla 2).

Tabla 2. Criterios para la construcción del coeficiente de conservación de cada especie.

Criterio	Pregunta	Categoría	Valor
Sensibilidad a la perturbación	¿Qué tan sensible es cada especie a las alteraciones o pérdida de hábitat?	La especie es generalista en el uso de hábitat y es tolerante a las perturbaciones	1
		La especie tiene cierta especificidad en el uso de hábitat y muestra una sensibilidad moderada a la perturbación, alteración o degradación del mismo	5
		La especie es especialista en el uso del hábitat y muestra sensibilidad a la perturbación, alteración o degradación del mismo.	10
Rareza	¿Qué tan rara es cada especie en Villavicencio?	La especie no es rara, en los lugares donde se encuentra tiene grandes poblaciones o agregaciones reproductoras y/o alta rendimiento reproductivo	1
		La especie es moderadamente abundante en los lugares donde se encuentra.	5
		La especie es rara, presenta abundancias muy bajas en los lugares donde se encuentra.	10
Distribución en Villavicencio	¿Qué tan ampliamente distribuida está cada especie en Villavicencio?	La especie presenta amplia distribución, se puede encontrar en la mayor parte de Villavicencio	1
		La especie se puede encontrar en gran parte de Villavicencio	5
		Muy restringida, se encuentra en muy pocas localidades dentro de Villavicencio	10
Familiaridad	¿Qué tan familiarizado se siente con cada especie? Es decir, ¿cuál es su nivel de comodidad o confianza al clasificarla en términos de perturbación, rareza y distribución en Villavicencio?	No tiene experiencia con esta especie, indirectamente o de primera mano, y sabe poco o nada sobre su ecología o historia de vida	1
		Tiene cierta familiaridad con esta especie y una comprensión moderada de cómo la ecología y la historia de vida de la especie pueden afectar su sensibilidad a la perturbación, la rareza y la distribución	5
		Muy familiarizado con la ecología e historia de vida de la especie	10

La información fue obtenida a partir de la realización de una encuesta en la aplicación Forms de Office que le fue remitida a los investigadores seleccionados (Figura 2 y 3).



Estimación de un coeficiente de conservación de los anuros presentes en Villavicencio - Guardado

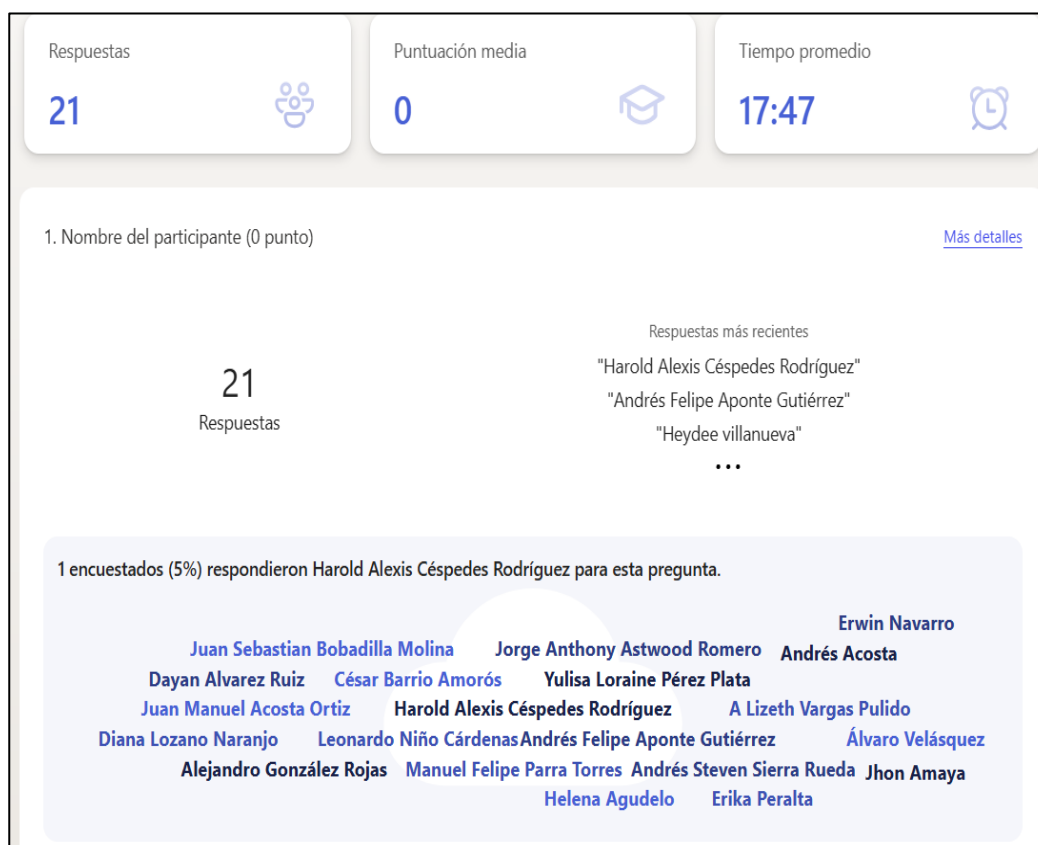
Estilo Configuración Vista previa Recopilar respuestas Ver respuestas Presentar

Estimación de un coeficiente de conservación de los anuros presentes en Villavicencio

Agradecemos enormemente su participación

La presente información corresponde a la base para la construcción un coeficiente de conservación con la participación de académicos con experiencia en el estudio de los anfibios de Villavicencio.

Figura 3. Presentación del formulario para la obtención de datos para el cálculo de los coeficientes de conservación.



Respuestas 21 Puntuación media 0 Tiempo promedio 17:47

1. Nombre del participante (0 punto) [Más detalles](#)

Respuestas más recientes

"Harold Alexis Céspedes Rodríguez"

"Andrés Felipe Aponte Gutiérrez"

"Heydee villanueva"

...

1 encuestados (5%) respondieron Harold Alexis Céspedes Rodríguez para esta pregunta.

Erwin Navarro

Juan Sebastian Bobadilla Molina Jorge Anthony Astwood Romero Andrés Acosta

Dayan Alvarez Ruiz César Barrio Amorós Yulisa Loraine Pérez Plata

Juan Manuel Acosta Ortiz Harold Alexis Céspedes Rodríguez A Lizeth Vargas Pulido

Diana Lozano Naranjo Leonardo Niño Cárdenas Andrés Felipe Aponte Gutiérrez Álvaro Velásquez

Alejandro González Rojas Manuel Felipe Parra Torres Andrés Steven Sierra Rueda Jhon Amaya

Helena Agudelo Erika Peralta

Figura 4. Vista del total de respuestas obtenidas y la identidad de los investigadores participantes

La encuesta contemplaba los siguientes apartados:

Sección 1: identidad del investigador.

Estimación de un coeficiente de conservación de las especies de anuros en Villavicencio

La presente información corresponde a la base para la construcción un coeficiente de conservación con la participación de académicos con experiencia en el estudio de los anfibios de Villavicencio. Agradecemos enormemente su participación.

1. Nombre del participante *

Escriba su respuesta

Figura 5. Vista de la sección 1 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación

Sección 2: evaluación de sensibilidad a la perturbación de cada especie:

Sensibilidad a la perturbación

2. ¿Qué tan sensible es cada especie a las alteraciones o pérdida de hábitat?

	1 - La especie es generalista en el uso de hábitat; tolerante a las perturbaciones	5 - La especie presenta cierta especificidad del hábitat y/o sensibilidad moderada a la perturbación, alteración o degradación del hábitat	10 - La especie es especialista en el hábitat; sensible a la perturbación, alteración o degradación del hábitat
<i>Allobates juanii</i>	☐	☐	☐
<i>Rheobates palmatus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhaebo glaberrimus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhinella beebei</i>	☐	☐	☐

Figura 6. Vista de la sección 2 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación

Sección 3: evaluación de la rareza de cada especie.

Rareza

4. ¿Qué tan rara es cada especie en la ciudad de Villavicencio?

	1 - No es rara. En los lugares donde se encuentra tiene grandes poblaciones locales o agregaciones reproductoras y/o alta producción reproductiva	5 - Moderadamente abundante en los lugares donde se encuentra	10 - Rara. Ocurre en cantidades muy bajas en los lugares donde se encuentra
<i>Allobates juanii</i>	☐	☐	☐
<i>Rheobates palmatus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhaebo glaberrimus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhinella beebei</i>	☐	☐	☐

Figura 7. Vista de la sección 3 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación

Sección 4: evaluación de la distribución de cada especie.

Distribución dentro de Villavicencio

6. ¿Qué tan ampliamente distribuida está cada especie en Villavicencio?

	1 - Ampliamente distribuido, se puede encontrar en la mayor parte de Villavicencio	5 - Se puede encontrar en gran parte de Villavicencio	10 - Muy restringida, ocurre en mu localidades dentro de Villavicencio
<i>Allobates juanii</i>	☐	☐	☐
<i>Rheobates palmatus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhaebo glaberrimus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhinella beebei</i>	☐	☐	☐

Figura 8. Vista de la sección 4 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación

Sección 5: evaluación de la familiaridad del investigador con cada especie.

Familiaridad

8. Familiaridad personal con cada especie, es decir, evaluar el nivel de comodidad/confianza para las clasificaciones de perturbación, rareza y distribución.

	1 - No tiene experiencia con esta especie, indirectamente o de primera mano, y sabe poco o nada sobre su ecología o historia de vida	5 - Tiene cierta familiaridad con esta especie y una comprensión moderada de cómo la ecología y la historia de vida de la especie pueden afectar su sensibilidad ala perturbación, la rareza y la distribución	10 - Muy familiarizado con la ecología de vida de la especie
<i>Allobates juanii</i>	☐	☐	☐
<i>Rheobates palmatus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhaebo glaberrimus</i>	☐	☐	☐
<i>Rhinella beebei</i>	☐	☐	☐

Figura 9. Vista de la sección 5 del formulario para la obtención de los datos para el cálculo de los coeficientes conservación

El coeficiente de conservación de cada especie (CC) se calculó según Crawford et al., (2023), como la media ($\bar{x}$) de las puntuaciones de sensibilidad a la perturbación (s), la rareza (r) y la distribución (d), ponderadas por la familiaridad (f) de cada persona encuestada:

$$CC = \frac{\sum_{i=1}^n f_i \bar{x}_i}{\sum_{i=1}^n f_i}$$

Ecuación 1. Fórmula para el cálculo del coeficiente de conservación

13.2.2.3 Cálculo del índice de integridad biótica

A partir del coeficiente de conservación calculado para cada especie (Ecuación 2), se calculó un índice de integridad biótica (aIBI) basado en anuros de acuerdo con la fórmula propuesta por Crawford et al. (2023):

$$aIBI_i = \ln\left(\sum_{j=1}^n cc_{ij} + 1\right) \times \ln(R_i + 1) \times \ln(\max cc_{ij} + 1)$$

Ecuación 2. Fórmula para el cálculo del índice de integridad biótica basado en anuros

Para la ecuación anterior cc es el coeficiente de conservación calculado de la especie j presente en el humedal i , R es la riqueza de especies en el humedal i , y $\max cc$ es el mayor coeficiente de conservación de una especie presente en el humedal i .

Así mismo, se calculará una puntuación estandarizada del índice de integridad biótica basado en anuros para cada humedal dividiendo cada índice por la puntuación máxima de aIBI posible (aIBIMx) si todas las especies del conjunto regional de especies estuvieran presentes en un sitio:

$$aIBIs_i = \left(\frac{aIBI_i}{aIBI_{mx}}\right) \times 100$$

Ecuación 3. Fórmula para el cálculo del índice de integridad biótica basado en anuros para cada humedal.

Este índice, tomo una puntuación de 0 cuando no hay especies en el humedal y 100 cuando todas las especies están presentes.

14 Resultados

Se registraron un total de 20 especies de anuros, pertenecientes a 5 familias y 7 géneros. Hylidae fue la familia que presentó el mayor número de especies, seguida de Leptodactylidae (Tabla 3). El humedal Caracolí albergó la mayor riqueza de especies, mientras que los

humedales Charco Oasis y Coroncoro reportaron la menor, ambos con 14 especies (Tabla 3, Figura 2).

Tabla 3. Especies de anuros registrados en humedales de la subcuenca del río Ocoa.

Familia	Género	Especie	Aguas claras	Charco Oasis	Coroncoro	Zuria	Caracolí	Calatrava
Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>Rhinella beebei</i>	x	x	x	x	x	X
		<i>Rhinella marina</i>	x	x	x	x	x	X
Hylidae	<i>Boana</i>	<i>Boana lanciformis</i>			x			
		<i>Boana platanera</i>	x	x	x	x	x	X
		<i>Boana punctata</i>		x	x		x	
	<i>Dendropsophus</i>	<i>Dendropsophus mathiassoni</i>	x	x	x	x	x	X
		<i>Dendropsophus minutus</i>	x			x	x	X
	<i>Pithecopus</i>	<i>Pithecopus hypochondrialis</i>	x			x	x	
	<i>Scinax</i>	<i>Scinax rostratus</i>	x	x	x	x	x	X
		<i>Scinax ruber</i>	x	x	x	x	x	X
		<i>Scinax wandae</i>	x			x	x	X
	<i>Trachycephalus</i>	<i>Trachycephalus typhonius</i>	x			x	x	X
Leptodactylidae	<i>Adenomera</i>	<i>Adenomera hylaedactyla</i>	x	x	x	x	x	X
	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus colombiensis</i>	x	x	x	x	x	X
		<i>Leptodactylus fuscus</i>	x		x	x	x	X
		<i>Leptodactylus mystaceus</i>		x	x	x	x	
	<i>Lithodytes</i>	<i>Lithodytes lineatus</i>	x	x	x	x	x	x
	<i>Physalaemus</i>	<i>Physalaemus fischeri</i>	x	x	x	x	x	x
Microhylidae	<i>Elachistocleis</i>	<i>Elachistocleis tinigua</i>	x			x	x	x
Strabomantidae	<i>Pristimantis</i>	<i>Pristimantis medemi</i>	x	x				

El dendrograma de similitud basado en el índice de Jaccard mostró un patrón de agrupamiento en la composición específica de anuros entre los humedales Zuria, Caracolí, Calatrava y Aguas Claras, los cuales presentaron valores de similitud superiores a 0.85. Zuria y Caracolí mostraron el mayor grado de similitud, con un coeficiente cercano a 0.95, mientras que Calatrava y Aguas Claras formaron un segundo grupo con un valor aproximado de 0.88 (Figura 2). Por su parte, Charco Oasis y Coroncoro conformaron un clúster adicional, con un

nivel de similitud cercano a 0.80. La unión de estos conjuntos se estableció alrededor de un valor de 0.60, lo que indica la presencia de especies compartidas entre los grupos.

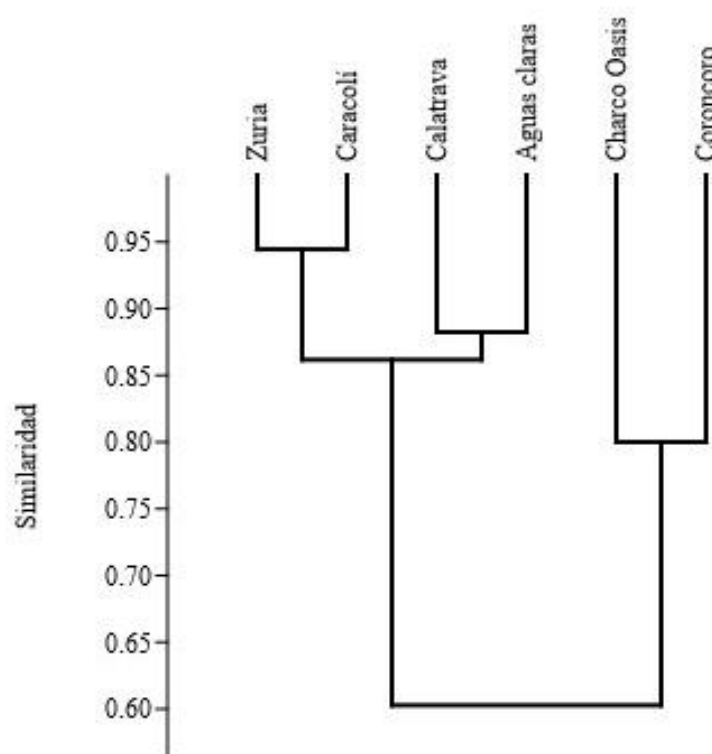


Figura 10. Dendrograma de similitud entre humedales, construido a partir del índice de Jaccard aplicado a la composición específica de anuros.

Con relación a los valores promedio de los criterios ecológicos evaluados por los investigadores se obtuvo que *Pristimantis medemi* es la especie con más sensibilidad a la perturbación ambiental, *Boana punctata* presenta mayor rareza y *Boana lanciformis* presenta la distribución más restringida. Los valores obtenidos para el coeficiente de conservación de las especies registradas oscilaron entre 1.00 y 5.23, siendo *Boana lanciformis* y *Leptodactylus mystaceus* las especies con un mayor coeficiente de conservación y *Rhinella marina* junto con *Leptodactylus fuscus* las que presentaron el menor valor.

Tabla 4. Valores promedio de los criterios ecológicos evaluados y coeficiente de conservación calculado para las especies de anuros registrados en humedales de la subcuenca del río Ocoa.

Especie	Sensibilidad promedio	Rareza promedio	Distribución promedio	Coeficiente de conservación
<i>Boana lanciformis</i>	5.10	5.29	5.71	5.23
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	4.90	5.71	5.48	5.2
<i>Boana punctata</i>	4.90	6.00	4.48	5.17
<i>Elachistocleis tinigua</i>	3.86	5.29	4.67	4.42
<i>Pristimantis medemi</i>	6.00	3.29	3.86	4.3
<i>Pithecopus hypochondrialis</i>	4.43	4.24	4.29	4.03
<i>Scinax wandae</i>	3.86	3.48	4.62	3.75
<i>Dendropsophus minutus</i>	3.95	3.86	3.67	3.68
<i>Scinax rostratus</i>	4.05	3.86	3.67	3.59
<i>Trachycephalus typhonius</i>	2.90	4.43	3.48	3.54
<i>Lithodytes lineatus</i>	3.29	4.05	3.48	3.44
<i>Adenomera hylaedactyla</i>	2.90	3.29	3.90	3.13
<i>Physalaemus fischeri</i>	2.71	2.71	1.95	2.37
<i>Leptodactylus colombiensis</i>	2.33	2.52	2.71	2.33
<i>Scinax ruber</i>	1.76	2.90	2.52	2.33
<i>Rhinella beebei</i>	2.33	2.14	2.33	1.97
<i>Dendropsophus mathiassoni</i>	1.76	1.38	1.76	1.68
<i>Boana platanera</i>	1.19	1.57	1.19	1.24
<i>Leptodactylus fuscus</i>	1.00	1.38	1.19	1.17
<i>Rhinella marina</i>	1.00	1.00	1.00	1

Los valores del índice de integridad biótica (aIBI) oscilaron entre 17.36 y 21.53, mientras que su versión estandarizada (aIBIs) varió entre 74.80 y 92.77, evidenciando diferencias en la integridad ecológica entre los humedales evaluados. El valor más alto se registró en el humedal Caracolí, seguido por Zuria y Aguas Claras, mientras que los valores más bajos correspondieron a Calatrava, Charco Oasis y Coroncoro (Tabla 5). Los resultados muestran una variabilidad clara entre humedales, con una tendencia creciente del índice desde Calatrava hasta Caracolí (Tabla 5). Esta variación refleja diferencias en la composición específica y en el valor de conservación de las especies registradas en cada sitio.

Tabla 5. Estimación de los índices de integridad biótica (aIBI) e índices de integridad biótica estandarizados para humedales de la subcuenca del río Ocoa.

cc especie	Calatrava	Charco Oasis	Coroncoro	Aguas Claras	Zuria	Caracolí	Máximo posible
<i>Adenomera hylaedactyla</i>	3.13	3.13	3.13	3.13	3.13	3.13	3.13
<i>Boana lanciformis</i>	-	-	5.23	-	-	-	5.23
<i>Boana platanera</i>	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24	1.24
<i>Boana punctata</i>	-	5.17	5.17	-	-	5.17	5.17
<i>Dendropsophus mathiassoni</i>	1.68	1.68	1.68	1.68	1.68	1.68	1.68
<i>Dendropsophus minutus</i>	3.68	-	-	3.68	3.68	3.68	3.68
<i>Elachistocleis tinigua</i>	4.42	-	-	4.42	4.42	4.42	4.42
<i>Leptodactylus colombiensis</i>	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33
<i>Leptodactylus fuscus</i>	1.17	1.17	1.17	1.17	1.17	1.17	1.17
<i>Leptodactylus mystaceus</i>		5.2	5.2	-	5.2	5.2	5.2
<i>Lithodytes lineatus</i>	3.44	3.44	3.44	3.44	3.44	3.44	3.44
<i>Physalaemus fischeri</i>	2.37	2.37	2.37	2.37	2.37	2.37	2.37
<i>Pithecopus hypochondrialis</i>	-	-	-	4.03	4.03	4.03	4.03
<i>Pristimantis medemi</i>	-	4.3	-	4.3	-	-	4.3
<i>Rhinella beebei</i>	1.97	1.97	1.97	1.97	1.97	1.97	1.97
<i>Rhinella marina</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Scinax rostratus</i>	3.59	3.59	3.59	3.59	3.59	3.59	3.59
<i>Scinax ruber</i>	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33	2.33
<i>Scinax wandae</i>	3.75	-	-	3.75	3.75	3.75	3.75
<i>Trachycephalus typhonius</i>	3.54	-	-	3.54	3.54	3.54	3.54
Suma cc	39.64	38.92	39.88	47.97	48.87	54.04	63.57
Número de especies	15	14	14	17	17	18	20
Max cc	4.42	5.2	5.26	4.42	5.2	5.2	5.23
aIBI	17.36	18.22	18.43	19.01	20.62	21.53	23.21
aIBIs	74.80	78.49	79.19	81.90	88.83	92.77	100

Once especies fueron registradas en todos los humedales evaluados: *Adenomera hylaedactyla*, *Boana platanera*, *Dendropsophus mathiassoni*, *Leptodactylus colombiensis*, *Leptodactylus fuscus*, *Lithodytes lineatus*, *Physalaemus fischeri*, *Rhinella beebei*, *Rhinella marina*, *Scinax rostratus* y *Scinax ruber*. Estas especies presentaron coeficientes de conservación bajos, por lo que su contribución al índice de integridad biótica fue limitada (Tabla 5). Por otro lado, se identificó la presencia puntual de especies con coeficientes de conservación elevados, como *Boana punctata*, *Boana lanciformis*, *Leptodactylus mystaceus*,

Pristimantis medemi y *Elachistocleis tinigua*, cuya ocurrencia en sitios específicos influyó en los valores del índice obtenidos en cada humedal (Tabla 5, Figura 2).

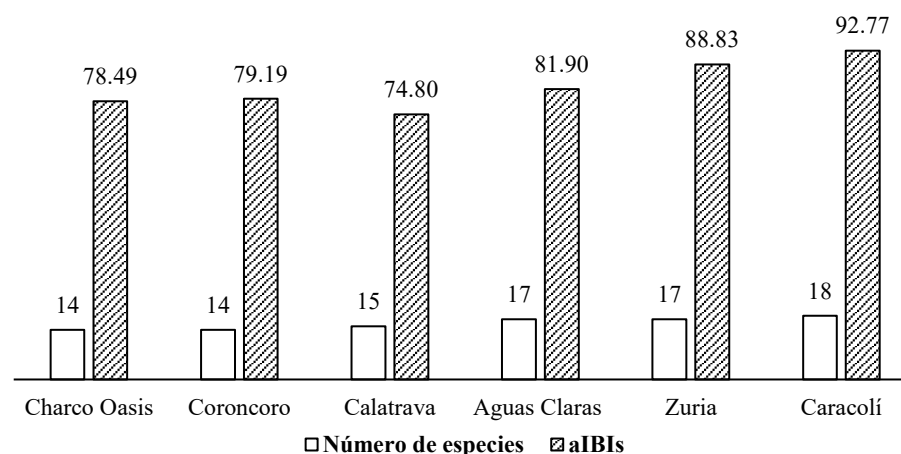


Figura 11. Número de especies e índice de integridad biótica estandarizado para cada humedal estudiado.

15 Discusión

La ciudad de Villavicencio, situada en la zona de transición entre la región Andina y los Llanos Orientales de Colombia, se caracteriza por una notable diversidad biológica favorecida por su configuración geográfica y su clima cálido y húmedo (Cormacarena y Foxi, 2005; Minorta-Cely, 2014). Esta diversidad se refleja en el registro de 37 especies de anuros para la región (Acosta et al., 2025), cifra que da cuenta de la complejidad ecológica del área, donde confluyen bosques, sabanas y diversos cuerpos de agua. No obstante, los humedales analizados en este estudio, que representan un conjunto particular dentro de estos ecosistemas, albergan 20 especies. Aunque este número es menor respecto al total regional, no constituye un indicio de empobrecimiento de la anurofauna, sino que responde a las características propias de estos ambientes, las cuales determinan la composición y riqueza específica observada (Angarita-Sierra, 2021).

Es importante considerar la escala relativa de los humedales frente a la extensión total del municipio de Villavicencio. El municipio abarca aproximadamente 1.328 km², mientras

que los seis humedales evaluados cubren 1,48 km². Aunque esta diferencia en superficie es notable, estos humedales desempeñan un papel ecológico fundamental en la biodiversidad local, al ofrecer nichos especializados para especies que dependen de ambientes acuáticos y semiacuáticos (Acosta-Ortiz, 2022).

La diversidad de anuros registrada en estos humedales, en comparación con la anurofauna regional, puede explicarse por las particularidades de estos ecosistemas, los cuales son especialmente vulnerables a factores disruptivos como la contaminación, los cambios en el uso del suelo y la expansión urbana (Corrales-Chaves, 2025; Valencia-Rojas y Figueroa-Casas, 2015). La composición de especies en estos ambientes está directamente influida por dichas presiones, así como por condiciones naturales relacionadas con la heterogeneidad de los microhábitats y la calidad del agua (Becerra, 2011). En este sentido, aunque los humedales de la subcuenca del río Ocoa albergan solo una fracción de la diversidad regional, su papel en la conservación de los anuros es notable, pues funcionan como refugios para grupos biológicos particularmente sensibles a las perturbaciones ambientales (Franco-Vidal et al., 2013; García-Ccahuana, 2025).

El análisis de la relación entre la extensión de los humedales y la riqueza de especies no evidencia una correspondencia directa ni proporcional. Aunque suele suponerse que humedales de mayor superficie deberían albergar una biodiversidad más elevada debido a la mayor disponibilidad de hábitats y recursos, los resultados obtenidos muestran que la riqueza de especies no aumenta de manera lineal con el área. Un ejemplo de ello es el humedal Caracolí, que, pese a contar con 33,23 ha, presenta la mayor riqueza registrada, con 18 especies. En contraste, el humedal Zuria, de mayor extensión (67,88 ha), alberga 17 especies. Esto demuestra que una superficie más amplia no garantiza necesariamente una mayor diversidad biológica. La biodiversidad observada en los humedales parece estar influida por

un conjunto de factores ecológicos que van más allá de la dimensión espacial. Aspectos como la calidad del hábitat, la heterogeneidad estructural del ecosistema, la conectividad con otros ambientes naturales y el grado de presión antropogénica adquieren un papel determinante en la capacidad de cada humedal para sostener una mayor o menor riqueza de especies.

Además, el humedal Coroncoro, con una superficie de 30,2 ha, registra 14 especies, una cifra similar a la de Charco Oasis, que abarca solo 5,69 ha. Esta comparación demuestra que la relación entre el área de un humedal y su diversidad biológica no es necesariamente directa. El hecho de que Coroncoro, pese a su mayor extensión, no presente una riqueza específica superior sugiere que factores como la calidad del agua, la estructura y composición de la vegetación y el grado de alteración del hábitat ejercen una influencia más determinante que la dimensión espacial del ecosistema.

De igual manera, el humedal Aguas Claras, con 7,98 ha, alberga 17 especies de anuros, una riqueza comparable a la registrada en humedales de mayor extensión como Caracolí y Zuria. Este resultado indica que, en ciertos contextos, la heterogeneidad de microhábitats y el estado de conservación del humedal pueden ser más determinantes para la diversidad que la superficie disponible. En consecuencia, humedales de menor tamaño, aunque espacialmente limitados, pueden sostener una alta biodiversidad cuando las condiciones ambientales son favorables y las presiones antrópicas como la urbanización o la contaminación se mantienen bajo control.

Se observó una marcada afinidad entre los humedales Zuria y Caracolí, evidenciada por la coexistencia de un número considerable de especies. Esta convergencia sugiere la presencia de condiciones ambientales similares que habrían favorecido el establecimiento de comunidades faunísticas comparables. De manera semejante, la relación entre Aguas Claras y

Calatrava fue notable, dado el elevado número de especies compartidas. A pesar de las diferencias en su extensión y en la riqueza total de especies, esta coincidencia podría reflejar paralelismos en la estructura del hábitat o en los patrones de uso del espacio por parte de la anurofauna. La similitud parcial en la composición de estas comunidades indica que ciertos factores ambientales generales habrían facilitado la presencia de un subconjunto común de especies. En contraste, la asociación entre Charco Oasis y Coroncoro fue más débil, lo cual podría deberse a diferencias no evaluadas en variables estructurales o funcionales propias de estos humedales, que reducirían la superposición entre sus ensamblajes faunísticos.

Los resultados obtenidos para el aIBIs permitieron identificar un gradiente en los niveles de integridad biótica, con valores que oscilaron entre 74.80 y 92.77. Esta variabilidad sugiere que, aunque los humedales comparten un contexto geográfico común, presentan diferencias estructurales y funcionales importantes, posiblemente asociadas a niveles diferenciados de perturbación antrópica, conectividad ecológica, cobertura vegetal y calidad del hábitat (Crawford et al. 2023).

El hecho de que el humedal Caracolí haya alcanzado el mayor valor del índice estandarizado, junto con la mayor riqueza específica (18 especies), puede interpretarse como una expresión de condiciones ecológicas relativamente conservadas, donde se mantienen elementos estructurales claves para sostener poblaciones viables de anuros (Crawford et al. 2023). En contraposición, humedales como Calatrava, Charco Oasis y Coroncoro presentaron los menores valores del índice, pese a contar con una riqueza específica cercana (14–15 especies), lo que evidencia que la diversidad taxonómica, aunque necesaria, no es un descriptor suficiente del estado de conservación. Es aquí donde el aIBI aporta un enfoque funcional al integrar no solo la presencia de especies, sino su valor de conservación relativo,

reflejando la capacidad del sistema para albergar especies sensibles a la alteración ambiental (Crawford et al. 2023).

La composición de los humedales se caracterizó por la presencia constante de once especies generalistas y tolerantes a la modificación del hábitat, como *Boana platanera*, *Dendropsophus mathiassoni*, *Leptodactylus fuscus* y *Rhinella marina* (Acosta-Ortiz et al., 2024; Escalona et al., 2021, Sugai et al., 2012; Lynch, 2006; Wells, 2007). Estas especies, que poseen bajos coeficientes de conservación, muestran amplias distribuciones ecológicas y capacidad de persistencia en entornos degradados, por lo que su presencia no es necesariamente un indicador de buena calidad ecológica (Escalona et al., 2021, Sugai et al., 2012; Lynch, 2006; Wells, 2007). En contraste, la presencia localizada de especies con coeficientes de conservación más altos, como *Boana punctata*, *Boana lanciformis*, *Leptodactylus mystaceus*, *Pristimantis medemi* y *Elachistocleis tinigua*, fue determinante en los valores alcanzados por el índice en los distintos humedales.

El patrón observado, donde especies tolerantes están ampliamente distribuidas y especies con menores amplitudes en el uso de recursos se restringen a ambientes más conservados, es consistente con teorías de ensamblaje de comunidades en las que la presión de los filtros ambientales como la pérdida de cobertura vegetal, el aislamiento, la contaminación o la alteración hídrica limita la presencia de especies con nichos más estrechos o requerimientos específicos (Badillo-Saldaña et al., 2016; Lynch, 2006, 2015; Wells, 2007). Esta dinámica resulta en comunidades funcionalmente empobrecidas en áreas más degradadas, aun cuando la riqueza taxonómica pueda mantenerse.

Además, la presencia de especies con altos coeficientes de conservación puede interpretarse como un indicador de heterogeneidad estructural y calidad ambiental. Por

ejemplo, especies como *Pristimantis medemi* que requiere condiciones particulares de microhábitat, como estratos arbustivos y arbóreos conservados (Lynch 2006; Aponte-Gutiérrez, 2020), lo cual sugiere que su presencia está vinculada a la conservación de elementos funcionales clave en la matriz del paisaje. En este sentido, los humedales que albergan este tipo de especies no solo reflejan mejores condiciones ecológicas locales, sino que también podrían desempeñar un papel estratégico en la conectividad del paisaje y en la provisión de servicios ecosistémicos a escala local (Crawford et al., 2023).

La persistencia de especies generalistas o de amplia tolerancia ecológica, como *Rhinella marina* y *Leptodactylus fuscus*, en todos los humedales evaluados sugiere un grado de homogeneización en la composición de las comunidades. Este patrón puede estar asociado a condiciones ambientales simplificadas o alteradas que favorecen la dominancia de especies resistentes a la perturbación (Caceres-Andrade y Urbina-Cardona, 2009; Badillo-Saldaña et al., 2016). La ocurrencia recurrente de este tipo de especies ha sido vinculada en otros estudios a procesos de degradación del hábitat, donde los ambientes pierden complejidad estructural y funcional (Badillo-Saldaña et al., 2016; Caceres-Andrade y Urbina-Cardona, 2009; Sugai et al., 2012). Esta situación puede reducir la diferenciación ecológica entre ecosistemas y limitar su capacidad de sostener especies más especializadas. Por ende, el uso de índices que incorporan el valor ecológico diferencial de las especies, como el aIBI, permite diferenciar entre humedales que, aun presentando una riqueza similar, albergan especies con distintos grados de sensibilidad ecológica, lo que contribuye a una valoración más precisa del estado de integridad de cada ecosistema (Crawford et al., 2023).

Durante el trabajo de campo se evidenciaron múltiples fuentes de perturbación que ayudan a explicar los resultados obtenidos. En todos los humedales evaluados se identificó presencia de residuos sólidos dentro de las quebradas, lo cual no solo compromete la calidad

del hábitat acuático, sino que puede alterar parámetros fisicoquímicos del agua, reducir la oxigenación y facilitar la proliferación de patógenos, afectando directa o indirectamente a las especies de anuros presentes (Barceló y López, 2008; Dávila-Samano et al., 2024; Valdez et al. 2023). Estas condiciones han sido ampliamente documentadas como factores de presión en sistemas urbanos, donde la acumulación de desechos representa una de las amenazas más persistentes para la fauna silvestre (Dávila-Samano et al., 2024).

Además, se observó la presencia de ganadería al interior de varios humedales, lo que representa una forma aguda de perturbación directa (Ángel-Gaviria, 2023, Mora et al., 2013). El ingreso de ganado no solo genera compactación del suelo y destrucción de la cobertura vegetal, sino que también puede contribuir al incremento de nutrientes a través del depósito de excretas, generando procesos de eutrofización que alteran las dinámicas tróficas del ecosistema (Ángel-Gaviria, 2023; Kok et al. 2020). Estos impactos son especialmente críticos en ecosistemas lénticos de pequeña extensión, donde la capacidad de resiliencia ecológica puede estar limitada por la escasa conectividad y la presión constante de actividades productivas.

Particularmente en los humedales Aguas Claras, Charco Oasis y Coroncoro se registró la presencia de gatos domésticos, una amenaza subestimada en entornos urbanos y periurbanos (Trouwborst et al., 2020). Como especie exótica, el gato (*Felis catus*) tiene un elevado potencial depredador y puede afectar significativamente a especies de anuros de pequeño tamaño, especialmente aquellas con hábitos terrestres o de desplazamiento lento (Orduña-Villaseñor et al., 2023; Trouwborst et al., 2020). Su presencia, facilitada por la cercanía de asentamientos humanos, representa un riesgo adicional que puede reducir el éxito reproductivo de las poblaciones locales y favorecer un proceso de simplificación biótica, donde predominan especies tolerantes a la perturbación (Orduña-Villaseñor et al., 2023; Trouwborst et al., 2020).

La relación entre la composición específica y los valores del aIBI también permitió interpretar variaciones adicionales en el estado de conservación de los humedales. Los casos de Zuria y Caracolí, que compartieron un número notable de especies y alcanzaron los valores más altos del índice, sugirieron la presencia de condiciones ambientales que favorecieron el establecimiento de ensamblajes más diversos y con mayor representación de especies de interés para la conservación. Esta afinidad composicional podría indicar que ambos humedales mantuvieron elementos funcionales que facilitaron la persistencia de especies menos tolerantes a la perturbación, lo que se reflejó en la mayor integridad ecológica estimada por el índice.

Por su parte, Aguas Claras y Coroncoro, aunque obtuvieron valores intermedios de integridad, compartieron un subconjunto importante de especies, lo que sugirió que ciertas características generales del hábitat habrían sido lo suficientemente estables como para sostener comunidades similares. Esta coincidencia parcial en la composición se interpretó como un posible reflejo de niveles moderados de conservación, donde la presencia de especies sensibles persistió, pero probablemente en condiciones más acotadas que en los humedales mejor conservados.

En contraste, en Charco Oasis y Calatrava, ambos con los valores más bajos del índice, se encontraron comunidades menos estructuradas y dominadas por especies ampliamente tolerantes. Esta divergencia pudo estar asociada a formas de perturbación que, aunque no fueron medidas directamente, suelen traducirse en ensamblajes empobrecidos desde el punto de vista funcional. El predominio de especies generalistas, acompañado de la ausencia o reducción de especies con mayores requerimientos ecológicos, reforzó la interpretación de que estos humedales se encontraban en un estado comparativamente más degradado.

Estas observaciones destacan la utilidad del aIBI para identificar diferencias ecológicas entre sitios y para evidenciar los efectos acumulativos de diversas presiones locales que comprometen la funcionalidad ecológica de los humedales urbanos. La detección de impactos asociados a residuos sólidos, ganadería y fauna introducida debe ser considerada en los planes de manejo y conservación, ya que estos factores, al interactuar, pueden reducir drásticamente la capacidad de los humedales para sostener comunidades de anuros diversas y funcionalmente representativas.

16 Conclusiones

Se generó el índice de integridad biótica (IBI) basado en anuros, como una herramienta robusta y localizada para evaluar la condición ecológica de los humedales en la subcuenca del río Ocoa, Villavicencio, Meta. Esta metodología permitió relacionar las perturbaciones antropogénicas con la composición de la comunidad de anfibios, proporcionando una base científica para los esfuerzos de conservación.

Los humedales investigados presentan grados variables de integridad biótica, según lo indican los valores estandarizados del aIBI que oscilan entre 74.80 y 92.77. Esta variabilidad sugiere presiones ambientales y respuestas ecológicas heterogéneas en estos ecosistemas geográficamente próximos dentro de la misma subcuenca.

La riqueza de especies de anuros por sí sola no determina de forma singular la integridad biótica de los humedales. Si bien algunos humedales, como Caracolí, muestran tanto una alta riqueza de especies como los valores de IBI más altos, otros con una riqueza comparable presentan puntuaciones de IBI más bajas. Esto resalta que la presencia de especies sensibles y menos tolerantes, más allá del simple número de especies, es un indicador más refinado de la salud del ecosistema.

La presencia constante de especies de anuros generalistas con bajos coeficientes de conservación en todos los humedales evaluados, como *Boana platanera* y *Rhinella marina*,

sugiere un grado de homogeneización ecológica, potencialmente vinculado a la simplificación o alteración del hábitat. Por el contrario, la ocurrencia localizada de especies con altos coeficientes de conservación, incluyendo *Boana lanciformis*, *Leptodactylus mystaceus*, *Boana punctata*, señala áreas con mejores condiciones ecológicas y heterogeneidad de hábitat. Los factores antropogénicos, particularmente la presencia de residuos sólidos y ganado dentro de los humedales, contribuyen directamente a la degradación del hábitat y probablemente están implicados en las puntuaciones de integridad biótica observadas.

Estos hallazgos enfatizan la necesidad urgente de estrategias de manejo integradas que aborden fuentes de contaminación específicas y prácticas de uso del suelo para mejorar la salud de los humedales y la conservación de los anfibios en la región. El estudio contribuye a los limitados esfuerzos en la adaptación de metodologías de integridad biótica a contextos de biodiversidad neotropical, proporcionando un marco para una evaluación ambiental precisa y una toma de decisiones informada en la conservación y planificación territorial para regiones similares.

17 Recomendaciones

Se recomienda orientar esfuerzos más intensivos de restauración ecológica hacia los humedales que evidencian mayores niveles de alteración antropogénica y valores reducidos de integridad biótica, como Calatrava y Charco Oasis. La priorización de estos sitios resulta fundamental para revertir procesos de degradación que comprometen la funcionalidad ecológica y la permanencia de especies sensibles. De manera complementaria, la aplicación de índices de integridad biótica desarrollados para otros grupos taxonómicos, como aves o peces, permitiría ampliar la perspectiva evaluativa y fortalecer el seguimiento multigrupal de las respuestas biológicas frente a los esfuerzos de restauración. Esta aproximación integradora contribuiría a una comprensión más completa de las dinámicas de cambio en la composición de especies, además de proporcionar herramientas sólidas para validar la eficacia de las

acciones implementadas y ajustar las estrategias de manejo en función de la evidencia generada.

Ante las limitaciones inherentes a la capacidad técnica y a la disponibilidad de recursos para el seguimiento ambiental, se propone la implementación de un modelo de monitoreo participativo. Este enfoque, basado en la vinculación de voluntarios previamente capacitados, permitiría ampliar tanto la cobertura espacial como la periodicidad de las observaciones, fortaleciendo la detección temprana de cambios en la composición de especies y en las condiciones del hábitat. A su vez, la participación comunitaria contribuiría a consolidar procesos de educación y sensibilización ambiental, favoreciendo la apropiación social del territorio y promoviendo prácticas locales que apoyen la conservación y el uso responsable de los humedales.

Es necesario integrar de manera sistemática los índices de integridad biótica en el diseño e implementación de las políticas de manejo de humedales y en los marcos de los programas de compensación ambiental. La información generada por estos índices constituye una base técnica sólida para orientar decisiones estratégicas, especialmente en lo referente a la delimitación de áreas prioritarias para la conservación y la planificación de intervenciones restaurativas. La incorporación continua de estos indicadores permitiría evaluar con mayor precisión la eficacia de las acciones de manejo y garantizar procesos de seguimiento ambiental más transparentes y basados en evidencia científica.

Reconociendo el papel de los humedales con alta integridad biótica en la promoción de la conectividad paisajística, se recomienda de manera prioritaria su preservación. Estas acciones son esenciales para mantener el flujo genético, favorecer la dispersión de especies y asegurar la continuidad en la provisión de servicios ecosistémicos a escala local y regional. La adopción de prácticas de manejo orientadas a la recuperación ecológica, como la restauración de cobertura vegetal ribereña, la mitigación de presiones antrópicas y el control de especies

introducidas, puede mejorar de manera significativa la calidad del hábitat y la resiliencia funcional de estos ecosistemas. La articulación de estas medidas con programas de monitoreo comunitario con instituciones académicas y entidades ambientales, fortalecería la generación de series de datos continuas, facilitaría la actualización de los indicadores derivados del aIBI y permitiría una respuesta más oportuna frente a nuevas amenazas, consolidando un enfoque de manejo adaptativo sustentado en evidencia científica.

18 Referencias bibliográficas

- Abarca, F. (2001). Definición e importancia de los humedales. *Revista de Ciencias Ambientales*, 21(1), 4-8.
- Acosta-Ortiz, J. M. (2022). *Evaluación preliminar de la relación entre el tamaño corporal y la amplitud de nicho de la familia Leptodactylidae (Amphibia: anura), en dos localidades del departamento de Casanare, Colombia* [Tesis de pregrado, Universidad de los Llanos]. Repositorio digital Universidad de los Llanos.
- Acosta-Ortiz, J. M., Bobadilla-Molina, J. S., Sierra-Rueda, A. S., y Aponte-Gutiérrez, A. F. (2024). Uso de microhábitat por cuatro especies de ranas hylidas (Anura: Hylidae) en la Universidad de los Llanos, Meta-Colombia. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 36(1), 137–147.
- Acosta-Ortiz, J. M., González-Rojas, J. A. y Agudelo-González, H. (2025). Estimación de un coeficiente de conservación de anuros (Amphibia: Anura) para la aplicación de índices de integridad biótica en Villavicencio, Colombia. *Ciencia En Desarrollo*, 16(2).
- Alcaldía de Villavicencio. (2020, septiembre 16). *Reforestada zona recuperada de Humedal Coroncoro* [Comunicado de prensa]. Villavicencio.
- Alcántara-Gutiérrez, M. E., Rendón Guerra, G. D. P., Obando Changuan, C. A., Zambrano Guerrero, W. A., y León Torres, L. M. (2025). Integración de los Objetivos de

Desarrollo Sostenible (ODS) en la Gestión de Proyectos Públicos: Políticas, Alineación Estratégica y Mecanismos de Monitoreo. *Estudios y Perspectivas Revista Científica y Académica*, 5(2), 85-104.

Alfárez-Castillo, G. M., Babativa Céspedes, Y. S., y Moreno Baquero, C. A. (2023). *Plan de manejo ambiental de la construcción de planta de tratamiento de aguas residuales en el humedal La Cuerera sector Aguas Claras en Villavicencio-Meta* [Tesis de pregrado, Universidad Cooperativa de Colombia].

Andrade Pérez, J. R. (2022). *El ecoturismo en humedales costeros como aprendizaje para el Caribe Colombiano: Una revisión de literatura* [Tesis de maestría, Universidad de la Costa]. Repositorio Universidad de la Costa-CUC.

Angarita-Sierra, T. (2021). Biotic assessment index based on anuran species to evaluate the biotic integrity of the flooded savannas ecosystem from Pauto river Basin (CasanareColombia). *Revista Latinoamericana de Herpetologia*, 4(1), 35-55.

Ángel-Gaviria, I. S. (2023). The environmental effects of traditional livestock. *Multidisciplinar (Montevideo)*, 1(18), 1-13.

Aponte Gutiérrez, A. F. (2020). Endurecimiento térmico en *Pristimantis medemi* (Anura: Craugastoridae), en coberturas boscosas del Municipio de Villavicencio (Meta) [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio Institucional UNAL.

Áreas Protegidas Meta, ASOHUCORO y Cormacarena. (2022). *Actualizan plan de manejo ambiental en el Humedal Coroncoro*.

Badillo-Saldaña, L. M., Ramírez-Bautista, A., y Wilson, L. D. (2016). Effects of establishment of grazing areas on diversity of amphibian communities in tropical evergreen forests and mountain cloud forests of the Sierra Madre Oriental. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(1), 133-139.

- Baharuddin, Z. M., Ramli, L., y Othman, R. (2015). The Diversity of Amphibian Species in Urban Lake as Ecological Indicator for Healthy Aquatic Environment. *Universiti Putra Malaysia*, 8(1), 70-76.
- Barceló, D., y López, M. J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. *Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Sevilla*, 1-27.
- Bastidas, J. A. O., Sánchez, M. T. C., y Montenegro, A. F. (2016). Valoración económica del recurso natural agua del humedal Coroncoro de Villavicencio. *Lámpsakos*, (16), 33-43.
- Becerra, C. (2011). *Ensamblaje de Anuros en tres hábitats correspondientes a bosque, potrero y rural en el Parque Agroecológico Merecure, Villavicencio, Meta* [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana]. Repositorio Institucional Javeriano.
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems* (4th ed.). Blackwell Publishing.
- Bełcik, M., y Klimaszewski, K. (2021). The Value of Forest Ecosystems in the Conservation of Amphibians Revealed by Predictive Mapping. *Folia Biologica (Kraków)*, 69(3), 147158.
- Bernal, V. (2014). *Respuesta de los ensamblajes de anfibios y reptiles a los cambios en la cobertura del suelo, en localidades del departamento del Cesar-Colombia* [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio Universidad Nacional.
- Bernardy, K., Fagundes, L. S., Brandão, V. J., Keller, L., Bortolini, J. G., y Copatti, C. E. (2011). Impactos ambientais diante das catástrofes naturais—secas e queimadas. *XVI Seminário Interinstitucional de Ensino, Pesquisa e Extensão*.

- Biodiversity Indicators Partnership. (2011). Guidance for national biodiversity indicator development and use (Version 1.4). UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- Bolívar-García, W., Giraldo, A., y González-Colorado, Á. M. (2017). La integridad biológica como herramienta de valoración cuantitativa del estado de conservación del bosque seco en Colombia. *Biota Colombiana*, 18(1), 352-370.
- Buitrago-Amaya, J. S., y López-Muñoz, S. K. (2021). *Aporte del humedal El Charco-Oasis a la regulación térmica por medio del análisis de variables microclimáticas y de cobertura en Villavicencio*. Universidad Santo Tomás.
- Burggren, W. W., y Warburton, S. (2007). Amphibians as animal models for laboratory research in physiology. *ILAR Journal*, 48(3), 260-269.
- Cáceres-Andrade, S. P., y Urbina-Cardona, J. N. (2009). Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, departamento del Meta, Colombia. *Caldasia*, 31(1), 175-194.
- Calderón, M. R., González, S. P., Pérez-Iglesias, J. M., y Jofré, M. B. (2023). Anthropogenic impacts on rivers: use of multiple indicators to assess environmental quality status. *Hydrobiologia*, 850, 469–487.
- Castro-Arguello, G. S., Cruz-Fernández, J., y Ortiz-Moreno, M. L. (2020). Flora vascular y vivienda de interés social en Villavicencio: conflictos con la conservación de la biodiversidad. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 11(1), 65-76.
- Congreso de la República de Colombia. (1993). *Ley 99 de 1993, por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el sector público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones*. Diario Oficial 41.146.

- Córdova-Avalos, A., Alcántara-Carbajal, J., Guzmán-Plazola, R., y Mendoza-Martínez, G. (2009). Desarrollo de un índice de integridad biológica avifaunístico para dos asociaciones vegetales de la reserva de la biosfera pantanos de centla, tabasco.
- Cormacarena. (2014). *Áreas protegidas en el departamento del Meta*. Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena – Cormacarena.
- Cormacarena. (2015). *POT 2015 – Componente General* (sección 4.2.5.10). Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena.
- Cormacarena y Foxi. (2005). *Plan de ordenación de la cuenca del río Ocoa, Municipio de Villavicencio – Meta*. Informe final fase de aprestamiento y diagnóstico. <https://es.scribd.com/document/483090555/2-FASE-DIAGNOSTICA-OCOA-1-pdf>.
- Corrales-Chaves, L. (2025). ¿Estamos perdiendo los humedales más rápido de lo que podemos restaurarlos? *Revista de Ciencias Ambientales*, 59(1), 1-13.
- Crawford, J. A., Peterman, W. E., Kuhns, A. R., y Phillips, C. A. (2023). Effectiveness of rapid sampling assessments for wetland-breeding amphibians. *Ecological Indicators*, 154, 110736.
- Crump, M. L., y Scott, N. J. (1994). Visual encounters surveys. In W. M. Heyer, R. Donnelly, L. McDiarmid, M. Hayek-Foster (Eds.), *Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for amphibians* (pp. 84-91). Smithsonian Institution Press.
- Cochran, D. M., y Goin, C. J. (1970). *Frogs of Colombia*. Smithsonian Institution Press.
- Cruz, N., y Vásquez, H. S. (2024). *Evaluación del potencial como sumidero de carbono del humedal El Charco-Oasis en el municipio de Villavicencio, departamento del Meta*. Universidad Santo Tomás
- Dávila-Samano, A. R., Castillo-Suárez, L. A., Linares-Hernández, I., García-Colindres, M. A., y Martínez-Miranda, V. (2024). Efectos ambientales en el aire, agua y suelo de los

- residuos sólidos urbanos de un relleno sanitario del Estado de México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*, (91).
- Dixon, A. D., Cox, W. R., Everham, E. M., y Ceilley, D. W. (2011). Anurans as Biological Indicators of Restoration Success in the Greater Everglades Ecosystem. *Southeastern Naturalist*, 10(4), 629-646. <https://doi.org/10.1656/058.010.0404>.
- dos Santos Protázio, A., Costa Conceição, L., y dos Santos Protázio, A. (2022). Human density and sampling time explain in the brazilian biomes richness of anurans in the brazilian biomes. *Caldasia*, 44(2), 408-420.
- Duellman, W. E. (1978). The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Miscellaneous Publications of the University of Kansas*, 65:1-352.
- Escobar, I. D. (2011). *Valoración económica de los servicios ecosistémicos que provee el sistema de humedales Kirpas Pinilla La Cuerera ubicado en la ciudad de Villavicencio - Meta* [Tesis de maestría, Pontificia Universidad Javeriana]. Repositorio Institucional Javeriano.
- Escalona, M. S., Marca, E., Castellanos, M., Fouquet, A., Crawford, A. J., Rojas-Runjaic, F. J. M., Giaretta, A. A., Señaris, J. C., y Castroviejo-Fisher, S. (2021). Integrative taxonomy reveals a new but common Neotropical treefrog, hidden under the name *Boana xerophylla*. *Zootaxa*, 4981(3), 401448.
- Estébanez, M. E. (2014). Conocimiento científico, desastres y política pública. *Revista iberoamericana de ciencia tecnología y sociedad*, 9(25), 123-132.
- Franco-Vidal, L., Delgado, J., y Andrade, G. I. (2013). Factores de la vulnerabilidad de los humedales altoandinos de Colombia al cambio climático global. Cuadernos de Geografía: *Revista Colombiana de Geografía*, 22(2), 69-85.

- García-Ccahuana, S. L. (2025). El papel de los humedales en la conservación de la biodiversidad y en la regulación del ciclo hidrológico. *Scienceevolution*, 1(13), 18-28. <https://doi.org/10.61325/ser.v1i13.153>.
- García, G., y Silva, L. (2014). Importancia ecosistémica del humedal El Coroncoro sobre el barrio Manantial en la ciudad de Villavicencio/Meta. *Revista Semillas Ambientales*, 8(2), 24-27.
- García-Muñoz, E., Ceacero, F., Carretero, M. A., Pedrajas-Pulido, L., Parra, G., y Guerrero, F. (2013). Optimizing protection efforts for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Acta Oecologica*, 49, 45-52. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.02.013>
- Garzón-Cadena, M. J. (2021). *Análisis del estado socio ambiental de los humedales en el perímetro urbano de la ciudad de Villavicencio – Meta* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Abierta y a Distancia] Repositorio Institucional UNAD.
- Gonenc, I. E., y Wolflin, J. P. (Eds.). (2004). *Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development*. CRC Press.
- González, D. (2010). *Ensamblaje de anfibios y su relación con variables del microhábitat en un gradiente potrero-borde-interior de bosque en la reserva forestal San José en la Laguna protectora y Productora de Pedro Palo (Tena, Cundinamarca)* [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana]. Repositorio Institucional Javeriano.
- Guerrero-Lizarazo, M. C., y Pinilla-Agudelo, G. (2025). Aproximación a un índice de integridad biótica del ficoperifiton en el Complejo Cenagoso de Zapatosa de Colombia. *Actualidades Biológicas*, 74(122). <https://doi.org/10.17533/udea.acbi/v47n122a04>.
- Guzmán Guaraca, A. C. (2020). *Localización histórica/potencial de humedales en la cuenca serrana del río Sauce Chico y su importancia en la provisión de servicios ecosistémicos*

[Tesis de doctorado, Universidad Nacional de la Plata]. Repositorio de la Universidad Nacional de la Plata.

Hernández, R., Fernández, C., y Baptista, P. (2014). *Metodología de la investigación*. McGraw Hill Interamericana.

Hernández, L. E. M., Meixueiro, M. A. P., Velázquez, G. R., Ballina, J. M. A., y Cendejas, M. E. V. (2024). Integridad biótica de la Laguna del Mar Muerto, México, basada en peces. *Revista de Biología Tropical*, 72(1).

Herrera, M. (2018). *Evaluación multitemporal de la transformación del humedal La Cuerera, localizado en la intersección de los barrios Kirpas, Pinilla y La Cuerera de la ciudad de Villavicencio entre el periodo de 1960 a 2017, mediante el uso de fotografías aéreas e imágenes satelitales* [Tesis de pregrado, Corporación Universitaria del Meta]. Repositorio Corporación Universitaria del Meta – UNIMETA.

Herrera-Malagón, A. J., y Rincón Blanquicet, Y. A. (2018). *Formulación del plan de restauración participativa en áreas con presencia de coberturas vegetales de la ronda hídrica del caño Maizaro* [Trabajo de grado, Universidad de los Llanos]. Repositorio Digital Universidad de los Llanos.

Hurtado-Espinosa, N., Ramírez Valencia, J. E., Quintero Valdez, Y., y Díaz Rodríguez, G. (2013). *Evaluación ecológica y ambiental del humedal Aguas Claras, barrio La Alborada, Villavicencio, Meta* [Trabajo de grado, UNAD].

Jafarzadeh, H., Mahdianpari, M., Gill, E. W., Brisco, B., y Mohammadimanesh, F. (2022). Remote sensing and machine learning Tools to support wetland monitoring: a metaanalysis of three decades of research. *Remote Sensing*, 14(14), 6104.

- Johari, N. J., Ahmad, A., Ngadi, E., Mustapha, M. A., y Lee, L. (2021). Habitat preferences dictate amphibian assemblage and diversity in Langkawi Island, Kedah, Peninsular Malaysia. *Sains Malaysiana*, 50(3), 605-616.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21-27.
- Kok, A., De Olde, E. M., De Boer, I. J. M., y Ripoll-Bosch, R. (2020). European biodiversity assessments in livestock science: A review of research characteristics and indicators. *Ecological Indicators*, 112, 105902.
- Kunz, B. K., Waddle, J. H., y Green, N. S. (2019). Amphibian monitoring in hardwood forests: optimizing methods for contaminant-based compensatory restorations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 20(6), 1-15.
- Llano al Mundo. (2023, noviembre 15). *Humedal Coroncoro ya cuenta con Plan de Manejo Ambiental para los próximos cinco años*. Llano al Mundo.
- Llano al Mundo. (2025, abril 7). *100 árboles sembrados y 2 toneladas menos de residuos en el Humedal Aguas Claras*.
- Lynch, J. D. (2006). The amphibian fauna in the Villavicencio region of Eastern Colombia. *Caldasia*, 28(1), 135-155.
- Lynch, J. D. (2015). The role of plantations of the african palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) in the conservation of snakes in Colombia. *Caldasia*, 37(1), 169-182.
- MADVT - Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Decreto 2820 de 2010, por el cual se reglamenta el Título VIII de la Ley 99 de 1993 sobre licencias ambientales. Diario Oficial de la República de Colombia.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. Blackwell Publishing.

- Marquet, P. A. (2020). *Biodiversidad y cambio climático en Chile: evidencia científica para la toma de decisiones*. Comité Científico COP25, Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.
- Mena, I., Gonzales, Á., Vargas, S., Olvera, I., y Méndez, A. (2017). Evaluación de la condición ecológica del Río Zahuapan. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 7-19.
- Minorta-Cely V, Rangel-Ch JO. (2014). El clima de la Orinoquia colombiana. En JO RangelCh (Ed). *Colombia Diversidad Biótica XIV. La región de la Orinoquía de Colombia* (pp. 207-236). Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales.
- Mora, C. A., Jiménez, J., Alanís, E., Rubio, E. A., Yerena, J. I., y González Tagle, M. A. (2013). Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4(17), 124-137.
- Muñoz, F., Muñoz, C., Uribe, M., Martín, M. Á., Molina, J. R., Herrera, M. Á., Álvarez, J. B., y Martín, L. M.. (2013). Composición, estructura y diversidad de poblaciones de *Nothofagus Glauca* ubicadas en la zona mediterranea de chile. *Gayana. Botánica*, 70(1), 82-91.
- Muñoz-Pedraza, J. (2015). *Cuencas hidrográficas: Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).
- Orduña-Villaseñor, M., Valenzuela-Galván, D., y Schondube, J. E. (2023). Tus mejores amigos pueden ser tus peores enemigos: impacto de los gatos y perros domésticos en países megadiversos. *Revista mexicana de biodiversidad*, 94, e944850.
- Ospina-Moreno, M., Chamorro-Ruiz, S., Anaya-García, C., Echeverri-Ramírez, P., Atuesta, C., Zambrano, H., Abud, M., Herrera, C., Ciontescu, N., Guevara, O., Zarrate. D. y Barrero, A. 2020. Guía para la planificación del manejo en las áreas protegidas del

- Sinap Colombia. Informe técnico. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Cali, Colombia.
- Otavo, S., y Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4). <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>.
- Perevochtchikova, M. (2009). La situación actual del sistema de monitoreo ambiental en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 24(3), 513-547.
- Pérez-Vega, A., Regil García, H. H., y Mas Caussel, J. F. (2020). Degradación ambiental por procesos de cambios de uso y cubierta del suelo desde una perspectiva espacial en el estado de Guanajuato, México. *Investigaciones Geográficas*, 103.
- Periódico del Meta. (2016, septiembre 29). Sembrados 600 árboles en humedal Zuria. *Periódico del Meta*.
- Periódico del Meta. (2024, marzo 27). *Humedal Aguas Claras: nueva área protegida en Villavicencio*.
- Pickett, S. T. A., y White, P. S. (Eds.). (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.
- Pinilla-Agudelo, G. A., Rodríguez-Sandoval, E. A., y Camacho-Botero, L. A. (2014). Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 19(1), 43-60.
- Piñón, A., Pérez, M., Torres, U., y Pineda, R. (2014). Integridad biótica de la microcuenca del Río Chiquito, Morelia, Michoacán, México, basada en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 62, 221-231.

- Pinto, A. V., Hansson, B., Patramanis, I., Morales, H. E., y Van Oosterhout, C. (2024). The impact of habitat loss and population fragmentation on genomic erosion. *Conservation Genetics*, 25(1), 49-57.
- Prensa Llanera. (2022, julio 16). Extraen 12 toneladas de residuos sólidos del humedal Zuria en Villavicencio. *Prensa Llanera*.
- PNUMA - Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2019). *Perspectivas del medio ambiente mundial GEO-6: Planeta sano, personas sanas*. Cambridge University Press.
- Ramírez-Gil, H., Cortés-Hernández, M. Á., y Ajiaco-Martínez, R. E. (2023). Ictiofauna de la subcuenca urbana del río Ocoa, drenaje superior del río Meta, cuenca del Orinoco, Colombia. *Graellsia*, 79(2), e197-e197.
- Ramírez-Herrejón, J. P., Mercado-Silva, N., Medina-Nava, M., y Domínguez-Domínguez, O. (2012). Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1669-1685.
- Rodríguez-Olarte, D., y Taphorn, D. (1995). Los peces como indicadores biológicos: aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania*, 11, 27-41.
- Rohman, F., Permana, H., Akhsani, F., Wangkulangkul, S., y Priambodo, B. (2020). The amphibians diversity as bioindicator of aquatic ecosystem at Sumber Taman, Malang, East Java. *AIP Conference Proceedings*, 2231(1), 040016.1-040016.3.
- Sanay-González, R., y Perales-Valdivia, H. (2022). Monitoreo de parámetros hidrográficos en estuarios y lagunas costeras de Veracruz, México. *Revista Electrónica sobre Cuerpos Académicos y Grupos de Investigación*, 9(17), 1-19.

- Saber, S., Tito, W., Said, R., Mengistou, S., y Alqahtani, A. (2017). Amphibians as bioindicators of the health of some wetlands in Ethiopia. *The Egyptian Journal of Hospital Medicine*, 66(1), 66-73.
- Secretaría de la Convención de Ramsar. (2007). Evaluación de humedales: Una guía para evaluar las funciones ecológicas de los humedales y los beneficios que proporcionan a las personas (Manual Ramsar 18). Ramsar Convention Secretariat.
- Secretaría de Medio Ambiente. (2018). *Impacto ambiental ocasionado por la reducción del humedal El Charco-Oasis en el municipio de Villavicencio*.
- Secretaría de Planeación Municipal. (2013). *Síntesis Diagnóstica – POT Norte Villavicencio*. Villavicencio.
- Senhadji-Navarro, K., Ruiz-Ochoa, M. A., y Rodríguez-Miranda, J. P. (2017). Estado ecológico de algunos humedales colombianos en los últimos 15 años: Una evaluación prospectiva. *Colombia Forestal*, 20(2), 191-200.
- SER - Society for Ecological Restoration. (2004). *SER international primer on ecological restoration*. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group.
- Soulé, M. E. (1985). What is Conservation Biology? *BioScience*, 35(11), 727–734.
- Sparling, D., Fellers, G., y McConnell, L. (2001). Pesticides and amphibian population declines in California. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 1591-1595.
- Stapanian, M. A., Micacchion, M., y Adams, J. V. (2015). Wetland habitat disturbance best predicts metrics of an amphibian index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 56, 237-242.
- Stereo Noticias Villavicencio. (2025, abril). *Con acuerdo de gobernanza, nace el vivero de «Aula Viva» en el Humedal Coroncoro*. Stereo Noticias Villavicencio.

- Soria-Ortíz, G., Ochoa-Ochoa, L. M., y Vázquez-Domínguez, E. (2023). Respuesta genética y funcional de anfibios a perturbaciones causadas por actividades antrópicas. *Ecosistemas*, 32(1), 2462. <https://doi.org/10.7818/ecos.2462>.
- Sugai, J. L. M. M., Terra, J. D. S., y Ferreira, V. L. (2012). Diet of *Leptodactylus fuscus* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) in the Pantanal of Miranda river, Brazil. *Biota Neotropica*, 12, 99-104.
- Torres-Pineda, S. N., Patacón-Pedraza, M., y Agudelo-Ariza, G. R. (2020). Evaluación de la calidad del agua de la zona media del río Cravo Sur. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 15(2), 117-127. <https://doi.org/10.18359/rfcb.4004>.
- Trouwborst, A., McCormack, P. C., y Martínez Camacho, E. (2020). Domestic cats and their impacts on biodiversity: A blind spot in the application of nature conservation law. *People and Nature*, 2(1), 235-250.
- Trujillo-González, J. M., Tovar-Hernández, N., Delgado-García, S., Vargas-Ahumada, D., y Torres-Mora, M. A. (2015). En M. A. Torres-Mora, C. I. Caro-Caro, H. Ramírez-Gil, S. L. Parada-Guevara, J. M. Trujillo-González, R. E. Ajiaco-Martínez, D. P. Osorio-Ramírez, y O. D. Díaz-Celis (Eds.), *Cuenca alta del río Meta: Una mirada socioambiental a los ríos Guayuriba y Ocoa y al caño Quenane – Quenanito* (pp. 160172). Universidad de los Llanos, ICAOC, Ecpetrol.
- Uribe, E. (2015). *El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina*. (Documento de Proyecto). Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- United Nations. (1987). *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future*. Oxford University Press.
- UN-Habitat - United Nations Human Settlements Programme. (2020). *World Cities Report 2020: The value of sustainable urbanization*. United Nations.

- Valdez, M. C., García-Ticllacuri, R., Rodríguez-Deza, J. W., Rojas-Felipe, E., Arias-Huánuco, J. M., y Yaulilahua-Huacho, R. (2023). *Impacto ambiental en el río por residuos sólidos y aguas residuales*. Ciencia Latina.
- Valencia-Rojas, M. P., y Figueroa-Casas, A. (2015). Vulnerabilidad de humedales altoandinos ante procesos de cambio: Tendencias del análisis. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(26), 29-42.
- Valle-Oñate, P. S., Santillán Vadiviezo, L. G., Jinez Tapia, J. L., López Ramos, M. P., y Guevara Serrano, J. D. (2024). Vehículos Aéreos No Tripulados para el Monitoreo de Extensiones de agua: Revisión sistemática del Progreso, Oportunidades y Desafíos en la Detección de Contaminantes. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(6), 887-907.
- Van Alphen, R., Rains, K. C., Rodgers, M., Malservisi, R., y Dixon, T. H. (2024). UAV-based wetland monitoring: multispectral and lidar fusion with random forest classification. *Drones*, 8(3), 113.
- Velásquez-López, S., Vásquez Ramos, J. M., Caro-Caro, C. I., y Gomes Dias, L. (2024). Diversidad de ninfas de Leptohyphidae (Ephemeroptera) en el río Quenane-Quenanito, piedemonte llanero colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 72(1).
- Villavicencio Día a Día. (2023, febrero 3). La mitad del humedal Calatrava es ahora propiedad de la Alcaldía. *Villavicencio Día a Día*.
- Wells, K. D. (2007). *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press.
- WHO - World Health Organization. (2002). Environmental health: a strategy for the African Region. Regional Committee for Africa, fifty second session.
- Xu, H., Wang, X., y Wang, Y. (2019). Detecting ecological changes with a remote sensing based ecological index. *Remote Sensing*, 11(20), 2345.

Anexo 1. Especies de anuros resgistradas en los humedales Aguas Claras, Calatrava, Caracolí, Charco Oasis, Coroncoro y Zuria.



Anexo fotografía 1. Rhinella beebei



Anexo fotografía 2. Rhinella marina



Anexo fotografía 3. Boana lanciformis



Anexo fotografía 4. Boana platanera



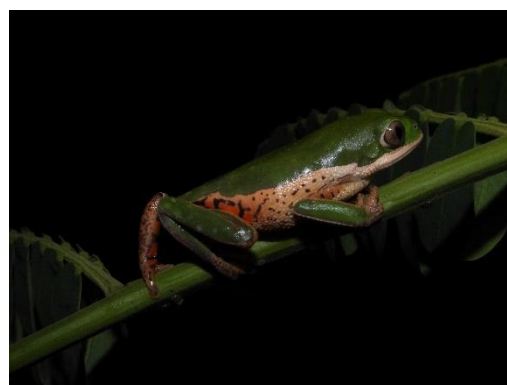
Anexo fotografía 5. Boana punctata



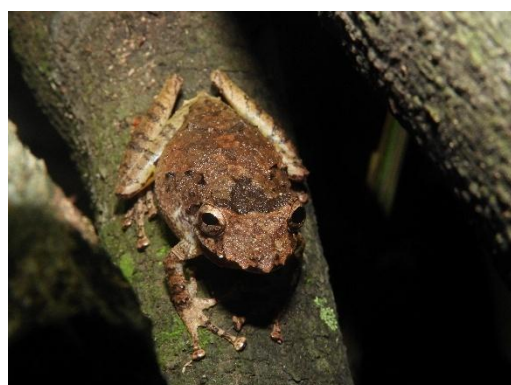
Anexo fotografía 6. Dendropsophus mathiassoni



Anexo fotografía 7. Dendropsophus minutus



Anexo fotografía 8. Pithecopus hypochondrialis



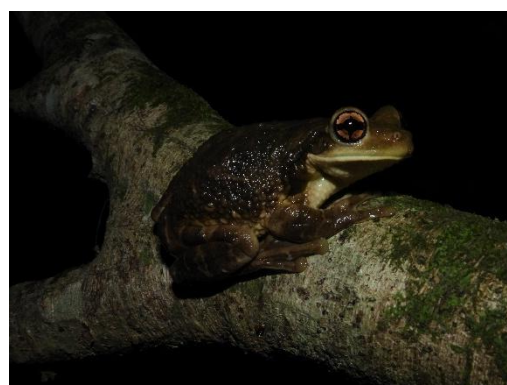
Anexo fotografía 9. Scinax rostratus



Anexo fotografía 10. Scinax ruber



Anexo fotografía 11. Scinax wandae



Anexo fotografía 12. Trachycephalus typhonius



Anexo fotografía 13. Adenomera hylaedactyla



Anexo fotografía 14. Leptodactylus colombiensis



Anexo fotografía 15. Leptodactylus fuscus



Anexo fotografía 16. Leptodactylus mystaceus



Anexo fotografía 17. Lithodytes lineatus



Anexo fotografía 18. Physalaemus fischeri



Anexo fotografía 19. Elachistocleis tinigua



Anexo fotografía 20. Pristimantis medemi