



Los humedales

del Altiplano del Oriente antioqueño
y su conceptualización



Alcaldía de Rionegro
Departamento de Antioquia

Adriana Sanín E.



Los Humedales

del Altiplano del Oriente antioqueño
y su conceptualización



Los Humedales

del Altiplano del Oriente antioqueño
y su conceptualización

Mario Alberto Quijano Abril
Silvia Lucía Villabona González
Juan José García Duque
Andrés Camilo Gómez Hoyos

Editores Académicos



CATALOGACIÓN EN LA FUENTE

Quijano Abril, Mario Alberto (Ed.)

Los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño y su conceptualización / Mario Alberto Quijano Abril, Silvia Lucía Villabona González, Juan José García Duque y Andrés Camilo Gómez Hoyos, editores académicos.— Rionegro : Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente, 2018.

ISBN: 978-958-5518-02-5 (impreso); 978-958-5518-03-2 (digital)

212 p.; 24 x 17 cm.

1. Biología de agua dulce. 2. Ecología de agua dulce. 3. Hidrogeología. 4. Humedales. 5. Limnología. 6. Microbiología de agua dulce. I. Quijano Abril, Mario Alberto (Ed.). II. Villabona González, Silvia Lucía (Ed.). III. García Duque, Juan José (Ed.). IV. Título.

551.41 861 26 CDD 21.ª ed.

© 2018 Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare -Cornare-

ISBN: 978-958-5518-02-5 (impreso)
978-958-5518-03-2 (digital)

Primera edición: agosto de 2018

Ilustraciones de carátula y portadilla

Adriana Sanín E.

Fotografías

Convenio Cornare – UCO – Alcaldía de Rionegro

Corrección de textos

Natalia Maya Ochoa

Diseño y diagramación

Divegráficas Ltda.

Editado por

Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente

Sector 3, Carrera 46 n.º 40B-50

Rionegro-Antioquia

fondo.editorial@uco.edu.co



Impreso por

Divegráficas Ltda.

Carrera 53 n.º 54-30 - PBX: 511 7616

Medellín-Antioquia

www.divegraficas.com

Impreso en Colombia – Printed in Colombia

Queda prohibida la reproducción total o parcial de esta obra, en cualquier medio o para cualquier propósito, sin la autorización escrita de la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare -Cornare-.

Proyecto
Delimitación y caracterización de humedales presentes en el Altiplano del Oriente antioqueño, mediante el estudio de componentes biofísicos y de calidad del agua

Convenio 310-2017, Cornare – Universidad Católica de Oriente – Municipio de Rionegro

Cornare

Carlos Mario Zuluaga Gómez
Director General

Universidad

Católica de Oriente

Mons. Darío Gómez Zuluaga
Rector

Municipio de Rionegro

Andrés Julián Rendón Cardona
Alcalde

Coordinación general del proyecto

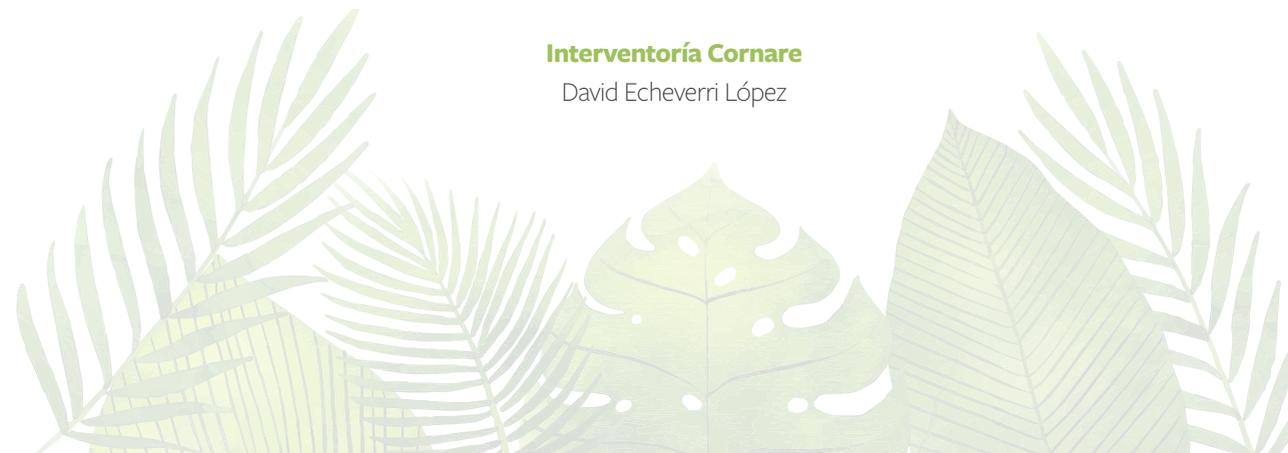
Mario Alberto Quijano Abril
Universidad Católica de Oriente

Equipo técnico

Andrés Camilo Gómez Hoyos
Juan José García Duque
Silvia Lucía Villabona González
Carlos Augusto Benjumea Hoyos
Yuri Catalina López Cardona
Luis Ferney Ortiz Acevedo
Mario Fernando Medina Tombé
Juan Guillermo Ospina Pavón

Interventoría Cornare

David Echeverri López



Contenido

Pág 9 Prólogo

Pág 11 Introduccción

Capítulo 1

Los humedales del Altiplano o del Oriente antioqueño y su conceptualización

Pág 13

Capítulo 2

Aspecto hidrológicos y geológicos de los humedales urbanos en el Altiplano del Oriente antioqueño.

Pág 33

Capítulo 3

Análisis espacial como una herramienta para la delimitación de humedales urbanos.

Pág 51

Capítulo 4

Área de estudio y selección de los humedales urbanos del Altiplano del Oriente antioqueño.

Pág 73

Capítulo 5

Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño.

Pág 95

Capítulo 6

Exploración biótica de los humedales urbanos en el Altiplano del Oriente antioqueño

Pág 117

Prólogo

No es ningún cumplido decir que la invitación para la redacción del prólogo de este libro por parte de los y las autoras es un orgullo para mí. Y lo es por tres razones. La primera por la categoría humana y científica de estas personas. La segunda, porque el libro que tienes en tus manos es el fruto de un intenso y ordenado trabajo que aporta mucha luz sobre los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño. Y la tercera, porque el conocimiento adquirido y aquí expresado sienta unas bases sólidas para acometer la caracterización de las diversas tipologías y de los humedales de esta tierra. Además, y es en este punto donde más centraré mi interés, proporciona la información y el contexto de actuación para acometer su restauración.

Desde el rigor científico y una abundante contextualización bibliográfica y gráfica, el libro atesora conceptos básicos y aplicados que aseguran una lectura enriquecedora. Consta de 6 capítulos. En el primero, de carácter introductorio, se define el concepto de humedal como ecosistema y se propone una tipificación para su clasificación, se contextualiza el ámbito de estudio del altiplano y se hace especial mención al principal eje y conector del valle de San Nicolás: el Río Negro. En el segundo aborda aspectos hidrológicos y geológicos de los humedales urbanos en el Altiplano del Oriente antioqueño. El tercero explica la metodología empleada para la delimitación de humedales urbanos, el análisis espacial. El cuarto, describe el área de estudio y el proceso de selección de los humedales urbanos del Altiplano del Oriente antioqueño. En el quinto se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica y microbiológica de los humedales seleccionados. Y, por último, en el sexto, el más extenso de todos ellos y un exponente fidedigno de la ingente labor de campo y de identificación llevada a cabo por un nutrido grupo de profesionales coordinados por el profesor Mario Quijano, proporciona una cantidad enorme de registros en un amplio catálogo que lleva por título “Exploración biótica de los humedales urbanos en el Altiplano del Oriente antioqueño”.

Agradezco especialmente a Mario el privilegio de prologar este libro. Como podrán constatar, la iniciativa y tesón del equipo que coordina ha logrado compilar y ordenar arduamente información de muchísimo interés. De este modo confío en que este libro sea de utilidad no solo para estudiantes universitarios de las especialidades de botánica, limnología, hidrogeología, química ambiental, ingeniería ambiental, sino también para los responsables de la gestión y, en último término, para las personas encargadas de la toma de decisiones. En este caso no podremos decir aquello que lo desconocíamos...

Respecto al contexto mencionado para la restauración fluvial, centra muchos de sus esfuerzos en la caracterización sistemática de los humedales asociados al Río Negro y proporciona de ese modo una excelente oportunidad para planificar y acometer su restauración.

A este hecho se le suma la relevancia de la interdependencia del sistema acuifero-río en estas llanuras aluviales, cuyo mayor exponente es el sistema de humedales (naturales y artificiales también) que proliferan por esta comarca antioqueña. Tal y como se pone de manifiesto en este libro, la salvaguarda de esta interdependencia es clave para la salud de todos los ecosistemas y de los bienes y servicios que obtenemos asociados al acuifero y al Río Negro, entendido este en el sentido de la totalidad de su ámbito fluvial (cauce y llanura de inundación). Hablamos aquí una vez más del agua como hilo conductor, como protagonista de una red de redes, a veces visibles a través del cauce o las áreas inundadas y siempre, aunque oculta, a través del propio suelo, el gran olvidado en la gestión cotidiana del territorio.

Son estas redes el elemento en el que debemos centrar nuestra atención en un ejercicio básico de sostenibilidad: miremos al pasado apoyándonos en las evidencias del presente para adivinar cuál es el modo de lograr un mañana y un futuro en el que nosotros mismos y las generaciones venideras disfruten de estas conexiones y de sus bienes y servicios. Y en este sentido, este libro es una herramienta imprescindible que proporciona conocimiento y vislumbra las oportunidades de restauración y rehabilitación en el futuro inmediato.

Especial atención merece uno de los servicios ecosistémicos de la llanura de inundación del Río Negro: su enorme capacidad para laminar las avenidas durante las épocas de crecida. Me consta que el riesgo de inundabilidad es elevado en la ciudad de Rionegro y que, sin embargo, aún se está a tiempo de salvaguardar gran parte del territorio fluvial (río y llanura de inundación) todavía no ocupado. Es más, tal y como se puede constatar en este completo trabajo, allá donde la ocupación no es absoluta, la respuesta de la naturaleza es sorprendente en términos de biodiversidad y de procesos. ¡Ojalá esta oportunidad no se pierda y sea aprovechada!

Por último, debo insistir en que la información básica y aplicada que se ha compilado en este libro es muy relevante y supone una base imprescindible en la toma de decisiones para una gestión más eficaz del altiplano antioqueño, especialmente para la salvaguarda de la biodiversidad y para hacer frente a situaciones adversas, como cuando se producen inundaciones.

Dr. Joserra Díez

Facultad de Educación de Bilbao. UPV/EHU
Centro Ibérico de Restauración Fluvial
Fundación Nueva Cultura del Agua

Introducción

En los últimos años, el gobierno colombiano ha generado diferentes iniciativas con miras a la delimitación de los diversos tipos de ecosistemas estratégicos en todo el territorio nacional. No obstante, por su gran tamaño y complejidad geográfica, así como por diferentes factores sociales, esta no ha sido una tarea fácil. Como resultado de estas iniciativas y utilizando como herramienta una cartografía más detallada, hoy en día se cuenta con una delimitación más robusta de ecosistemas tales como páramos y bosques secos a escala de país.

La actual presión que actividades productivas tales como minería, generación de energía eléctrica, urbanización, construcción de obras civiles, expansión de la frontera agrícola ejercen sobre los ecosistemas estratégicos es muy grave, más aún teniendo en cuenta que, a nivel local y regional, muchas de estas áreas únicas no se han delimitado y por esta razón no son incluidas en los planes de ordenamiento territorial.

La región del Oriente antioqueño es una de las zonas de mayor crecimiento económico en el país, lo cual ha traído consigo una constante migración de personas y la necesidad de un incremento sustancial en los servicios ecosistémicos de provisión. Esta región es líder nacional en el ámbito industrial, generación hidroeléctrica y producción agrícola. El actual crecimiento económico y la mejora de las condiciones de vida de la región ha generado un costo ambiental bastante alto, lo cual se puede ver reflejado especialmente en las zonas más pobladas, las cuales se encuentran ubicadas a lo largo de la cuenca del río Negro, en una zona mejor conocida por sus habitantes como el Altiplano del Oriente antioqueño o la subregión valle de San Nicolás.

Desde hace varios siglos el río Negro ha sido la fuente del desarrollo social de la región. De sus aguas se han generado una gran cantidad de recursos económicos enfocados en servicios de abastecimiento hídrico, pesca, minería de oro, extracción de materiales para construcción y sistemas de riego, entre otros. Paradójicamente, dada su gran importancia en la región, se ha perdido el sentido de apropiación por este gran recurso y las nuevas generaciones han crecido dándole la espalda al río.

Muchos de los pobladores de la región empiezan a ver el río de manera especial en épocas invernales, cuando sus aguas se desbordan e inundan sus valles en el mejor de los casos.

Estas zonas de inundación, las cuales muy seguramente son recordadas de manera grata y placentera por las generaciones mas antiguas pues fueron escenarios lúdicos y culturales en su niñez, son nuestros *humedales*.

Hasta hace algunos años en el país no existía un concepto unificado para la definición y delimitación de este tipo de ambientes. Sin embargo, en los últimos años se han realizado grandes esfuerzos por delimitar y caracterizar este tipo de ecosistemas en zonas tan importantes para el país como el valle del río Magdalena y el Cauca. No obstante, en la actualidad se sabe muy poco de los humedales de zonas altas, los cuales en muchos casos son menos extensos, pero no por ello menos importantes.

Un gran porcentaje de los humedales del país ubicados sobre los 2000 m. s. n. m. se encuentran en centros urbanos altamente poblados o en su periferia. Gracias a esta cercanía, muchos de estos ya no existen pues fueron drenados con diferentes finalidades, generando un constante desplazamiento y migración de su flora y fauna. La actual problemática ambiental que enfrentan los humedales tiene diversos orígenes y repercusiones, por lo cual es necesario generar iniciativas conjuntas para su protección.

El presente libro muestra los resultados de varios meses de investigación enfocada en los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño, donde gracias a un trabajo mancomunado entre la Universidad Católica de Oriente, Cornare y el municipio de Rionegro, se ha generado una propuesta inicial para su delimitación y caracterización. A lo largo del libro, el lector encontrará diferentes aportes enfocados en una escala regional, que permitirán responder algunas preguntas comunes sobre estos ecosistemas: ¿cómo reconocer un humedal?, ¿cómo delimitarlo?, ¿cuáles son las especies de flora y fauna que podemos encontrar en estos ambientes?, hasta saber cuál es el estado actual de los humedales en la región. Se espera que, en posteriores fases de este proyecto, se pueda seguir aplicando la presente metodología para continuar este proceso de exploración en diferentes municipios de la región que aún faltan por examinar en detalle.

CAPÍTULO 1

Los humedales del Altiplano o del Oriente
antioqueño y su conceptualización





Los humedales del Altiplano o del Oriente antioqueño y su conceptualización

Andrés Camilo Gómez Hoyos, Mario Alberto Quijano- Abril¹

Introducción

Gran parte de los estudios relacionados con humedales afirman que estos ecosistemas presentan una alta productividad, la cual se ve reflejada en la riqueza biológica que exhiben, de igual forma, afirman que los humedales presentan una alta capacidad de regulación hídrica, mitigan la erosión y retienen cargas contaminantes, por tal motivo, los humedales son considerados en la actualidad como ecosistemas estratégicos para la conservación y el mantenimiento de servicios ecosistémicos (Mitsch y Gosselink 2000; Ministerio de Medio Ambiente 2001; Álvarez-Mieles, Irvine, Griensven, Arias-Hidalgo, Torres y Mynett, 2013; Flórez Estupiñán-Suárez, Rojas, Aponte, Quiñones, Acevedo y Jaramillo, 2016; García-Muñoz, 2016). Debido al gran interés que se tiene sobre estos ecosistemas, existen diversos estudios dedicados a la identificación y evaluación de ambientes asociados al término humedal (Mitsch y Gosselink, 2000; Flórez et al., 2016; Betancur, 2015; Schmidt-Mumm, 1998; Neiff, 1999; Wanda, Mamba, Msagati, y Msilimba, 2016), la cantidad de estudios enfocados a este tipo de ambientes ha generado múltiples conceptos, creando confusiones en la interpretación del término. La complejidad de formas en las que se presentan los humedales hace que se dificulte establecer una expresión universal sobre estos ecosistemas (Tiner 1991).

¹ Grupo de Investigación Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia

No solo se tienen diferentes definiciones sobre el término humedal, existen diversos conceptos en referencia a su nomenclatura de clasificación y las metodologías para su estudio (Dronova, Gong, Wang y Zhong, 2015; Wanda, 2016; Flórez et al., 2016; Sieben, Nyambeni, Mtshali, Corry, Venter, MacKenzie y Kotze, 2016). Según Mitsch y Gosselink (2015) el propósito principal por el cual se clasifican los humedales es el de proporcionar una terminología común para describir las similitudes y diferencias entre estos sitios. La clasificación no solo permite la comparación de las particularidades de cada hábitat, también proporciona las bases para llevar a cabo estudios sobre el estado y funciones de los humedales en áreas geográficas determinadas. En general, se observa que los criterios utilizados en la clasificación dependen generalmente del enfoque de cada investigación y de las necesidades de información para cada proyecto. Algunos estudios desarrollados a escalas continentales, consideran la clasificación como el primer paso para la consolidación de información y el desarrollo de programas de conservación (Costa, Farinha, Heckery Vives, 1996; Cowardin, Carter, Golet y LaRoe, 1976).

Teniendo en cuenta que el manejo de ecosistemas requiere de la unificación de conceptos, de tal modo que no exista duda o se presenten malas interpretaciones por la inexactitud de estos (Mitsch y Gosselink 2015), el presente apartado busca abordar una discusión en la cual se genere un reporte de las diferentes definiciones y clasificaciones de los humedales, de igual forma, se busca identificar aspectos relevantes en la caracterización y evaluación de estos ecosistemas, de manera que se genere un marco conceptual adecuado a las necesidades del altiplano del Oriente antioqueño y que al mismo tiempo sea consecuente con los trabajos desarrollados a nivel nacional e internacional.

Aproximación a una definición de humedal

Una de las primeras definiciones de humedal fue generada por el servicio de pesca y vida silvestre de los Estados Unidos, la cual define a los humedales como las tierras bajas cubiertas de forma temporal o intermitente por aguas poco profundas, en este término se agruparon pantanos, praderas húmedas, depresiones de terreno y planicies de inundación, entre otros (Secretaría de la Convención Ramsar 2010). Esta definición fue presentada por Cowardin et al. (1979) en un informe titulado “Clasificación de los humedales y aguas profundas de los Estados Unidos”. A partir de esta publicación se oficializaron algunas definiciones adicionales como las generadas por la academia nacional de ciencias de Estados Unidos (National Research Council 1995), el grupo de trabajo para los humedales nacionales de Canadá (Zoltai y Vitt, 1995), la unión internacional para la conservación de la naturaleza y la convención de humedales de importancia internacional, la cual es más conocida como la Convención Ramsar. La Convención Ramsar (SCR, 2013), se refiere a los humedales como: “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no

exceda más de seis metros”. (p.7). Esta es una de las definiciones más empleadas a nivel mundial en vista a que los países suscritos a esta convención la han empleado como base para el desarrollo de normas y estrategias de conservación de estos ecosistemas (Ramsar Convention 1971).

La definición de humedal surge de la necesidad de reunir en un solo concepto con claridad y exactitud los caracteres genéricos y diferenciales de estos ecosistemas, sin embargo, la mayoría de las definiciones se establecen de acuerdo con las características del área de estudio y a los intereses en cada investigación (Ginzburg, Adámoli, Herrera y Torrella, 2005; Álvarez-Mieles et al., 2013; Fonder y Headley, 2013; Sieben et al., 2016;). Existe un acuerdo que la mayoría de las investigaciones comparten, este es el factor hidrológico y geomorfológico, el cual actúa como determinante de las condiciones bajo las cuales se establece la vida y se desarrollan los suelos en este tipo de ecosistemas (Cowardin et al., 1979; Tiner, 1991; Neiff, Iriondo y Carignan, 1994; Mitsch y Gosselink, 2015).

Indudablemente, la presencia frecuente o permanente de agua ha sido considerada inherente a los humedales (Cortez-Duque y Estupiñán-Suarez 2016; Hernández y Mitsch 2007), este factor limitará o favorecerá la formación de suelos y organismos adaptados a condiciones cambiantes. Algunos estudios mencionan que las fluctuaciones de agua pueden generar modificaciones fisicoquímicas que afectan directamente la dominancia de hábitos de crecimiento de la vegetación presente en un humedal (Altor y Mitsch 2008);, otros autores argumentan que los humedales se definen como tierras transitorias entre ecosistemas terrestres y acuáticos (Sasser Visser, Evers, y Gosselink, 1995; Chen y Lu, 2010).

Aunque los humedales han sido comúnmente vistos como hábitats de transición entre los sistemas acuáticos y los sistemas terrestres, no necesariamente deben ser considerados ecotonos, puesto que muchos humedales poseen ensamblajes de especies diferentes y propiedades del suelo claramente separadas de las formas presentadas en tierras firmes (Sasser et al., 1995; Chen et al., 2010). Para Colombia algunos autores proponen el ecotono como una forma de identificación del límite entre la tierra firme y la tierra inundada (Vilardy y Cortez-Duque, 2014; Osorio-Peláez, Lasso y Trujillo et al., 2015; Cortez-Duque y Estupiñán-Suarez, 2016), sin embargo, la plasticidad de estas áreas dificulta la determinación de un límite, en este sentido Lasso, Rial, Colonnello, Machado-Allison y Trujillo (2014) plantean que los humedales asociados a planicies de inundación deben analizarse a escalas de paisaje, ya que una perspectiva de ecotono obliga a estudiarlos de manera individual, desconociendo la importancia que tiene el pulso de inundación como principal fuerza responsable de la existencia, productividad e interacción en las planicies de inundación (Junk, Bayley y Sparks, 1989).

Si bien Colombia forma parte de la convención Ramsar, algunos estudios desarrollados a escala país demuestran la gran diversidad de ecosistemas de humedales que se

presentan en el territorio nacional (Vilardy *et al.*, 2014; Cortez-Duque y Estupiñán-Suarez, 2016), lo cual hace necesario construir un concepto propio e independiente del propuesto por dicha convención. (Vilardy *et al.*, 2014) compilaron una gran variedad de enfoques técnicos y aspectos ecológicos de las diferentes regiones naturales, de este modo, para Colombia se definió a los humedales como: “ecosistemas que, debido a condiciones geomorfológicas e hidrológicas, permiten la acumulación de agua temporal o permanentemente y dan lugar a un tipo característico de suelo y/o a organismos adaptados a estas condiciones”. (p. 20). En esta definición se incluyen no solo los ecosistemas naturales, sino también los de origen antrópico, los cuales contienen desde lagos, lagunas, embalses, arrozales, entre otros.

Muchos de los estudios realizados en el país sobre humedales, se encuentran enfocados en grandes regiones como la Amazonia, la Orinoquia y el Caribe (Neiff, 1999; Lasso *et al.*, 2014; Moreno-Bejarano y Álvarez-León, 2003; Flores-Verdugo, 2007), si bien estos ecosistemas requieren mayor atención debido a que albergan una exuberante diversidad expuesta a diferentes presiones (Gracia-Muñoz, Gilbert, Parra y Guerrero, 2010; Stuij, Oosterberg, Baker, Stolk y Verweij, 2006), existe poca información sobre los humedales de montaña. Salvo algunos trabajos realizados en la cordillera Oriental (Vásquez y Pinilla, 2006; Franco-Vidal, Delgado y Andrade, 2013; van der Hammer, 2003; Schimdt-Mumm, 1998), en el país no hay suficiente información que evidencie el estado actual y las características diferenciales de este tipo particular de humedales.

El Altiplano del Oriente antioqueño presenta algunas particularidades, que desde el punto de vista hidrológico, geomorfológico y biótico concuerdan con los aspectos expuestos por (Vilardy *et al.*, 2014). Los humedales de esta región surgen como pequeñas áreas que, a pesar de la intervención del territorio, permanecen con superficies de agua, de forma temporal o permanente y brindan hábitat a especies adaptadas a la vida acuática y/o anfibia. Muchos de estos humedales se han creado de forma artificial por diferentes tipos de intervención y se encuentran estratégicamente ubicados en centros urbanos altamente poblados, generando de esta forma una relación compleja entre los diferentes organismos que hoy los habitan y los asentamientos humanos. Entre los aspectos más relevantes que permiten la existencia de humedales en esta región, se encuentran los relacionados con la influencia del Río Negro y sus principales tributarios, la formación geológica y el origen de los suelos, las transformaciones del paisaje y algunos aspectos bióticos que se abordarán en los siguientes apartes. A continuación, se presenta una breve descripción de cada uno de estos aspectos:

Influencia del río Negro y sus principales tributarios

El Río Negro es el principal drenaje presente en el valle de San Nicolás, así mismo ha sido el modelador del paisaje en la región, la continua actividad del río y sus afluentes han labrado las colinas del altiplano, excavado la roca original y generando depósitos

fluviales, dando como resultado amplias planicies de inundación, en las cuales, el río se despliega en épocas de alta pluviosidad (Hermelín, 2003; Cornare, 2012). Generalmente, los periodos de precipitación en la cuenca del Río Negro están dados por un régimen bimodal, común para la zona andina, presentándose dos picos de mayor precipitación entre los meses de marzo a mayo y de septiembre a noviembre (Poveda, Waylen y Pulwarty, 2006), particularmente en estos meses del año existe una mayor probabilidad para que se generen crecientes en los cauces, y en ocasiones desbordamientos de las fuentes hídricas interconectando el río con los espejos de agua adyacentes al cauce y con las llanuras de inundación (Pérez y Restrepo 2008) (Figura 1)



Figura 1.
Temporalidad del espejo
de agua de un humedal
A) periodo de verano.
B) periodo de invierno.

Formación geológica y origen de los suelos

La geología del valle de San Nicolás está conformada principalmente por cuatro formaciones: Rocas Metamórficas, corresponden a granulitas, migmatitas, esquistos y Anfibolitas, asociadas a zonas de pendiente fuerte y con bajo potencial, como zonas de recarga. Rocas Ígneas, esta formación se encuentra conformada principalmente por el Batolito antioqueño y sus diferentes características. Cenizas Volcánicas, esta es la formación más superficial, y se generó a partir de la actividad volcánica del nevado del Ruiz. Depósitos de Vertiente, corresponden principalmente a flujos de lodo y escombros, producto de movimientos en masa asociados a zonas de vertientes. Finalmente encontramos las Terrazas y Depósitos Aluviales, las terrazas se encuentran asociadas principalmente al Río Negro y a las quebradas La Mosca, Marinilla, Cimarrona y La Pereira. Los depósitos están constituidos generalmente por gravas y arenas con un contenido bajo de limos y arcillas, estos depósitos constituyen un material permeable y han sido catalogados como la principal unidad hidrogeológica del valle de San Nicolás, la cual el Instituto de hidrología meteorología y estudios ambientales (IDEAM), catalogó como el sistema acuífero del valle de San Nicolás y la Unión (Hidramsa, 1997; Tobón, 2003).

El acuífero del valle de San Nicolás representa la formación geológica de mayor interés para el presente estudio, puesto que, por definición, los acuíferos son formaciones geológicas que permiten el flujo y almacenamiento de aguas subterráneas (Alley Healy, LaBaugh y Reilly, 2002; Meixner, 2008). La interacción entre el acuífero y los cuerpos de agua superficiales se da en dos sentidos de flujo: El primero desde el acuífero a través del lecho, cuando el nivel freático está en una cota superior que la del lecho del cuerpo de agua superficial. El segundo, desde el lecho del cuerpo de agua al acuífero en temporalidades donde el nivel freático se profundiza (Betancur, 2015). En este sentido, el instituto Alexander von Humboldt ha encontrado una relación alta de los acuíferos con los humedales, constatando que casi todos los humedales se encuentran directamente sobre los acuíferos con los que están interconectados y con frecuencia las fuentes de agua subterránea rodean el ecosistema que abastecen (Betancur, 2015; Flórez et al., 2016).

Aspectos bióticos

Desde el punto de vista trófico, en todo ecosistema acuático se encuentran principalmente tres categorías de organismos: Productores primarios, tales como fitoplancton, perifiton, y vegetación acuática y semi acuática. Consumidores, como zooplancton, ictioplancton, macroinvertebrados, peces, reptiles, aves y mamíferos y Descomponedores, donde se encuentran los hongos y las bacterias (Pérez y Restrepo, 2008). Para el valle de San Nicolás se han realizado trabajos enfocados en la caracterización de plantas acuáticas (Posada y López, 2011) y peces (Jaramillo-Villa, 2008). Los resultados de estos estudios demostraron la existencia de taxones nunca reportados para la región, en el caso de peces se obtuvieron 32 nuevos registros y en el caso de plantas se obtuvieron 5 nuevos

registros. A pesar de los grandes esfuerzos por caracterizar la diversidad en la región, aún se presentan vacíos de información con respecto a la dinámica de los humedales, en especial los ubicados en zonas altamente pobladas. El presente libro genera una importante contribución al conocimiento de algunos grupos taxonómicos poco estudiados para estos ecosistemas, tales como zooplancton, fitoplancton, perifiton, macroinvertebrados y aves.

Las transformaciones del paisaje

Debido a la intensa transformación que se ha generado en el territorio desde la época de la Colonia y a las dinámicas económicas y poblacionales actuales (Morales 2014; Arcila, Muñoz, Martínez y Medio, 2003; Londoño-Soto, 2012), es necesario visualizar el paisaje del valle de San Nicolás como el producto de diversas alteraciones debido a la acción del hombre. La estratégica ubicación del altiplano ha traído proyectos tales como el desarrollo vial de la Autopista Medellín-Bogotá, la construcción del aeropuerto internacional José María Córdoba y los embalses La Fe y Guatapé. El desarrollo de estos proyectos no solo ha generado impactos ambientales sobre los ecosistemas del territorio, también la atracción de nuevos proyectos urbanísticos, propiciando una mayor demanda de servicios ambientales.

Uno de los mayores procesos de transformación de los humedales en las últimas décadas ha sido la minería de aluvión, aunque en el valle de San Nicolás la transformación del paisaje por esta actividad está poco documentada (Hermelin, 1992), a nivel nacional e internacional esta actividad es señalada como una de las actividades responsables del deterioro de estos ecosistemas (Ministerio de Medio Ambiente, 2001; Rooney, Bayley y Schindler, 2012; Brierley, Li, Cullum, Gao, 2016; Villa, 2017). En particular, para el área de estudio, algunos procesos de abandono han dado origen a humedales artificiales. Luego de un abandono prolongado, es común la presencia en estos sitios de una gran diversidad biológica en grupos focales de organismos ampliamente utilizados en la delimitación y caracterización de humedales. Sumado a este aspecto, existe un gran sentido de apropiación y un acervo cultural que gira en torno a los servicios ecosistémicos de estas zonas, independientemente de su origen (Figura 2).



Figura 2.
Diferentes expresiones de apropiación social.

Al tener como base los conceptos mencionados, se evidencia que estos ecosistemas pueden cambiar de acuerdo con la disponibilidad de agua, en este sentido el estudio de los humedales debe plantearse de forma holística, teniendo en cuenta la gran diversidad de condiciones geomorfológicas, biológicas, hidrológicas, antrópicas y sus posibles variaciones en el tiempo (Rial, 2006; Vilardy, 2014). La definición de los humedales es la base para el desarrollo de estudios enfocados en evitar la pérdida y la degradación de hábitat, un ejemplo claro de esto ha sido la Convención Ramsar, la cual sostiene compromisos políticos para mantener y restaurar las zonas húmedas y los servicios que estos prestan (Mitsch, 2015), lo que ha motivado una reciente actividad a la gestión de este tipo de ecosistemas a nivel nacional (Ministerio de Medio Ambiente, 2001).

Clasificación o tipificación de humedales

La clasificación de humedales está basada en la agrupación jerarquizada y sistemática de hábitats con características comunes. Generalmente los trabajos dedicados a su clasificación utilizan una combinación de parámetros biofísicos para la determinación de los tipos de hábitats. Los más empleados son la geomorfología, la edafología, los regímenes de inundación, y las coberturas vegetales (Keddy, 2000; SCR, 2013; Manzano, Borja y Morales, 2002, Lasso *et al.*, 2014). Los propósitos de la clasificación determinarán las categorías de agrupación, las cuales son preestablecidas de acuerdo con los intereses de la investigación. Los niveles de análisis pueden ser a escalas continentales, nacionales o regionales (Flórez *et al.*, 2016; Naranjo, Andrade y de León, 1999).

Cowardin *et al.* (1979) propone una clasificación de tipo jerárquico, en una escala nacional, la cual presenta tres tipos de unidades: sistema, subsistema y clase. El sistema constituye el nivel de clasificación más alto y se divide en cinco tipos: marino, estuarino, fluvial, lacustre y palustre. El subsistema especifica aún más algunas características del sistema, describe el humedal desde un punto de vista más amplio, detallando características del paisaje y del tipo de hidrología. Finalmente, la clase hace referencia al sustrato, el régimen de inundación y/o la vegetación. Por otra parte, la Convención Ramsar provee una clasificación jerárquica para ecosistemas marinos o costeros y otra para ecosistemas continentales, esta última clasificación presenta un nivel de análisis mucho más general, debido a que pretende incluir los sitios de importancia ecosistémica a una escala internacional (SRC, 2010).

A diferencia de Ramsar, se tienen ejercicios de clasificación a escalas regionales que pueden presentar mayor detalle, tomando como ejemplo Manzano (Manzano *et al.*, 2001), quien propone algunos pasos para la clasificación, basados en aspectos hidrogeomorfológicos. En estos pasos se incluye la caracterización de humedales de referencia para cada tipo hidrológico, los aspectos más relevantes que se encuentran relacionados con la forma de llenado, vaciado y los cambios en la química del agua presente en el humedal.

Para Colombia, Naranjo *et al.* (1999), presentan una clasificación jerárquica para los humedales de interior, definida por cinco categorías (Lasso *et al.*, 2014). Si se compara la clasificación realizada por la Convención Ramsar para la priorización de áreas de conservación y la presentada por Naranjo *et al.* (1999) no se evidencian grandes diferencias. La clasificación se encuentra dirigida a responder algunas preguntas de los investigadores; por ejemplo, Fonder y Hadley (2013) proponen un sistema de clasificación de humedales construidos para el tratamiento de agua residual, también existen trabajos de clasificación del estado del riesgo, como los presentados por Wanda *et al.* (2016) y Oberholster *et al.* (2014), los cuales se apoyan en indicadores y parámetros ambientales para complementar las clasificaciones funcionales adoptadas.

Comparando algunos estudios de clasificación, se evidencia que parámetros como las características fisicoquímicas del agua, las coberturas de la tierra y la hidrología, son los más empleados para identificar similitudes entre unidades de ecosistemas acuáticos (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros evaluados para la clasificación de humedales.

Autores	Parámetros empleados						
	Dominancia de especies	Estructura de la vegetación	Condiciones ambientales	Geología	Hidrología	Coberturas de la tierra	Físicos y químicos (en el agua)
Dronova <i>et al.</i> , 2015				X	X	X	
Durán <i>et al.</i> , 2010				X			
Evans y Costa, 2012						X	
Flórez <i>et al.</i> , 2016				X	X		
Manzano, 2002					X		X
Oberholster <i>et al.</i> , 2014					X	X	X
Robertson y Fitzsimons, 2004					X	X	
Siebenet <i>et al.</i> , 2016	X	X	X				
Wanda <i>et al.</i> , 2015							X

La utilidad de la clasificación de humedales radica en la generación de una combinación taxonómica estándar para el reconocimiento de estos como elementos diferenciales en una matriz de paisaje, al mismo tiempo son la base para el desarrollo de trabajos enfocados al monitoreo de cambios ambientales (Ricaurte, Jokela, Siqueira, Núñez-Avellaneda, Marín, Velázquez-Valenciay Wantzen, 2012; Ricaurte, Olaya-Rodríguez, Cepeda-Valencia, Lara, Arroyave-Suárez, Finlayson y Palomo 2017; Calhoun Mushet, Bell, Boix, Fitzsimons y Isselin-Nondedeu, 2016). La elección apropiada de un sistema de clasificación facilita el análisis de los diferentes hábitats y genera una identificación única para cada sitio que ayuda a la planificación del territorio y a la toma de decisiones normativas y de gestión pública (SCR, 2010; Mitsch, 2015; Tognelli, Lasso, Bota-Sierra, Jiménez-Segura y Cox, 2016).

Referencias Bibliográficas

Alley, W. M., Healy, R. W., LaBaugh, J. W. y Reilly, T. E. (2002). Flow and storage in groundwater systems. *Science*, 296(5575), 1985-1990.

Altor, A. E., y Mitsch, W. J. (2008). Pulsing hydrology, methane emissions and carbon dioxide fluxes in created marshes: a 2-year ecosystem study. *Wetlands*, 28(2), 423-438.

Álvarez-Mieles, G., Irvine, K., Griensven, A. V., Arias-Hidalgo, M., Torres, A. y Mynett, A. E. (2013). Relationships between aquatic biotic communities and water quality in a tropical river-wetland system (Ecuador). *Environmental science y policy*, 34, 115-127.

Arcila, M. L., Muñoz, F., Martínez, J. y Medio, L. M. (2003). *Desarrollo Regional: Una tarea común*. Medellín: Universidad-Región. Dirección de Regionalización-INNER.

Betancur, T. (2015). Agua subterránea. Los humedales que no vemos. En: Jaramillo, U., Cortés-Duque, J. y Flórez, C. (eds.). *Colombia Anfibia. Un país de humedales*. Vól. 1. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Boyer, T. y Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: a review of non-market valuation studies. *Wetlands*, 24(4), 744-755.

Calhoun, A. J., Mushet, D. M., Bell, K. P., Boix, D., Fitzsimons, J. A. y Isselin-Nondedeu, F. (2016). Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a 'disappearing' ecosystem. *Biological Conservation*, 211:3-11.

Chen, H., Wang, G., y Lu, X. (2010). Wetland Definitions: Creation, Evolution and Application, *Wetland science*, 8(3), 293-304.

Cornare (2012) Evaluación y zonificación de riesgos y dimensionamiento del proceso erosivo en los 26 municipios de la jurisdicción de CORNARE. Convenio CORNARE-Gobernación de Antioquia N°2011-CF12-0051 y 217-2011. Municipio de Rionegro: Informe Técnico.

Cortés-Duque, J. y L. M. Estupiñán-Suárez. (eds.). (2016). *Las huellas del agua. Propuesta metodológica para identificar y comprender el límite de los humedales de Colombia*. Bogotá D. C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Fondo Adaptación.

Cortés-Duque, J. y L. M. Estupiñán-Suárez. (eds.). (2016). *Las huellas del agua. Propuesta metodológica para identificar y comprender el límite de los humedales de Colombia*. Bogotá D. C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Fondo Adaptación.

Costa, L. T., Farinha, J. C., Hecker, N. y Vives, P. T. (1996). Mediterranean wetland inventory: a reference manual. MedWet/Instituto da Conservação da Natureza. *Wetlands International Publication*, 1, 110.

Costa, LT, Farinha JC, Tomas Vives P y Hecker N. (1996). *Mediterranean wetland inventory: a reference manual*. MedWet Publication. Reino Unido: Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa y Wetlands. International, Slimbridge.

Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C. y LaRoe, E. T. (1976). Interim classification of wetlands and aquatic habitats of the United States.

Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet, E. T. LaRoe. (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center.

Dronova, I., Gong, P., Wang, L., y Zhong, L. (2015). Mapping dynamic cover types in a large seasonally flooded wetland using extended principal component analysis and object-based classification. *Remote Sensing of Environment*, 158, 193-206.

Durán Valsero, J. J., García de Domingo, A. y Robledo Ardila, P. (2010). Propuesta de clasificación genético-geológica de humedales. Aplicación a los humedales españoles incluidos en el Convenio de Ramsar. *Boletín Geológico y Minero*, 120(3), 335-346.

Evans, T. L. y Costa, M. (2013). Landcover classification of the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal Wetlands using alos/palsar, radarsat-2 and ENVISAT/ASAR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 128, 118-137.

Flores Verdugo, F., Moreno Casasola, P., Agraz Hernández, C. M., López Rosas, H., Benítez Pardo, D. y Travieso Bello, A. C. (2007). La topografía y el hidropereodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (80).

Flórez, C., Estupiñán-Suárez, L. M., Rojas, S., Aponte, C., Quiñones, M., Acevedo, Ó. y Jaramillo, Ú. (2016). Identificación espacial de los sistemas de humedales continentales de Colombia. *Biota Colombiana*, 17(1).

Flórez, C., Estupiñán-Suárez, L. M., Rojas, S., Aponte, M., Quiñones, M., Acevedo, Ó., y Jaramillo, Ú. (2016). Identificación espacial de los sistemas de humedales continentales de Colombia. *Biota Colombiana*, 17(1), 44-62.

Fonder, N., y Headley, T. (2013). The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. *Ecological Engineering*, 51, 203-211.

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).

Brierley, G. J., Li, X., Cullum, C. y Gao, J. (Eds.). (2016). *Landscape and ecosystem diversity, dynamics and management in the Yellow River source zone*. Springer.

García-Muñoz, E., Gilbert, J. D., Parra, G., y Guerrero, F. (2016). Amphibian diversity as an implement for Mediterranean wetlands conservation. *Journal for Nature Conservation*, 33, 68-75.

Ginzburg, R., Adámoli, J., Herrera, P., y Torrella, S. (2005). Los Humedales del Chaco: clasificación, inventario y mapeo a escala regional. Insugeo, miscelánea, *San Miguel de Tucumán*, 121-138.

Gracia, L., Marrugo, J. L. y Alvis, E. M. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 28(2).

Hermelin, M. (1992). Los suelos del Oriente antioqueño un recurso no renovable. *Bull. Inst. fr. études andines*, 21(1), 2536.

Hermelín, M. (2003). El paisaje en Antioquia, otra perspectiva. *Revista Universidad EAFIT*, 130, 19-29.

Hernández, M. E., y Mitsch, W. J. (2007). Denitrification in created riverine wetlands: Influence of hydrology and season. *Ecological engineering*, 30, 78-88.

Hidramsa. (1997). *Estudio y reglamentación de las llanuras de inundación del Río Negro y la quebrada La Pereira. Estudio geológico y geomorfológico realizado para CORNARE y el municipio de Rionegro*. Escala 1:25000.

IDEAM, Estudio Nacional del Agua. (2014). Bogotá, D. C., 2015. 496 páginas. ISBN: 978-958-8067-70-4

Jaramillo-Villa, Ú., Maldonado-Ocampo, J. A. y Bogotá-Gregory, J. D. (2008). Peces del oriente de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 9(2).

Junk, W. J., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.

Keddy P. A. (2000). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. En: Chen, H., Wang, G., y Lu, X. (2010). Wetland Definitions: Creation, Evolution and Application. *Wetland Science*, 8(3), 293-304.

Lasso, C. A., F. de P. Gutiérrez y D. Morales-B. (2014). X. Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH)*.

Lasso, C. A., Rial, A., Colonnello, G., Machado-Allison, A. y Trujillo, F. (2014). XI. Humedales de la Orinoquia (Colombia-Venezuela). *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*.

Londoño Soto, A. (2012). Cambios en el uso del suelo en el Altiplano (Oriente antioqueño-Colombia) en los últimos 25 años (Tesis Doctoral). Andalucía: Universidad Internacional de Andalucía

Manzano, M., F. Borja y C., Morales. (2002). Metodología de tipificación hidrológica de los humedales españoles con vistas a su valoración funcional y a su gestión. Aplicación a los humedales de Doñana. *Boletín Geológico y Minero*, 113 (3): 313-330.

Meixner, T. (2008). *The Handbook of Groundwater Engineering*: Edited by Jacques Delleur. CRC Press, Boca Ratón, FL 33487. *Vadose Zone Journal*, 7(4), 1314-1314.

Ministerio del Medio Ambiente. (2001). Política Nacional Para Humedales Interiores de Colombia.

Mitsch W.J., Gosselink J.G. (2015). *Wetlands*. 5° ed. Hoboken: John Wiley y Sons Inc.

Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological economics*, 35(1), 25-33.

Morales, V. A. (2014). *De caminos y autopistas: historia de la infraestructura vial en Antioquia*. Medellín: Grupo de Historia Empresarial, GHE. Universidad EAFIT.

Moreno-Bejarano, L. M. y Álvarez-León, R. (2003). Fauna asociada a los manglares y otros humedales en el delta-estuario del río Magdalena, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 27(105), 517-534.

Naranjo, L. G., Andrade, G. I., y de León, E. P. (1999). Humedales interiores de Colombia: Bases técnicas para su conservación y uso sostenible. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". En: Lasso, C. A., F. de P. Gutiérrez y D. Morales-B. (2014). X. *Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos*. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Bogotá, D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).

National Research Council (1995). *Wetlands: Characteristics and boundaries*. Washington, D.C.: National Academies Press. En: Mitsch W.J., Gosselink J.G., (2015). *Wetlands*, 5° ed. Hoboken: John Wiley y Sons Inc.

Neiff, J. J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, 229.

Neiff, J. J., Iriondo, M. H., y Carignan, R. (1994). Large tropical South American wetlands: an overview. In Proc. of the Internat. *Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones* (pp. 156-165).

Oberholster, P. J., McMillan, P., Durgapersad, K., Botha, A. M., y De Klerk, A. R. (2014). The development of a Wetland Classification and Risk Assessment Index (WCRAI) for non-wetland specialists for the management of natural freshwater wetland ecosystems. *Water, Air, y Soil Pollution*, 225(2), 1833.

Osorio-Peláez, C., C. A. Lasso y F. Trujillo (eds.). (2015). XIII. Aplicación de criterios bioecológicos para la identificación, caracterización y establecimiento de límites funcionales en humedales de las sabanas inundables de la Orinoquia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Bogotá, D. C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).

Pérez, G. R. y Restrepo, J. J. R. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (Vol. 15). Medellín: Universidad de Antioquia.

Posada, J. A. y López, M. T. (2011). *Plantas acuáticas del altiplano del Oriente antioqueño, Colombia*. Rionegro, Colombia: Grupo de Limnología y Recursos Hídricos-Universidad Católica de Oriente. Recuperado de <http://www.ianas.org/books/plantasAcuaticas>.

Poveda, G., Waylen, P. R. y Pulwarty, R. S. (2006). Annual and inter-annual variability of the present climate in northern South America and southern Mesoamerica. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 234(1), 3-27.

Prasad, S. N., Ramachandra, T. V., Ahalya, N., Sengupta, T., Kumar, A., Tiwari, A. K., y Vijayan, L. (2002). Conservation of wetlands of India-a review. *Tropical Ecology*, 43(1), 173-186.

Ramsar Convention (1971). Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar (Iran), 2 February 1971. As amended by the Paris Protocol, 3 December 1982, and Regina Amendments, 28 May 1987. *UN Treaty Series* 14583.

Rial, A. (2006). Variabilidad espacio-temporal de las comunidades de plantas acuáticas en un humedal de los Llanos de Venezuela. *Revista de biología tropical*, 54(2), 403-413.

Ricaurte, L. F., Jokela, J., Siqueira, A., Núñez-Avellaneda, M., Marin, C., Velázquez-Valencia, A. y Wantzen, K. M. (2012). Wetland habitat diversity in the Amazonian Piedmont of Colombia. *Wetlands*, 32(6), 1189-1202.

Ricaurte, L. F., Olaya-Rodríguez, M. H., Cepeda-Valencia, J., Lara, D., Arroyave-Suárez, J., Finlayson, C. M. y Palomo, I. (2017). *Future impacts of drivers of change on wetland ecosystem services in Colombia. Global Environmental Change*, 44, 158-169.

Robertson, H. A., y Fitzsimons, J. A. (2004). Hydrology or floristics? Mapping and classification of wetlands in Victoria, Australia, and implications for conservation planning. *Environmental management*, 34(4), 499-507.

Rooney, R. C., Bayley, S. E. y Schindler, D. W. (2012). Oil sands mining and reclamation cause massive loss of peatland and stored carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(13), 4933-4937.

Sasser, C. E., Visser, J. M., Evers, D. E., y Gosselink, J. G. (1995). The role of environmental variables on interannual variation in species composition and biomass in a subtropical minerotrophic floating marsh. *Canadian Journal of Botany*, 73(3), 413-424.

Schmidt-Mumm, U. (1998). *Vegetación acuática y palustre de la sabana de Bogotá y plano del río Ubaté: ecología y taxonomía de la flora acuática y semiacuática*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Schmidt-Mumm, U. (1998). *Vegetación acuática y palustre de la Sabana de Bogotá y plano del río Ubaté*. (Tesis de Maestría). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Secretaría de la Convención de Ramsar (2010). Inventario de humedales: Marco de Ramsar para el inventario y la descripción de las características ecológicas de los humedales. *Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales*, 4° ed., vol. 15. Suiza: Secretaría de la Convención de Ramsar.

Secretaría de la Convención de Ramsar (2013). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales* (Ramsar, Irán, 1971), 6° ed. Suiza: Secretaría de la Convención de Ramsar.

Shaw, S. P., y C. G. Fredine. (1956). Wetlands of the United States, Their Extent, and Their Value for Waterfowl and Other Wildlife, Circular, 39, 67, U.S. Fish and Wildlife Service U.S. Department of Interior, Washington, DC. 67 pp. En: Sieben, E. J. J., Collins, N. B., Corry, F. T. J., Kotze, D. C., Job, N., Muasya, A. M., y Pretorius, L. (2016). The vegetation of grass lawn wetlands of floodplains and pans in semi-arid regions of South Africa: Description, classification and explanatory environmental factors. *South African Journal of Botany*, 104, 215-224.

Sieben, E. J. J., Nyambeni, T., Mtshali, H., Corry, F. T. J., Venter, C. E., MacKenzie, D. R., y Kotze, D. C. (2016). The herbaceous vegetation of subtropical freshwater wetlands in South Africa: Classification, description and explanatory environmental factors. *South African Journal of Botany*, 104, 158-166.

Stuip, M., Stolk, M. E., Verweij, P. A., Baker, C. J., & Oosterberg, W. (2006). *Valoración socioeconómica de los humedales en América Latina y el Caribe. Ed Wetlands International*. Los Países Bajos.

Tiner, R. W. (1991). The concept of a hydrophyte for wetland identification. *Bioscience*, 41(4), 236-247.

Tobón, J. I. (2003). Hidrología de la zona vadosa en la terraza de Llanogrande (Rionegro-Antioquia) (Tesis Doctoral). Medellín: Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín.

Tognelli, M.F., Lasso, C.A., Bota-Sierra, C.A., Jiménez-Segura, L.F. y Cox, N.A. (eds). (2016). *Estado de Conservación y Distribución de la Biodiversidad de Agua Dulce en los Andes Tropicales*. Gland, Suiza, Cambridge, UK y Arlington, USA: UICN.

Van der Hammen, T. H. O. M. A. S. (2003). Los humedales de la Sabana: origen, evolución, degradación y restauración. Los humedales de Bogotá y la Sabana. Bogotá DC, Colombia: Acueducto de Bogotá, *Conservación Internacional*, 19-51.

Vásquez, C., Ariza, A. y Pinilla, G. (2006). Descripción del estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *Universitas Scientiarum*, 11(2).

Vilardy, S. P., V. Jaramillo, G. Florez, J. Cortés-Duque, L. Estupiñán, J. Rodríguez, O. Acevedo, W. Samacá, A. Santos, S. Peláez y C. Aponte (2014). *Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales: una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia*. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Vilardy, S. y Cortés-Duque, J. (eds.). (2014). *Los humedales de Cantagallo, San Pablo y Simití: una propuesta para su delimitación desde el enfoque de los sistemas socioecológicos*. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Villa, J. A. (2017). Clasificación de humedales en áreas alteradas por minería aluvial. *Producción+ Limpia*, 12(1), 104-114.

Wanda, E. M., Mamba, B. B., Msagati, T. A., y Msilimba, G. (2016). Determination of the health of Lunyangwa wetland using Wetland Classification and Risk Assessment Index. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 92, 52-60.

Zoltai, S. C., & Vitt, D. H. (1995). Canadian wetlands: environmental gradients and classification. *Vegetatio*, 118(1-2), 131-137.

CAPÍTULO 2

Aspectos hidrológicos y geológicos de los humedales urbanos en el Altiplano del Oriente antioqueño





Aspectos hidrológicos y geológicos de los humedales urbanos en el Altiplano del Oriente antioqueño

Rogger Escobar¹, Andrés Camilo Gómez Hoyos², Mario Alberto Quijano- Abril²

Introducción

La variabilidad en la configuración geomorfológica, la abundancia del recurso hídrico y la amplia gama en la cual se presentan las variables ambientales a lo largo del territorio nacional, dan origen a una diversidad en los tipos de humedales. Esta variabilidad de condiciones dificulta la identificación y la diferenciación de esta clase de hábitats en el contexto del paisaje, sin embargo, recientemente se ha desarrollado un gran esfuerzo institucional enfocado a la comprensión de estos hábitats.

En el presente trabajo queremos exponer algunos aspectos relacionados con el componente físico, importantes para entender la dinámica del agua en el contexto de los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño. Entre estos aspectos figuran las variaciones en la precipitación, evapotranspiración, geomorfología y la relación intrínseca con los acuíferos, factores principales que determinan el funcionamiento hidrológico de estos ecosistemas.

¹ Corporación Merceditas, Medellín, Colombia.

² Grupo de Investigación Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia.

Debido a su localización ecuatorial, Colombia tiene precipitaciones promedio de 2000mm/a que nutren el ciclo hidrológico constantemente (Alvarez-villa, Vélez, Poveda, 2011). Las precipitaciones caen al suelo y se almacenan o se transforman en escorrentía. El relieve montañoso de los Andes permite la creación de distintas geoformas que son aptas para la acumulación de agua o sedimentos (Escobar, Restrepo, Brakenridge y Kettner, 2017). Tal es el caso de los valles interandinos de baja pendiente, en donde fluye la escorrentía acumulada en las partes altas de la cuenca y se depositan todo tipo de materiales, desde gravas de gran tamaño hasta arcillas diminutas. Estas zonas de deposición son conocidas como depósitos aluviales y se caracterizan por tener altas permeabilidades y gran potencial para almacenar agua. Gran parte de los humedales del país están asociados a estas zonas aluviales o planicies de inundación. Allí se forman ciénagas, lagunas, madre viejas o lagos de diferentes tamaños con una alta importancia ecosistémica. Estos sistemas se alimentan de agua proveniente de eventos de inundación, de agua almacenada en forma subterránea en los depósitos aluviales o de precipitación directa (Winter, 1999; Narasimhan, 2009). Por este motivo, este tipo de humedales funcionan hidrológicamente de manera compleja, pues son el producto de diferentes interacciones, tales como las aguas subterráneas, la dinámica del río y otras fuentes superficiales; además de posibles entradas o salidas artificiales.

El Oriente antioqueño es una de las regiones de mayor importancia hídrica a nivel regional, la formación de los valles de San Nicolás y La Unión contienen un acuífero con una superficie aproximada de 642 km² y un volumen de reserva estimado en 23.675 Millones de m³, a su vez, este acuífero interactúa con el Río Negro, que es el mayor tributario del embalse Guatapé, uno de los embalses más grandes del país, construido para la producción de electricidad y el almacenamiento de agua. (Escobar *et al.*, 2017)

El Oriente antioqueño es una de las regiones de mayor importancia hídrica a nivel regional, la formación de los valles de San Nicolás y La Unión contienen un acuífero con una superficie aproximada de 642 km² y un volumen de reserva estimado en 23.675 Millones de m³, a su vez, este acuífero interactúa con el Río Negro, que es el mayor tributario del embalse Guatapé, uno de los embalses más grandes del país, construido para la producción de electricidad y el almacenamiento de agua. (Escobar *et al.*, 2017)

En este capítulo nos enfocaremos en desglosar cada uno de estos componentes para brindar al lector los elementos básicos a la hora de comprender el funcionamiento hidrológico e hidráulico de humedales aluviales localizados en el Altiplano del Oriente antioqueño. En el texto se resolverán preguntas como: ¿De dónde proviene el agua en un humedal? ¿Cuál es el papel de las aguas superficiales y subterráneas a la hora de surtir un humedal? ¿Cómo interactúan los diferentes sistemas hídricos con un humedal? ¿Qué determina los ascensos y descensos de niveles de agua en un humedal? y, por último, a manera de discusión ¿Cuáles pueden ser los impactos de las actividades humanas sobre los humedales?

Conceptos importantes

El ciclo hidrológico

La precipitación es el punto de partida del ciclo hidrológico. Una vez el agua atmosférica se precipita al suelo, comienza su recorrido por la tierra hasta que se evapora y retorna nuevamente a la atmósfera. Durante su recorrido en la tierra puede estar en constante movimiento en forma de escorrentía que se acumula, infiltración al subsuelo, o simplemente, almacenarse de forma relativamente estática. Bajo el principio de conservación de masas, el ciclo hidrológico se puede simplificar como: las entradas son equivalentes a las salidas, más o menos el almacenamiento (Narasimhan, 2009). Esta simplificación se puede representar mediante la siguiente expresión:

$$P = E + R \pm \Delta S \quad [1]$$

donde P es la precipitación, E es la evapotranspiración, R es la escorrentía y ΔS es el cambio en el almacenamiento.

La ecuación se puede hacer mucho más compleja, dependiendo de la escala en la que se trabaje, incluyendo las diferentes formas intermedias de escorrentía y almacenamiento, tal como se presenta en la ecuación 2. Por lo general, basta con esta ecuación 2 para resumir los aspectos más importantes del ciclo (Figura 1).

$$P = E + R_s + R_{sgw} + R_{gw} \pm \Delta S \pm \Delta Gw \pm \Delta S_{gw} \quad [2]$$

donde P es la precipitación, E es la evapotranspiración, R_s es la escorrentía superficial, R_{sgw} es la escorrentía subsuperficial, R_{gw} es la escorrentía subterránea y ΔS es el cambio en el almacenamiento superficial, ΔGw es el cambio en el almacenamiento subterráneo y ΔS_{gw} es el cambio en el almacenamiento sub-superficial.

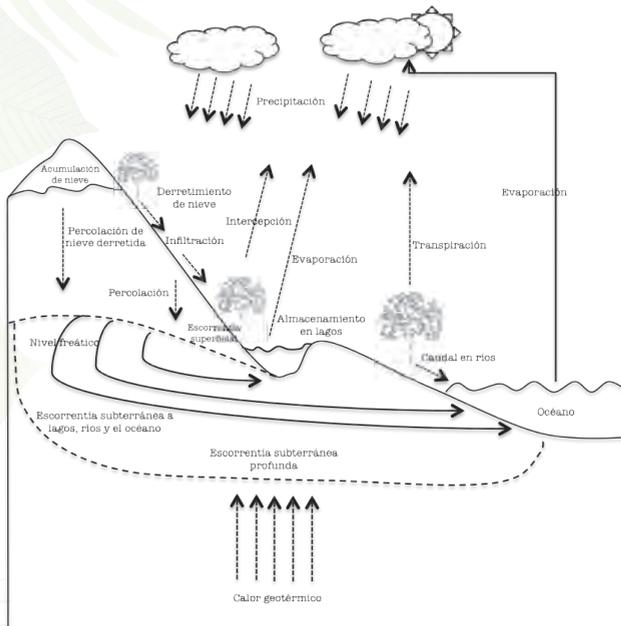


Figura 1.
Esquemización del ciclo hidrológico.
Fuente: Imagen modificada de Dunne y Leopold (1978)

Como se puede ver en la Figura 1, el agua atmosférica después de que se precipita, comienza a interactuar con la litosfera, la cual es responsable de determinar la forma en que fluye o se acumula. Factores como la pendiente del terreno y el tipo del material del suelo determinan qué cantidad de agua se convierte en escorrentía superficial y qué fracción pasa a ser parte de la escorrentía subterránea. Si el terreno tiene una pendiente baja y el material del suelo tiene permeabilidades altas, el agua se infiltra y pasa a ser parte de la escorrentía subterránea. Si por el contrario, las pendientes son altas y el suelo tiene poca permeabilidad, el agua se transforma en escorrentía superficial. Las zonas de almacenamiento por lo general se encuentran en áreas de baja pendiente y se extienden hasta donde haya un material de baja permeabilidad (Wohl, 2009).

Hidrología local

La precipitación es la principal entrada del ciclo hidrológico, por lo tanto, para entender el funcionamiento hidrológico de un sistema, es vital conocer la variabilidad espacial y temporal de este factor. El clima de un país tropical como Colombia, al mismo tiempo que privilegiado, es complejo. Gran cantidad de factores en todas las escalas espaciales influyen en el funcionamiento de dicho sistema. Geográficamente, los factores que más influyen el clima del país son su ubicación ecuatorial, la variación altitudinal de los Andes, la presencia de dos océanos y, además, la cercanía a la Cuenca Amazónica. Cada uno de estos aspectos repercuten en la hidrología Colombiana a diferentes escalas temporales (Alvarez-villa *et al.*, 2011; Poveda, 2004; Poveda, Mesa, Salazar, Arias, Moreno, Vieira, Álvarez, 2005; Poveda, Vélez y Mesa, 2002; Poveda, Waylen y Pulwarty, 2006).

El clima colombiano tiene variaciones importantes a escalas pequeñas de tiempo, como la escala diurna, hasta escalas decadales; sin embargo, las variaciones más importantes se dan en escalas anuales e interanuales. En una escala anual, la precipitación colombiana está dominada por la migración latitudinal de la Zona de Convergencia Inter-tropical (ZCIT) (Poveda, 2004; Poveda *et al.*, 2006). Es en la ZCIT dónde convergen los vientos Alisios del norte y del sur, cargando con la humedad de las masas continentales y oceánicas. Esta migración se traduce en un ciclo bimodal a lo largo del año, donde existen dos picos en la precipitación o periodos más lluviosos, y dos periodos secos o menos lluviosos. Los trimestres más lluviosos son marzo-abril-mayo y septiembre-octubre-noviembre y los trimestres secos, o menos lluviosos son diciembre-enero-febrero y junio-julio-agosto (Figura 2). Este ciclo tiene variaciones unimodales en zonas no andinas y también se ve afectado por otros factores locales, como el chorro del Chocó o el chorro de San Andrés (Poveda *et al.*, 2006).

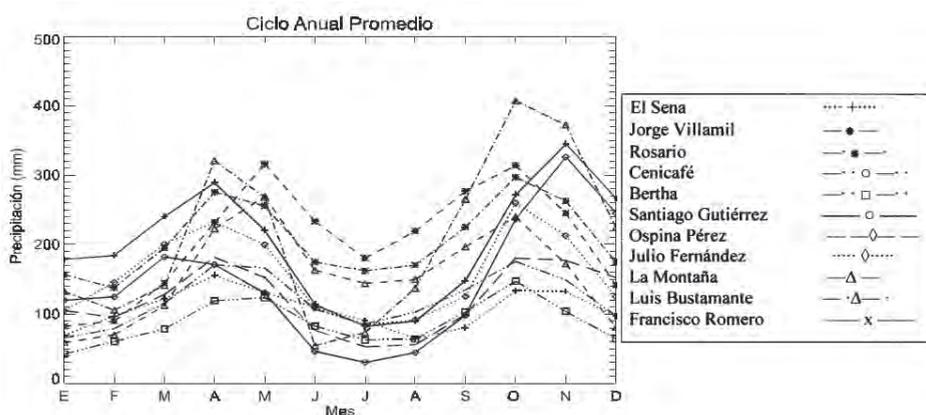


Figura 2. Ciclo anual promedio en varias estaciones localizadas en los Andes colombianos, donde se ve claramente su carácter bimodal.

Fuente: Imagen tomada de Poveda, (2004).

Existen algunas alteraciones que afectan las variaciones normales del clima, las cuales son provenientes de las corrientes oceánicas, estas son: el ENSO (El Niño Oscilación del Sur) y la Oscilación del Atlántico Norte (OAN). La oscilación que más afecta el clima colombiano es el ENSO, conocido coloquialmente como “El Fenómeno del Niño”. Este fenómeno tiene una ocurrencia irregular cada 2 o cada 5 años y se enlaza con el ciclo anual colombiano, intensificando las lluvias en su fase fría o fase Niña, e intensificando las sequías en su fase cálida o fase Niño (Poveda, 2004).

La variación de la ZCIT repercute en los caudales y niveles de fuentes superficiales y subterráneas. Estos responden a su bimodalidad durante el año, por lo cual, los dos trimestres más lluviosos, también son los trimestres con mayores caudales en las corrientes superficiales y subterráneas. De la misma manera, los trimestres más secos

representan una disminución de dichos caudales. Estas condiciones se intensifican si el ENSO está en una fase Niño o Niña, generando fuertes inundaciones durante años Niña y fuertes sequías durante años Niño, resumiendo así los factores más importantes en la estacionalidad de lluvias y sequías del país. En la Figura 3 se presenta el ciclo anual mensual de caudales del río Magdalena en la estación Calamar, la cual es operada por el IDEAM. Allí se puede ver la bimodalidad de sus caudales y cómo estos incrementan o disminuyen si existen condiciones Niña o Niño del ENSO.

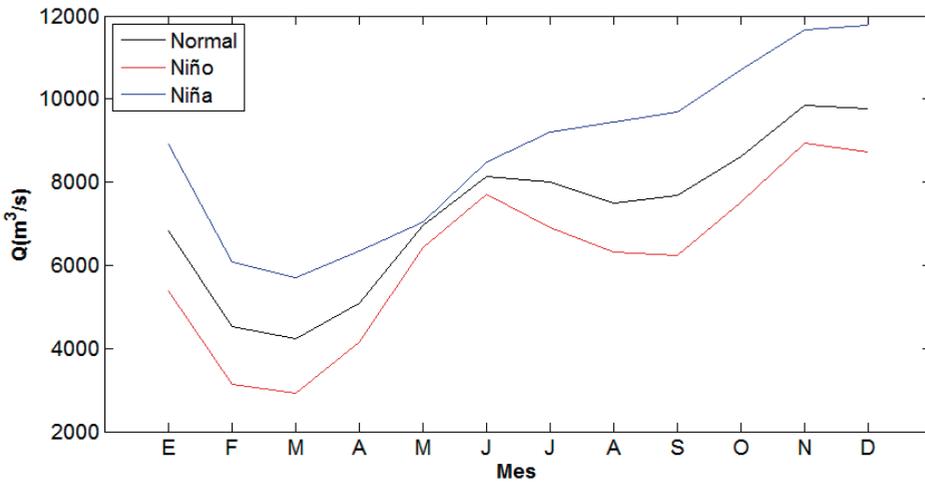


Figura 3. Caudal medio mensual del río Magdalena en la estación Calamar. En negro se presenta el ciclo anual promedio de caudales, en condiciones neutrales del ENSO. En rojo se presenta el ciclo en condiciones promedio Niño y en azul en condiciones promedio Niña.

Planicies de inundación

Las planicies de inundación son definidas como áreas relativamente planas, aledañas a los cauces activos de los ríos, que se inundan durante crecientes (Syvitski, Overeem, Brakenridge, Hannon, 2012) SRTM and MODIS. La baja pendiente de las planicies de inundación favorece la deposición de sedimentos, debido a que las velocidades de flujo disminuyen y la energía requerida para transportar dichos sedimentos ya no es suficiente (Phillips, 2010). Eventos de inundación también arrastran y depositan grandes cantidades de sedimentos de todos los tamaños. Las pluviosidades altas, las pronunciadas pendientes de los Andes y la creciente deforestación, hacen de los ríos colombianos unos de los más ricos en sedimentos del mundo (Milliman y Meade, 2013).

Las planicies de inundación colombianas son ricas en humedales. En primer lugar, las grandes cantidades de lluvia los suplen de agua durante todo el año. En segundo lugar, los ríos caudalosos y las inundaciones frecuentes favorecen su formación. En tercer lugar, los depósitos aluviales funcionan como esponjas que almacenan y transmiten agua. Estos depósitos, al no estar consolidados, tienen espacios libres y poros por los cuales puede fluir el agua, conectando los ríos con los humedales, e incluso transportando agua desde lugares remotos. La zona más rica en humedales del país es la Depresión Momposina, lugar donde confluyen los ríos, Cauca y Magdalena.

La Depresión Momposina tiene centenares de lagos, pero estos lagos no son iguales todo el tiempo, las condiciones climáticas incrementan o disminuyen su área enormemente (Escobar *et al.*, 2017). Por ejemplo, en la Figura 4 se puede ver mediante satélite, cómo el área cubierta por humedales de dicha depresión disminuyó notablemente durante el Niño del año 2010 y cómo incrementó en más de un 60% en el año siguiente, con la Niña del 2011.

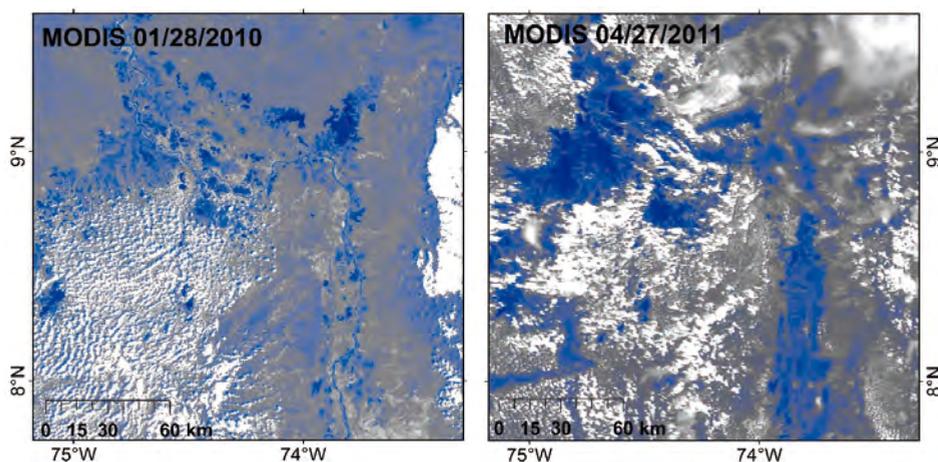


Figura 4. Imágenes del satélite MODIS en la Depresión Momposina. A la izquierda se puede visualizar una imagen en un periodo afectado por condiciones del ENSO Niño y en la imagen derecha se puede ver durante condiciones ENSO Niña.

Fuente: Imagen modificada de Escobar *et al.* (2017)

Los acuíferos aluviales

Los acuíferos son formaciones geológicas que permiten el flujo y almacenamiento de aguas subterráneas (Alley, Healy, LaBaugh y Reilly, 2002; Meixner, 2008). Después de que el agua se infiltra en el suelo, esta fluye a través de sus poros (Figura 5). Entre mayor sea el porcentaje de poros en el suelo, mayor es la cantidad de agua que puede almacenar.

En la medida en que estos poros estén conectados entre sí, el agua puede fluir por acción de la gravedad o de las presiones a las que esté sujeta. Es así como tenemos dos propiedades diferentes: la *porosidad*, y la *permeabilidad*. La porosidad es entonces la cantidad de espacios libres entre gránulos de suelo y la permeabilidad es la capacidad del suelo para transmitir o dejar fluir el agua (Freeze y Cherry, 1979; Alley et al., 2002; Lerner, 2007).

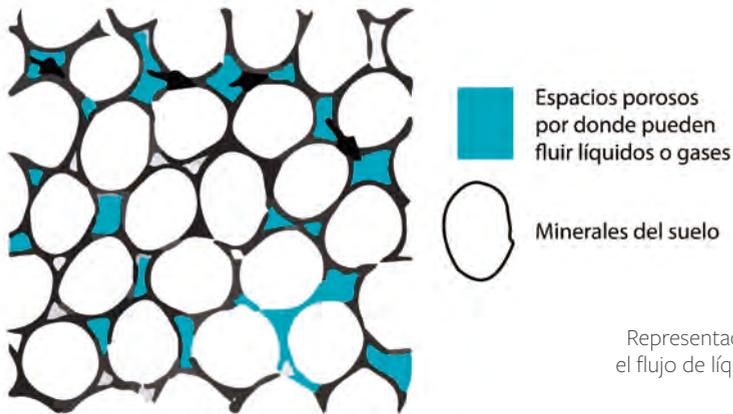


Figura 5.

Representación de la porosidad y el flujo de líquidos o gases a través de gránulos de suelo

Algunos materiales tienen porosidades altas, sin embargo su permeabilidad es muy baja (Alley et al., 2002). Este es el caso de las arcillas, que pueden retener grandes cantidades de agua, pero difícilmente se puede aprovechar. Otros materiales, como las gravas y las arenas, tienen altas porosidades y al mismo tiempo sus poros se conectan fácilmente debido a las irregularidades en la geometría de los gránulos. Es por esto, que este tipo de materiales tienen un alto potencial acuífero. En la Tabla 1 presentamos algunos de los valores más comunes de permeabilidad. La permeabilidad también es llamada conductividad Darcy, en honor a Henry Darcy, quien estudió las leyes matemáticas que determinan el flujo del agua a través de un medio poroso. Esta se puede representar con un coeficiente de permeabilidad (K) y se expresa en términos de la distancia que puede recorrer el agua por unidad de tiempo.

Tabla 1. Valores comunes de permeabilidad para diferentes tipos de suelo

Coeficientes de permeabilidad (K)		
K (m/s)	Tipo de suelo	Permeabilidad
1E+01	Gravas limpias	Rápida
1E+00		
1E-01		
1E-02	Arenas limpias Arenas mezcladas con gravas	Moderada
1E-03		
1E-04		
1E-05	Arenas finas Limos orgánicos e inorgánicos Mezcla de arena, limos y arcillas Depósitos estratificados de arcilla	Lenta
1E-06		
1E-07		
1E-08	Suelos impermeables, por ejemplo: arcillas homogéneas profundas debajo de la zona de meteorización	
1E-09		
1E-10		

Fuente: Sophocleous, 2002;

Los depósitos aluviales presentan una mezcla entre gravas, arenas, limos y arcillas. Estos generalmente se encuentran estratificados, y algunas capas son más ricas en gravas y arenas, mientras que otras son más ricas en arcillas y limos. Cualquiera sea el tipo de mezcla, el potencial acuífero de dichos depósitos es casi siempre muy alto y sus permeabilidades van de moderadas a rápidas (Meixner, 2008). Gran parte de la escorrentía que fluye desde las partes altas de la montaña se infiltra en ellos y su capacidad de almacenamiento permite que surtan las fuentes superficiales en épocas de sequía. De forma inversa, en los periodos de altas lluvias estos reciben agua proveniente de inundaciones o simplemente de alguna fuente superficial con niveles de agua mayores (Sophocleous, 2002; Brunner, Therrien, Renard, Simmons y Franssen, 2017; Winter, 1995, 1999).

Modelo conceptual de un humedal aluvial en el valle de San Nicolás

El hecho de que las planicies aluviales sean ricas en humedales no es simple casualidad. Sus depósitos aluviales son al mismo tiempo acuíferos con grandes cantidades de agua disponible para llenar cualquier depresión (Figura 6). Las dinámicas de inundación del río traen consigo desbordamientos que alimentan dichas planicies y además de esto,

existe precipitación y evapotranspiración directa sobre el sitio. La precipitación y la evapotranspiración varían en función del clima, así mismo, los caudales de los ríos varían de acuerdo a la geomorfología de la cuenca. Los niveles en el acuífero aluvial dependen de sus interconexiones con el río, de sus permeabilidades y de lo que se infiltre en el terreno.

Teniendo en cuenta los factores mencionados anteriormente (el clima, las planicies de inundación, los depósitos aluviales y sus correspondientes acuíferos), estamos preparados para entender conceptualmente el funcionamiento de un humedal aluvial como los encontrados en nuestra región (Figura 8). Los factores faltantes corresponden a la topografía o geometría del humedal y su distancia a otras fuentes de agua.

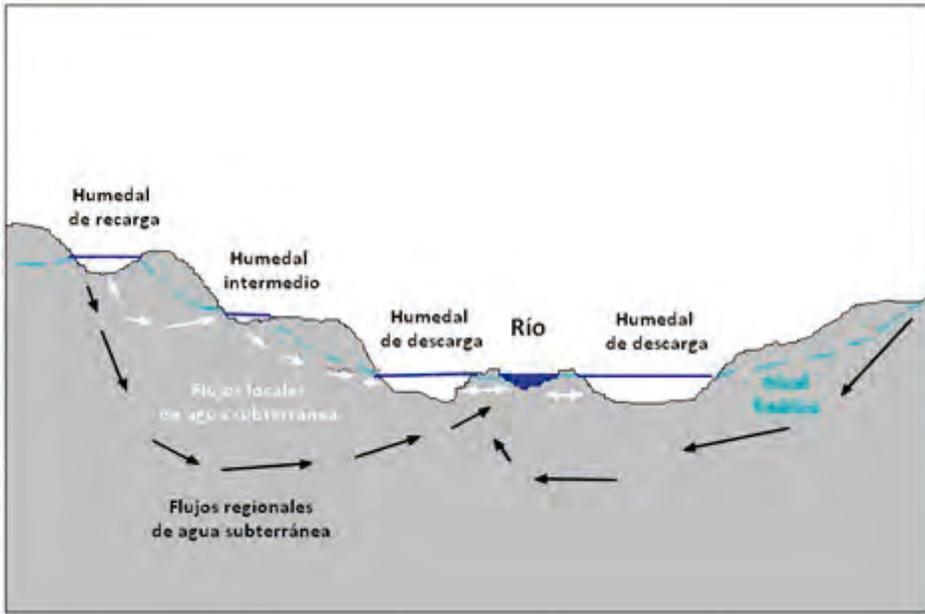


Figura 6. Esquema de un terreno con colinas y depresiones donde se forman diferentes tipos de humedales, conectados mediante los flujos locales y regionales de agua subterránea.

Los factores geométricos son la base física del humedal. La existencia de depresiones en el terreno es el inicio de cualquier zona susceptible de ser inundada, sean depresiones naturales o artificiales (Tiner, 2009). Por ejemplo, las actividades de minería a cielo abierto dejan enormes huecos en el terreno, que se llenan con el agua disponible en los alrededores. Esto implica que el terreno se conforma por una gran diversidad de materiales, los cuales tienen permeabilidades altas. Es decir, se explota directamente sobre un acuífero aluvial. Al romper el terreno, el nivel freático adyacente se encarga de llenar rápidamente la excavación.

En resumen, sea cual sea el factor que haya moldeado el terreno (natural o artificial), se representa en las depresiones y zonas de baja pendiente, las más susceptibles a la formación de humedales. Después de un abandono prolongado, diferentes tipos de organismos colonizan dichos depósitos de agua, generando diferente grado de conexión entre ellos. Como se mostrará en los siguientes apartes, los humedales urbanos, independientemente de su origen, alojan una gran biodiversidad, la cual está lejos de ser caracterizada en el país. Es importante aclarar que los humedales urbanos no son solo agujeros llenos de agua, por el contrario, son el escenario de numerosas interacciones que incluyen, desde los microorganismos del agua, la vegetación adyacente y su fauna asociada. En la Figura 7 se presenta una fotografía de un humedal típico en el valle aluvial del Río Negro y la Figura 8 un resumen de su modelo conceptual. Para entender entonces conceptualmente un humedal, se deben tener en cuenta los siguientes factores:

- **La geometría del terreno (topografía y localización).** En el caso del Río Negro, Las pendientes son planas y el río discurre formando gran cantidad de meandros. La geometría del humedal depende de su origen, con variaciones en profundidades que van desde 1m hasta 15m.
- **El clima (precipitación y evapotranspiración) y sus respectivas variaciones en el tiempo.** En la cuenca del Río Negro, la precipitación media es de 2300mm/año y su evapotranspiración es de 920mm/año. La precipitación tiene un ciclo anual bimodal, de acuerdo con el paso de la zona de convergencia intertropical, como se menciona anteriormente.
- **Fuentes superficiales cercanas (ríos y otras lagunas) y sus variaciones hidrológicas en el tiempo.** El ciclo anual de los caudales del valle de San Nicolás también tienen un comportamiento bimodal, de acuerdo con la migración de la ZCIT. El ENSO intensifica los veranos e inviernos según sea Niño o Niña.
- **La conformación geológica del terreno y sus propiedades acuíferas.** El espesor de los depósitos aluviales del Río Negro varía entre 5 y 20 m. Se conforman por gravas y arenas de Anfibolitas y Cuarzodioritas principalmente. Estos materiales de explotación se intercalan con una matriz arcillo-limosa. Esta unidad se encuentra apoyada sobre un basamento conformado por rocas del Batolito antioqueño. Los acuíferos asociados a estos depósitos son acuíferos libres y presentan alto potencial acuífero (Escobar *et al.*, 2017).
- **Entradas y salidas de aguas artificiales.** En el Oriente antioqueño, algunos de estos humedales pueden ser empleados para surtir agua de riego, usualmente a cultivos. También se usan para ganadería.



Figura 7. Ejemplo de un humedal localizado a orillas del Río Negro.

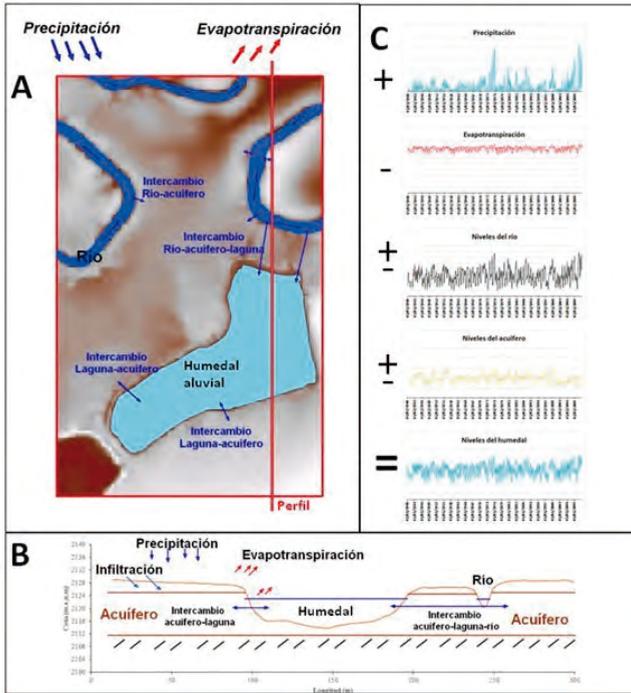


Figura 8. Modelo conceptual de un humedal aluvial en las llanuras aluviales del Río Negro y las diferentes interacciones hidrológicas que se deben considerar. A. Esquema en planta B. Sección transversal. C. Variaciones temporales de los diferentes componentes hidrológicos del sistema.

Preguntas y respuestas sobre los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño

¿De dónde proviene el agua en un humedal en las llanuras del valle de San Nicolás?

Proviene de la precipitación y de otras fuentes de agua cercanas como acuíferos o ríos como el Río Negro. Los humedales aluviales se encuentran sobre las llanuras de inundación de los ríos, las cuales son ricas en acuíferos que los alimentan constantemente y los conectan con fuentes de agua superficial o con zonas de recarga lejanas.

¿Cuál es el papel de las aguas superficiales y subterráneas a la hora de surtir el agua de un humedal?

En los humedales aluviales del Río Negro, las aguas subterráneas son una fuente directa de agua. El acuífero aluvial que rodea el humedal sirve también de puente para conectar dicho humedal con otras fuentes superficiales cercanas. Las aguas superficiales cercanas pueden ser otros humedales o ríos. En periodos de inundación, los ríos aportan grandes cantidades de agua a los humedales cercanos. En periodos de sequía, los humedales surten directa o indirectamente los ríos.

Los ríos también pueden crear nuevos humedales o modificar la geometría de humedales existentes, gracias a procesos erosivos o de deposición de sedimentos. En el caso del Río Negro, la migración de sus meandros y posibles brazos abortados, pueden dejar humedales de forma natural, aunque la mayoría son generados artificialmente por actividades de minería.

¿Cómo interactúan los diferentes sistemas hídricos con un humedal?

Existen múltiples interacciones directas e indirectas. Las interacciones directas se dan entre el humedal y el acuífero. Si los niveles potenciales del acuífero son más altos que los del humedal, el acuífero sede agua al humedal. Si los niveles del humedal son más altos que los del acuífero, sucede lo contrario. Otra interacción directa sucede cuando el río se desborda y el agua fluye directamente a sus humedales aluviales.

También existen interacciones indirectas. Por ejemplo, si los niveles del río y del acuífero son menores a los del humedal, el agua fluye de forma indirecta al río, pasando a través del acuífero. También puede suceder que el nivel del río sea más alto (aún sin desbordarse) y el agua fluir hasta el humedal, a través del acuífero. En algunos periodos todos los sistemas pueden desconectarse totalmente entre sí.

¿Qué determina los ascensos y descensos de niveles de agua en un humedal?

Los ascensos y descensos de los niveles de agua dependen de la suma de las diferentes entradas y salidas hidrológicas del sistema, que son: precipitación, evapotranspiración, interacciones con acuíferos e interacciones con otras fuentes superficiales. Cada una de estas variables tiene diferente variabilidad y estacionalidad, y finalmente la forma en que se acoplan, determina los niveles del humedal (Figura 8 C).

¿Cuáles pueden ser los impactos de las actividades humanas sobre los humedales?

En la región, actividades como la minería han creado nuevos humedales. Al hacer una excavación en la tierra, se reemplaza el acuífero con un espacio vacío disponible para ser llenado con agua. Otro impacto negativo se da cuando la infiltración y la escorrentía subterránea transportan gradualmente contaminantes o nutrientes que tienen origen en actividades humanas, como la agricultura, la ganadería o pozos sépticos y aguas residuales. Todo esto acelera la eutrofización del humedal y su deterioro ecosistémico.

Conclusiones

En este capítulo se tratan los principales componentes hidrológicos de un humedal aluvial colombiano. Estos componentes principales, son: el clima, la conformación de planicies aluviales, los acuíferos presentes en los depósitos de los ríos y finalmente las interconexiones que existen entre todos estos componentes.

El clima colombiano varía en diferentes escalas temporales, repercutiendo finalmente en todo el ciclo hidrológico. La precipitación obedece a unos ciclos mensuales que dependen de la migración de la zona de convergencia intertropical (ZCIT). La ZCIT es responsable de que en la zona andina colombiana existan dos trimestres de lluvia principales (MAM, SON) y dos trimestres secos (DEF, JJA). En escalas de tiempo mayores, el fenómeno ENOS (El Niño Oscilación del Sur) es el más importante. Este intensifica los periodos de sequía cuando se da su fase Niño. En la fase Niña se intensifican los periodos de lluvia e inundaciones. Partiendo de esta base, se puede esperar que los periodos de sequía e inundaciones afecten proporcionalmente los humedales del valle de San Nicolás.

La base física de los humedales aluviales es la topografía del terreno. Las depresiones son susceptibles de almacenar agua, así como las zonas de baja pendiente. Este tipo de condiciones del terreno, es abundante en planicies de inundación. Además de esto, las planicies de inundación reciben importantes flujos de agua de los ríos durante eventos torrenciales. Estos eventos de inundación no solo traen agua, también tienen la capacidad de modificar el terreno creando nuevos humedales, o colmatando de sedimentos viejos humedales. La deposición de sedimentos domina las planicies de inundación, pues las bajas pendientes reducen la velocidad del río y su energía se hace insuficiente para cargar materiales sólidos. Esta continua deposición de sedimentos genera una conformación geológica típica, por lo general estratificada, que es rica en gravas, arenas, limos y arcillas. La gran diversidad de materiales depositados y la abundante agua disponible, crea también acuíferos que juegan un papel crucial en regular los caudales del río y en surtir de agua a los humedales presentes.

Las interacciones entre acuífero, río, atmósfera (precipitación y evapotranspiración) determinan finalmente el funcionamiento hidrológico del humedal. Los humedales no deben considerarse como sistemas estáticos en el tiempo. Todos los componentes mencionados varían a su manera y la forma en que se acoplan determina los ascensos y descensos de los niveles del agua en el humedal. Finalmente, pueden existir salidas o entradas artificiales que deben ser incorporadas para comprender integralmente el sistema.

Referencias Bibliográficas

Alley, W. M., Healy, R. W., LaBaugh, J. W. y Reilly, T. E. (2002). Flow and storage in groundwater systems. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1067123>

Alvarez-villa, O. D., Velez, J. I. y Poveda, G. (2011). Improved long-term mean annual rainfall fields for Colombia. *International Journal of Climatology*, 2212(October 2010), 2194–2212. <https://doi.org/10.1002/joc.2232>

Brunner, P., Therrien, R., Renard, P., Simmons, C. T. y Franssen, H. J. H. (2017). Advances in understanding river-groundwater interactions. *Reviews of Geophysics*, 55(3), 818–854. <https://doi.org/10.1002/2017RG000556>

Dunne, T. y Leopold, L. B. (1978). *Water in Environmental Planning*. Nueva York: Freeman.

Escobar, R., Restrepo, J. D., Brakenridge, G. R. y Kettner, A. J. (2017). Satellite-Based Estimation of Water Discharge and Runoff in the Magdalena River, Northern Andes of Colombia. En V. Lakshmi (Ed.), *Remote Sensing of Hydrological Extremes* (1ª ed.). Suiza: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43744-6_1

Escobar, R., Restrepo, J. D. y Kettner, A. (2017). Climatic and human induced factors affecting river discharge in the northern Andes.

Freeze, R. A. y Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Texas: Prentice-Hall.

Lerner, D. N. (2007). Groundwater in the Environment: An Introduction. *Ground Water*, 45(3), 253–253. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00336.x>

Meixner, T. (2008). The Handbook of Groundwater Engineering. *Vadose Zone Journal*, 7(4), 1314. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0079br>

Milliman, J. D. y Meade, R. H. (2013). World-Wide delivery of river sediment to the oceans. *The Journal of Geology*, 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.2307/30060512>

Narasimhan, T. N. (2009). Hydrological Cycle and Water Budgets. *Encyclopedia of Inland Waters*, 714–720. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00010-7>

Phillips, J. D. (2010). The job of the river. *Earth Surface Processes and Landforms*, 313(December 2009), 305–313. <https://doi.org/10.1002/esp.1915>

Poveda, G. (2004). La Hidroclimatología de Colombia : Una síntesis desde La escala Inter-Decadal hasta la escala Diurna. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias*, XXVIII (107), 201–222.

Poveda, G., Mesa, O. J., Salazar, L. F., Arias, P. a., Moreno, H. a., Vieira, S. C., Agudelo, P. A., Toro V. G., Álvarez, J. F. (2005). The Diurnal Cycle of Precipitation in the Tropical Andes of Colombia. *Monthly Weather Review*, 133(1), 228–240. <https://doi.org/10.1175/MWR-2853.1>

Poveda, G., Velez, J. y Mesa, O. (2002). Influencia de fenómenos macroclimáticos sobre el ciclo anual de la hidrología colombiana: cuantificación lineal, no lineal y percentiles probabilísticos. *Meteorología Colombiana*, 121–130.

Poveda, G., Waylen, P. R. y Pulwarty, R. S. (2006). Annual and inter-annual variability of the present climate in northern South America and southern Mesoamerica. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 234(1), 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2005.10.031>

Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>

Syvitski, J. P. M., Overeem, I., Brakenridge, G. R. y Hannon, M. (2012). Floods, floodplains, delta plains - A satellite imaging approach. *Sedimentary Geology*, 267–268, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2012.05.014>

Tiner, R. W. (2009). Wetland Hydrology. *Encyclopedia of Inland Waters*, 778–789.

Winter, T.C. (1995). Recent advances in understanding the interaction of groundwater and surface water. *Reviews of Geophysics*, 33(2 S), 985–994. <https://doi.org/10.1029/95RG00115>

Winter, T. C. (1999). Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7(1), 28–45. <https://doi.org/10.1007/s1004000050178>

Wohl, E. (2009). Streams. *Encyclopedia of Inland Waters*, 756–765. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00016-8>

CAPÍTULO 3

Análisis espacial como una herramienta
para la delimitación de humedales urbanos





Análisis espacial como una herramienta para la delimitación de humedales urbanos

Juan José García Duque¹, Andrés Camilo Gómez Hoyos¹, Mario Alberto Quijano-Abril¹

Introducción

Según la convención Ramsar, los humedales son ecosistemas o superficies cubiertos de agua que pueden ser naturales o artificiales, permanentes o temporales, estancadas o corrientes; dulces, salobres o saladas, cuya profundidad no excede los 6 metros (Ramsar, 2006) hydrology, and vegetation. However, few such integrated C models exist for wetland ecosystems. In this paper, we report a simulation model, Wetland-DNDC, for C dynamics and methane (CH₄). Estos ecosistemas son estratégicos, teniendo en cuenta que juegan un importante papel debido a su relevancia ecológica, su riqueza biológica, y a su contribución en la mejora de la calidad del agua, reducción de las inundaciones y en el ciclo del Carbono. Son considerados además como un foco de desarrollo cultural, económico y ecológico para la región. Sin embargo, debido a la gran presión e intervención antrópica, estos ecosistemas se ven amenazados, al punto que se estima que la superficie de humedales que se ha perdido a nivel mundial en los últimos años, es de más del 30% (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015).

¹Grupo de Investigación Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia

Una de las principales amenazas de este tipo de ecosistemas, es la dificultad en cuanto a su delimitación, teniendo en cuenta que para ello se deben analizar diversos factores de carácter biótico y abiótico, dentro de los que se encuentran la geología, el clima, la hidrología y algunos otros factores como la ecología, los organismos adaptados y el uso de la tierra (Vilardy, Jaramillo, Flórez, Duque, Estupiñán, Rodríguez, y Aponte; 2014). Sumado a ello no existe una definición que abarque un contexto integral de humedal, con la cual se pueda llevar a cabo su delimitación y posterior gestión.

En Colombia se han realizado algunos trabajos como el de Marín (1992), Naranjo (1997) e IAVH (2015), en los cuales se han empleado los análisis geográficos para la delimitación de humedales a nivel nacional, sin embargo, este tipo de estudios se han realizado en una escala muy grande, por lo cual los pequeños humedales urbanos, o zonas adyacentes no han sido incluidos. Este tipo de áreas son muy importantes puesto que en la mayoría de los casos representan zonas para el abastecimiento de agua, recarga de acuíferos y áreas estratégicas para la contención de eventos de riesgo (Junk, Bayley, Sparks, 1989).

A pesar de su importancia, los humedales de este tipo se encuentran ampliamente amenazados por la expansión de las zonas urbanas y por el desarrollo antrópico de diversas categorías. Por esta razón, se requieren estudios enfocados en la ubicación y delimitación de humedales en una escala local, los cuales permitan realizar estrategias de preservación y conservación frente a este tipo de ecosistemas. La identificación de humedales se debe realizar con información cartográfica correspondiente a las aguas superficiales y coberturas de la tierra, que den cuenta sobre la presencia de vegetación hidrofílica o de ribera, características de geología, geomorfología y geopedología de los suelos, así como demás variables ecológicas que resulten útiles para su clasificación (Cowardin, Carter, Golet, LaRoe, 1979). Así mismo, se deben tener en cuenta estudios sobre el régimen hidrológico y zonas de inundación (Mitsch y Gosselink, 2000).

En este estudio se generó un modelo para la identificación de humedales a escala 1:30.000 en la región del Altiplano del Oriente antioqueño, a partir de la integración cartográfica de las variables anteriormente mencionadas. Este procedimiento fue validado mediante operaciones estadísticas y participativas. Con este modelo se pretende tener una aproximación a la delimitación de áreas catalogadas como humedal, bien sea natural o artificial, permanente o intermitente, que permitirá establecer una línea base de las áreas que deberán ser caracterizadas, conservadas y/o restauradas.

Metodología

Área de estudio

El Altiplano de Oriente o valle de San Nicolás, está localizado en la Cordillera Central de los Andes, al Oriente del departamento de Antioquia, Colombia. En este valle se localizan

9 municipios: Guarne, El Carmen de Viboral, El Retiro, El Santuario, Marinilla, La Ceja, La Unión, Rionegro y San Vicente (Figura 1), con una extensión de 174466,67 ha. La zona de vida predominante corresponde a Bosque Húmedo Premontano, presenta una altura promedio de 2.100 msnm y una temperatura de media de 21°C (Alzate Guarín, 2008). Esta zona corresponde a una de las más importantes a nivel ecológico e hídrico, puesto que en ella confluyen algunos de las principales fuentes hídricas de la región.

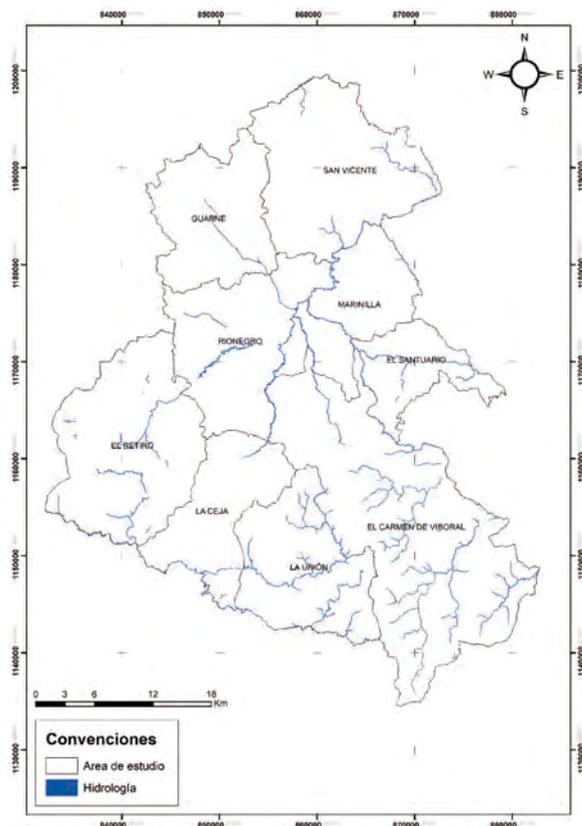


Figura 1. Área de estudio

Análisis Multicriterio

Para la definición de un humedal es necesario considerar factores físicos y bióticos, tales como hidrología, geología, geomorfología, entre otros (Ramsar, 2006; IAVH, 2013; Vilardy et al, 2014) hydrology, and vegetation. However, few such integrated C models exist for wetland ecosystems. In this paper, we report a simulation model, Wetland-DNDC, for C dynamics and methane (CH₄, la presencia o no de estos factores contribuyen a que un ecosistema sea denominado, o no, como un humedal, y tiene injerencia directa sobre su delimitación y al entendimiento como tal de las dinámicas de estos ecosistemas.

La compilación y ponderación de las variables, tanto físicas y bióticas, se realizó mediante un análisis multicriterio (Rodrigues, Montibeller, Oliveira, y Bana e Costa, 2017) Este procedimiento, se definen como un método que permite orientar la toma de decisiones, partiendo de criterios comunes (Vassoney, Mammoliti Mochet, y Comoglio, 2017). Los análisis se utilizan para emitir juicios comparativos entre variables o medidas, y su objetivo es llegar a la solución del problema mediante su simplificación. Asimismo, constituyen una herramienta de apoyo en el proceso de toma de decisiones, especialmente en la planificación, debido a que permiten integrar diferentes criterios, en un solo marco de análisis.

Las variables usadas corresponden a la cartografía oficial de la Corporación Autónoma Regional (CAR) de las Cuencas de los ríos Negro y Nare (CORNARE) del área de estudio, y se encuentran en escalas 1:10000, 1:20000 y 1:30000. A continuación, se describen las variables usadas para realizar el modelo espacial (Figura 2).

Variables utilizadas en el modelo

1. Suelos

Los suelos son considerados como uno de los factores principales para la presencia de un humedal. Algunos factores tales como la geografía, su composición, su estructura y su cobertura, son relevantes para la formación o no de un encharcamiento y de las dinámicas físicas y ecológicas que son propias de un humedal (Hu, Niu, Chen, Li y Zhang 2017). En ese orden de ideas, las variables de suelos empleadas corresponden a cartografía de Napas y niveles freáticos, planos y depresiones obtenidos de Cartografía de unidades geomorfológicas y vegas o llanuras aluviales. Esta cartografía se encuentra a escala 1:30.000 y fue proporcionada por la CAR.

2. Geopedología

La variable utilizada en la Geopedología, corresponde a cartografía de planicies fluvioacustres. Esta se define como áreas en las que se encuentran pantanos, hábitats de aguas profundas y vegas, las cuales se encuentran generalmente sobre una presión topográfica o el cauce de un río represado. Generalmente, son áreas cubiertas por vegetación que puede ser terrestre o acuática y que presentan relaciones ecológicas de gran importancia (Schmidt-Mumm, 1998). Según (Flórez et al., 2010), las planicies fluvioacustres son áreas importantes para la definición de humedal, debido a que corresponden en su mayoría a zonas anegadas y acumulaciones de aguas someras o profundas. Esta cartografía se encuentra a escala 1:30.000.

3. Coberturas de la tierra

Las coberturas de la tierra son definidas como los cubrimientos que pueden observarse sobre la superficie del planeta tierra (Di Gregorio, 2016; Al-Hamdan, Oduor, Flores, Kotikot, Mugo, Ababu y Farah, 2017; Van et al., 2015; Yan, Shaker, y El-ashmawy, 2015).

En un contexto más explícito, describen todo tipo de actividades o elementos, bien sea naturales o antrópicas, tales como la vegetación, cuerpos de agua, tejidos urbanos, suelos desnudos, pastizales y mosaicos de cultivos, entre otros. Para este análisis se utilizó información cartográfica referente a cuerpos de agua artificiales, lagos, lagunas y ciénagas delimitadas bajo la metodología Corine Land Cover (CLC) a escala 1:25.000.

4. Hidrología

La hidrología es la variable principal para la definición y delimitación de humedales, ya que todos ellos tienen necesariamente presencia de agua y en la mayoría de los casos conexión con otros cuerpos, bien sea superficial o subterránea (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2013). Para esta variable se utilizó cartografía correspondiente a drenaje doble y sencillo a escala 1:10.000 para el área de estudio.

5. Geología

Dentro de las variables de Geología se utilizó cartografía referente a aluviones recientes. Estos son importantes para la ubicación de zonas de humedal, puesto que corresponden a depósitos de materiales detríticos y transportados por una corriente de agua, que puede ser repentina o provocada por inundaciones (Flórez, 2003). Estos materiales pueden estar compuesto por arena, grava, arcilla o limo, que finalmente se acumula en abanicos aluviales, cauces de corrientes fluviales, llanuras de inundación, entre otros. Esta cartografía se encuentra a escala 1:30.000.

6. Modelo digital del terreno

Un Modelo Digital del Terreno (MDT) es un conjunto de capas (raster) que representan espacialmente las formas de un terreno en específico y tiene especial relevancia para el análisis de elevaciones o de pendientes (Hu, Niu, Chen, Li y Zhang, 2017; Martínez-Graña, Silva, Goy, Elez, Valdés y Zazo 2017). Para el presente estudio, se obtuvo un MDT a partir de curvas de nivel a escala 1:10.000, que fue necesario para la elaboración de un mapa de pendientes (Slope). Como se ha mencionado anteriormente, la morfología del terreno es muy importante para la definición y delimitación de humedales. Para este caso fueron seleccionadas las pendientes que se encontraran por debajo de 5°, ya que según Skaloš, Richter y Keken, (2017)with emphasis on their spatio-temporal changes in the landscape and with stress on the use of different types of information sources. The following research questions were asked: (1, esas áreas son las más susceptibles de generar inundaciones o encharcamientos por diversos factores. Con esta variable, se restringe el modelo a las áreas planas y generalmente cercanas a drenajes y cuerpos de agua superficiales.

7. Amenaza por inundación

Las inundaciones se definen como fenómenos hidrológicos temporales y recurrentes que hacen parte de la dinámica de un cuerpo de agua. Estas se producen por eventos

como la lluvia persistente y generalizada que provocan aumentos del volumen de agua de un cauce, el cual supera la altura de las orillas naturales o artificiales. Esta variable fue de gran importancia, puesto que permitió identificar y ponderar las áreas que presentan inundaciones en ciertas épocas del año, insumo necesario para identificar áreas de humedales, bien sea permanentes o estacionales. Según Ovando, Tomasella, Rodríguez, Martínez, Siqueira-Junior, Pinto y Von Radow, (2016) esta variable es muy importante para la identificación de humedales, puesto que en la mayoría de los casos, los humedales se encuentran asociados a llanuras de inundación o áreas que por algún motivo presentan encharcamientos en alguna época del año.

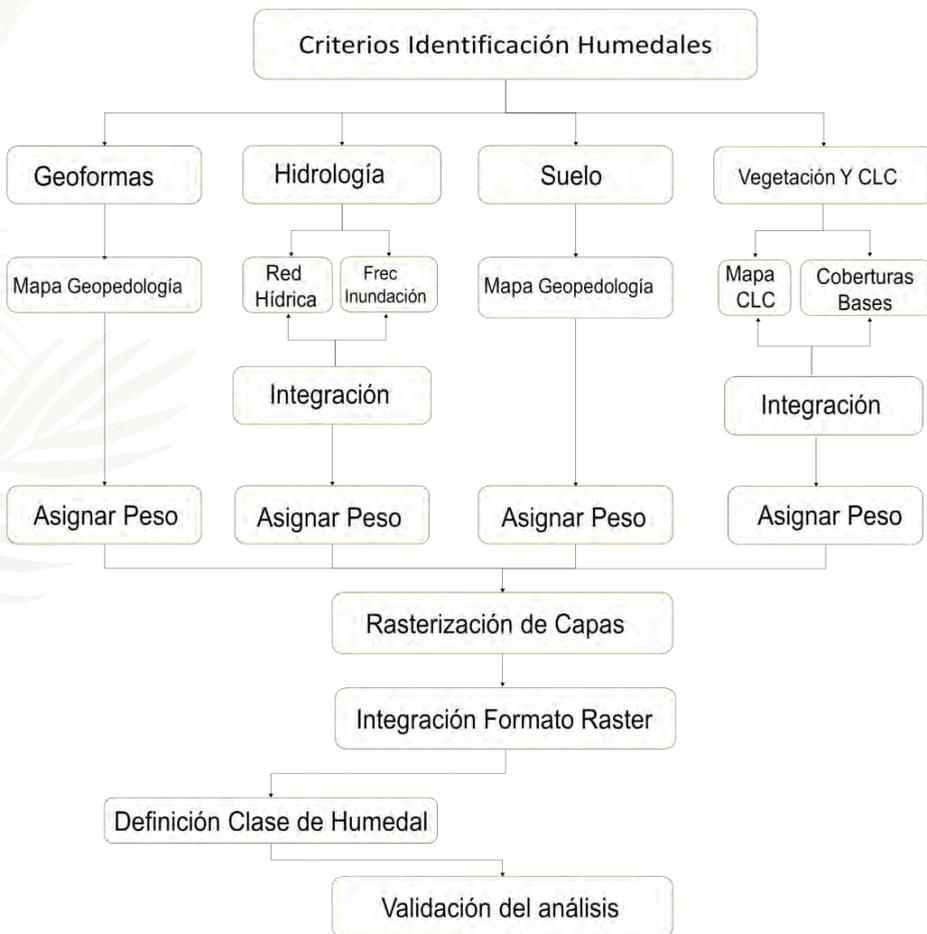


Figura 2. Proceso metodológico para la delimitación de humedales

Ponderación de las variables

Una vez definidas las variables, se hizo la calificación de cada una de ellas, con el fin de realizar una superposición de capas y obtener las áreas con mayor número de intersecciones, y por ende, los píxeles (raster) con mayores valores que corresponden a las áreas objeto de estudio. La calificación de las variables se realizó mediante reuniones con equipo técnico experto en las áreas de hidrología, hidráulica, limnología y ecología de la Universidad Católica de Oriente. Los valores asignados a cada variable oscilaron entre 1 y 2 (Tabla 1), siendo este último la calificación asignada a las variables más relevantes para la presencia de humedales en el área de estudio. A continuación, se relacionan las variables utilizadas y sus respectivos valores.

Tabla 1. Ponderación de variables

Capa	Unidad espacial	Valor
Suelos	Napas y niveles freáticos	1
	Planos depresiones y planos cóncavos	1
	Vegas	1
Geopedología	Planicie fluvio-lacustre	1
Coberturas de la Tierra	Cuerpos de agua superficiales	2
	Lagos	2
Drenaje Valles de San Nicolás	Drenaje doble	1
Geología	Aluviones recientes	1
Modelo digital del terreno (DEM)	Pendientes leves menores del 5°	2
Modelo de amenaza por inundación	Presencia/ausencia de amenaza	1

Todas las capas de las variables anteriormente mencionadas y ponderadas fueron superpuestas con el fin de crear una capa compuesta. Esta capa de salida contiene los valores máximos y mínimos de cada clase de entrada. En este orden de ideas, la capa de salida muestra los sitios donde hay mayor intersección de las capas o variables seleccionadas para la delimitación de humedales.

Validación estadística

El proceso de validación del modelo se desarrolló mediante un muestreo aleatorio estratificado, usando ventanas de estudio (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015), con el fin de obtener representación similar en todas las categorías de humedales definidas en la metodología (Muy alto, Alto, Moderado, Bajo). Las ventanas de estudio fueron creadas buscando la máxima representatividad

espacial, para ello se analizaron variables como área de cobertura espacial en la zona de estudio, diversidad geográfica y la disponibilidad de ortofotos. La unidad de muestreo para la validación fue una nube de puntos generados aleatoriamente dentro de las ventanas de estudio. A dichos puntos se les aplicó una restricción de distancia de 500m con el fin de evitar problemas de autocorrelación espacial (Dittrich, Leenders y Mulder, 2017; Mei, Sohngen y Babb, 2018).

Para garantizar la mayor representatividad espacial, se definió un área de validación de 18750 ha, la cual fue dividida en 6 ventanas de 3125 ha (Figura 3), que equivalen al 10% de la zona de estudio. Estas ventanas fueron establecidas de manera discriminada sobre toda el área de estudio, con el fin de obtener la mayor representatividad espacial posible. Por otro lado, el número de puntos de la unidad de muestreo fueron calculados de acuerdo a la metodología propuesta por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, (2015); Huang, Piao, Janssens, (2017); Gao, (1996) y Chuvieco, (1995). El número total de puntos calculados para la muestra fue de 180 (30 por ventana, distribuidos de manera aleatoria) (Figura 3).

Las ortofotos utilizadas para realizar la validación fueron imágenes LANDAST, ortofotomosaicos disponibles para la zona de estudio, así como el visualizador Google Earth. De igual forma se utilizó un DTM (Modelo Digital del Terreno) construido con curvas de nivel a escala 1:10.000 para el área de estudio. Las imágenes satelitales fueron trabajadas con una combinación de bandas 5-6-4 y fueron superpuestas con el DTM para obtener observaciones tridimensionales del terreno. Para ello se utilizó el programa ArcGIS 10.5 para el procesamiento de datos vectoriales y de Raster, así como las imágenes satelitales y los MDT.

Finalmente, la validación consistió en determinar la exactitud temática entre los valores obtenidos en el modelo y las ortofotos para diversas épocas. Para dicha validación se usó la nube de puntos aleatoria creada dentro de cada ventana. Con la ayuda de la herramienta "Extract By Mask" se calculó el valor del modelo en cada uno de los puntos de control y luego se contrastó con lo observado en las imágenes satelitales. Finalmente, se obtuvo una tabla de presencia ausencia con los valores encontrados en cada uno de los escenarios, con los cuales finalmente se calculó el error y los estadísticos de validación.

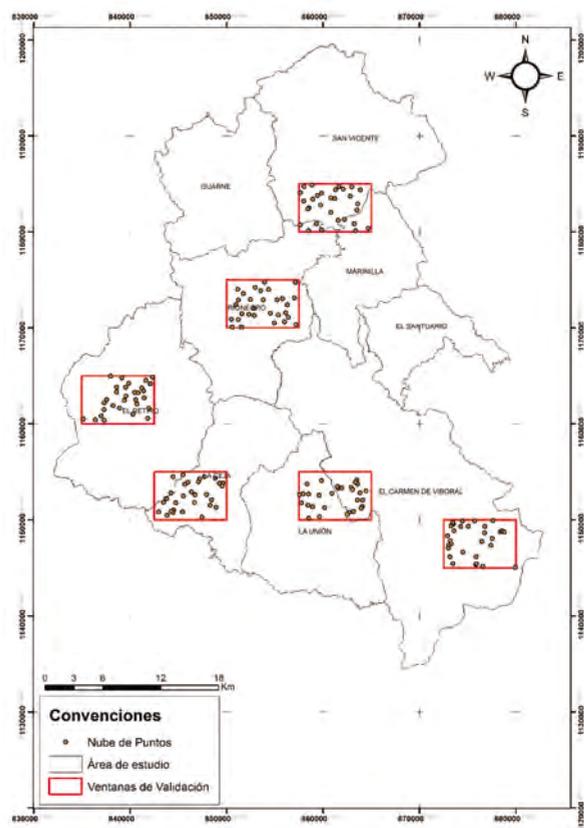


Figura 3. Puntos y ventanas de validación

Validación participativa

La validación participativa se desarrolló en la parte final del proceso cartográfico. Para ello se realizó un taller de expertos locales y regionales compuesto por académicos, Corporaciones Autónomas Regionales (CAR), alcaldías municipales y algunas ONG, todas con una amplia trayectoria en la región. Este taller contó con la participación de 50 personas y 10 instituciones. En el taller cada grupo de trabajo realizó un análisis detallado del área de estudio. Con base en mapas elaborados para la zona, cada grupo de trabajo identificó lo que para su percepción y experiencia podría ser considerado como humedal. Con este método se pudo corroborar la exactitud temática del modelo.

Resultados y Discusión

A escala 1:30.000 se identificaron 4 categorías de humedal para los 9 municipios del Altiplano del Oriente antioqueño (Alta, Moderada, Baja y muy Baja) (Figura 4). Dichas categorías fueron agrupadas de acuerdo al número de capas intersectadas para cada caso:

- **Categoría Alta:** Zonas que por sus características físicas y bióticas presentan encharcamientos permanentes o temporales. En esta categoría se encuentran las áreas donde se superponen 9 capas o más de las seleccionadas en el modelo. Generalmente son áreas en las cuales se han formado dinámicas ecológicas representativas de estos ecosistemas, tales como la presencia de especies de macrófitas, aves y peces, entre otras. Esta categoría tiene un área de 57,48 ha dentro de los análisis realizados.
- **Categoría Moderado:** Corresponden a áreas que debido a sus características físicas y bióticas pueden presentar encharcamiento temporal o permanente. Estas áreas corresponden a zonas anegadas con asociaciones bióticas claramente identificadas. Para la selección de esta categoría, se deben superponer entre 6 y 9 capas de las seleccionadas en el modelo. Esta categoría tiene un área de 3059,6 ha dentro de los análisis realizados.
- **Categoría Baja:** Corresponde a áreas donde es poco probable que existan zonas con encharcamiento temporal o permanente y/o asociaciones de tipo biótico. Para esta categoría se deben superponer al menos 2 capas de las 10 utilizadas. Esta categoría tiene un área de 19245,13 ha dentro de los análisis realizados.
- **Categoría Muy Baja:** Corresponden a zonas donde debido a las características físicas y bióticas, no se presentan inundaciones temporales o permanentes, así como interacciones de tipo biótico claramente perceptibles. En esta categoría se encuentran las áreas que no presentan superposición de capas o aquellas en las que solo se encuentra 1 de las capas evaluadas. Esta categoría tiene un área de 151514,98 ha dentro de los análisis realizados.

Para efectos del presente estudio, las categorías Alta y Moderado corresponden a las zonas de humedales, debido a la coincidencia temática que presentó con las variables que fueron objeto de estudio. Por su parte, las categorías Baja y Muy baja, corresponden a zonas urbanizadas, o aquellas que por sus características hídricas o geomorfológicas no presentan espejos de agua ni tampoco zonas húmedas o anegadas.

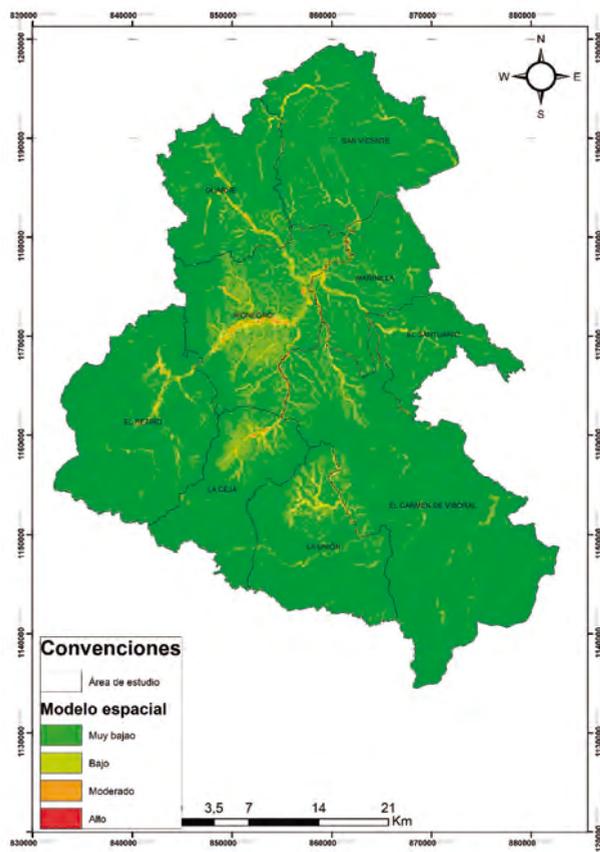


Figura 4. Modelo espacial distribución potencial de humedales en el Altiplano del Oriente antioqueño

Distribución de las categorías por municipio

En la espacialización de cada categoría en los municipios del área de estudio, se puede observar que, en su mayoría, las categorías Alta y Moderado se encuentran asociadas a las principales fuentes hídricas, específicamente en los municipios ubicados sobre las cuencas del Río Negro. Las categorías Alta y Moderado (Humedales identificados) presentan un área total de 3116,1 ha, lo que equivale aproximadamente al 2% del área total de estudio. Este comportamiento se presenta debido a que las zonas de encharcamiento y humedales presentes en la región se encuentran ubicados en su mayoría en zonas urbanas o zonas de expansión (Figura 4). Estos humedales urbanos, generalmente, presentan tamaños menores a 1 ha, por lo tanto, la suma total del área es poco representativa con respecto a toda la zona de estudio.



Figura 5. A) Humedal Natural de Montaña, B y C) Humedales Naturales asociados a llanuras de Inundación D y E) Humedales Artificiales F) Madre Vieja

Por su parte las categorías más extensas corresponden a la baja y Muy baja con 171095,4 ha las cuales equivalen aproximadamente al 98% del área de estudio. Estas zonas corresponden a zonas con grandes coberturas boscosas, usos agropecuarios, industriales y asentamientos urbanos.

Según los análisis realizados, los municipios con mayor área definida como humedal son: Rionegro, El Carmen de Viboral, La Unión, Marinilla, San Vicente y Guarne, los cuales presentan áreas de humedal que van desde las 300 hasta las 900 ha. Por su parte algunos municipios como El Santuario, La Ceja y El Retiro presentan los valores más bajos en la categoría Alta y Moderada, las cuales corresponden, como ya se mencionó, a las categorías seleccionadas como humedales.

Dentro de las áreas catalogadas como humedales en este estudio, se encuentran diversos tipos y clasificaciones. Estas varían según la geomorfología, la cercanía a las fuentes de agua o las dinámicas socioeconómicas que se han presentado en el territorio durante muchos años. Se han catalogado humedales de tipo artificial (Figura 5), que corresponden a zonas abandonadas de minería, en las cuales se han generado procesos ecológicos que han dado lugar a la adaptación de diversos organismos y a la generación de servicios ecosistémicos para la población.

De igual manera, se encontraron humedales de tipo natural (Figura 5), en su mayoría cercanos a fuentes de agua y corresponden a zonas anegadas o de vegas. Este tipo de humedales presentan extensiones variables y generalmente comportamientos efímeros, dependiendo de los pulsos de inundación de los cuerpos de agua adyacentes.

Tabla 2. Áreas de cada categoría por municipio

Categoría	Municipio								
	Rionegro	Marinilla	Santuario	Guarne	San Vicente	El Retiro	La Ceja	El Carmen	La Unión
Alto	34,6	8,7	0,0	1,5	0,8	0,0	6,0	5,9	0,0
Moderado	885,4	333,9	124,1	304,7	314,1	205,7	164,7	365,5	360,5
Bajo	5363,9	1383,5	652,0	1557,0	1842,2	1409,6	1946,1	3098,4	1992,3
Muy Bajo	13305,2	9749,6	7532,9	13323,1	20852,0	22706,9	11134,5	38841,9	14404,3

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

Validación

Para el proceso de validación, se revisaron un total de 180 puntos, distribuidos de manera aleatoria dentro de las escalas de trabajo. En ellas, se obtuvo una exactitud del 98,3 %, en los valores del modelo predichos correctamente como presencia (Tasa de clasificación correcta) y una exactitud del 98,1%, en los valores del modelo predichos correctamente como ausencia Negative Predictive Power (NPP). El estimador Kappa de 0,8942 corresponde, de acuerdo a la escala de (Landis y Koch (1977)), a un nivel de concordancia sustancial, entre el modelo y los humedales identificados mediante la calibración participativa y las ortofotos analizadas.

En la Tabla 3 se presentan los estimadores de error y estadísticos de validación de los puntos ubicados aleatoriamente en todas las categorías del modelo, en ella se destacan los índices de “True Skills Statistics” de 0,8235 y el índice de prevalencia de 0,0944 que muestran resultados del modelo muy acertado con la validación realizada, teniendo en cuenta la realidad del área de estudio. Según estos valores, la precisión del modelo se encuentra en un rango óptimo (Landis y Koch, 1977).

Finalmente, se pueden apreciar factores de error bajos, teniendo en cuenta que los valores de factor de error de omisión y factor de error de comisión arrojaron valores de 0,1764 y 0 respectivamente. Según (Landis y Koch (1977)), el valor obtenido por omisión se encuentra dentro un rango óptimo, lo que indica que los puntos de validación se encuentran acordes a la realidad.

Tabla 3. Estadísticos de error y validación

Estimador estadístico	Valor
fracción de error de omisión	0,176470588
fracción de error de comisión	0
Sensibilidad	0,823529412
Especificidad	1
tasa de clasificación correcta	0,983333333
Positive Predictive Power PPP	1
Negative Predictive Power NPP	0,981927711
Misclassification rate	0,016666667
Prevalencia	0,094444444
True skills statistics (Allouche et al., 2006)	0,823529412
Kappa	0,894200627

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

La metodología implementada, a partir de la superposición de diferentes capas, permitió la identificación espacial de los humedales para el Altiplano del Oriente antioqueño, con la incorporación de diversos elementos espaciales y temporales a una escala que facilitará el análisis y la toma de decisiones para la conservación de ecosistemas estratégicos. La identificación de 3117,08 ha de humedales, que se encuentran en zonas urbanas o de expansión, es un gran avance para el conocimiento y protección de estos ecosistemas en el país, los cuales en gran parte se encuentran bajo presiones urbanísticas y de desarrollo constructivo.

Existen varios estudios enfocados a cuantificar el total de humedales en el país. Tal es el caso de (IAVH, 2015), quien identificó un total de 30.781.149 ha de humedales para todo el territorio colombiano. Así mismo, se registran algunos estudios como el de Naranjo (1997) quien calculó un total de 20.252.500 ha o el estudio realizado por Marín (1992) en el cual se identificaron como zonas de humedal un total de 2.649.312 ha. Sin embargo, estos análisis han sido realizados en escalas de 1:100.000 o superiores, por lo tanto, se han identificado humedales asociados a las grandes cuencas y vertientes del país. No obstante, es difícil rastrear estudios que vayan encaminados a la delimitación de

humedales urbanos, que se encuentran asociados a llanuras de inundación de cuerpos de agua o cuencas pequeñas, en comparación a la extensión del país. Es por lo anterior que es necesario que se realicen trabajos de este tipo en un contexto regional o local, con lo cual se podrá tener un inventario de humedales a una escala local o regional, que permita su evaluación, restauración y/o conservación.

La metodología utilizada para este estudio, es perfectamente comparable y equiparable con los trabajos realizados por (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015) (Hu *et al.*, 2017) quienes toman como base una definición de humedal integral (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2013) en el cual se valoran aspectos de geomorfología, hidrología coberturas, entre otros, y no a una definición de humedal asociada únicamente al espejo de agua. Lo anterior, entre otras cosas, muestra la importancia de contar con una definición completa sobre humedales a la hora de generar insumos y resultados frente a este tipo de ecosistemas, teniendo en cuenta las diferencias entre zonas de vida, funciones ecológicas y condiciones socioeconómicas para el área de estudio.

Dentro de los análisis realizados se obtuvo que los municipios de Rionegro (920 ha,) El Carmen de Viboral (371,3 ha), La Unión (360,5 ha), Marinilla (324,7 ha), San Vicente (314 ha) y Guarne (306,2 ha) presentan las mayores áreas de humedales identificados (Tabla 2 y Figura 6), dentro de las categorías Alta y Moderado. Estos comportamientos se presentan básicamente porque en estos municipios confluyen fuentes hídricas de gran importancia, como son El Río Negro, La Cimarrona, La Mosca, La Pereira, La Marinilla, Santo Domingo y Buey Arma, las cuales corresponden a las fuentes principales de las cuencas del Río Negro, Buey Arma y Medellín Porce. Así mismo puede observarse que dichos humedales identificados se encuentran asociados a las llanuras de inundación y a zonas anegadas que se generan por causa de la morfología meandrica, propia de las fuentes hídricas de la región; por lo cual se generan dinámicas hídricas y ecológicas de mucha relevancia dentro del área de estudio. De igual forma, estos comportamientos pueden presentarse debido a que en la llanura de dichas fuentes hídricas suele darse la extracción de materiales de construcción y agregados, procesos, que luego de un tiempo, dejan como resultado excavaciones que terminan por convertirse en cuerpos de agua, en los cuales se establecen todo tipo de dinámicas hídricas y naturales.

Finalmente, se observa que algunos municipios como El Santuario y La Ceja presentan los valores más bajos para las categorías Alto y Moderado, lo que se explica principalmente por el aumento de las pendientes hacia ciertas zonas de los municipios. Por otra parte, las categorías baja y muy baja se encuentran principalmente sobre los municipios de El Retiro y Santuario, los cuales, partiendo de la definición de humedal, no presentan condiciones biofísicas propias para la existencia de este tipo de ecosistemas. Gran parte de estas áreas se encuentran en estados de transformación como sistemas productivos y centros urbanos.

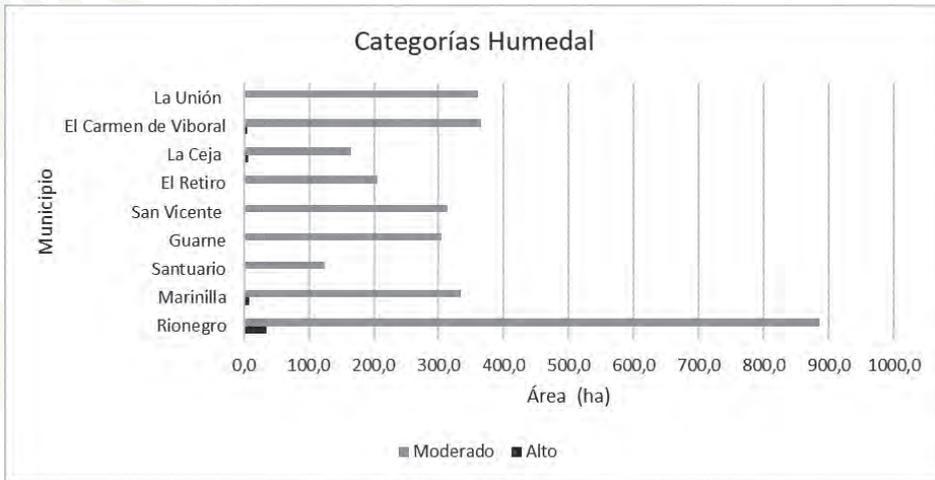


Figura 6. Categorías de humedal por municipio Fuente: (Elaboración propia, 2018)

El modelo de humedales urbanos se constituye como una herramienta de delimitación que contribuirá a profundizar sobre el conocimiento de humedales ubicados en zonas urbanas o de expansión, así como al diseño e implementación de acciones de manejo que deben tomarse sobre estos ecosistemas, por lo cual, puede ser utilizada como una herramienta de toma de decisiones por las autoridades ambientales.

Conclusiones

Con base en la definición de humedal y la metodología implementada, se identificaron 3117,08 ha de humedal para la zona de Valles de San Nicolás en las siguientes categorías: Alto, Moderado, Bajo y muy bajo.

La mayor extensión de humedales (categorías alto y moderado) se encuentra sobre la cuenca del Río Negro, en los municipios de Rionegro, San Vicente, La Ceja y El Carmen, dominada principalmente por una altiplanicie con épocas marcadas de inundación. Estas áreas se caracterizan por presentar humedales de carácter permanente, localizados principalmente hacia las márgenes del Río Negro y sus principales tributarios.

Las Categorías de humedal identificadas para el área de estudio corresponden específicamente a humedales permanentes, que se encuentran asociadas a llanuras de inundación y a zonas que han sido impactadas por la explotación de materiales de construcción o agregados, que dieron lugar a cuerpos de agua y a dinámicas hídricas y ecológicas.

Este modelo corresponde a un importante insumo para la conservación y recuperación de áreas estratégicas para la Región. Servirá como una herramienta para la toma de decisiones por parte de las autoridades ambientales, así como para dirigir esfuerzos de investigación encaminados a la caracterización de este tipo de ecosistemas.

El modelo presenta una exactitud temática alta, teniendo en cuenta los estadísticos de error y confiabilidad calculados. En términos generales, el modelo exhibe confiabilidades cercanas al 90% y valores de error de comisión y omisión bajos. Lo anterior da un peso estadístico a la exactitud de la metodología utilizada, y por ende, podría ser usado para la delimitación de humedales, en una escala pequeña, en otras áreas del país.

Referencias Bibliográficas

Alzate Guarín, F. (2008). *Caracterización y estudio de la vegetación del Oriente antioqueño*. Rionegro: Universidad Católica de Oriente.

Al-Hamdan, M. Z., Oduor, P., Flores, A. I., Kotikot, S. M., Mugo, R., Ababu, J. y Farah, H. (2017). Evaluating land cover changes in Eastern and Southern Africa from 2000 to 2010 using validated Landsat and MODIS data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 62(April), 8–26.

Brinson, M. y Malvárez, A. (2002). Temperate freshwater wetlands: Types, status, and threats. *Environmental Conservation*, 29(2), 115–133

Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet y E. T. LaRoe. (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, FWS/OBS-79/31*. Washington D. C.: Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services.

Chuvieco, E. (1995). *Fundamentos de Teledetección Espacial*. Madrid: Ediciones Rialp, S.A.

Di Gregorio, A. (2016). *Land Cover Classification System: Classification concepts. Software. Version 3*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Recuperado, febrero 2018, de <http://www.fao.org/3/a-i5232e.pdf>

Dittrich, D., Leenders, R. T. A. J. y Mulder, J. (2017). Bayesian estimation of the network autocorrelation model. *Social Networks*, 48, 213–236.

Estupiñán, J. Rodríguez, O. Acevedo, W. Samacá, A. C. Santos, S. Peláez y C. Aponte. (2014). *Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales. Una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia*. Bogotá D. C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Flórez, A., A. F. Barajas, O. Jaramillo, N. J. Martínez, M. S. Barrera, J. W. Montoya. (2010). Sistemas morfogénicos del territorio colombiano. Bogotá D. C.: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

Flórez, Antonio. (2003). *Colombia: evolución de sus relieves y modelados*. Bogotá, D.E.: Universidad Nacional de Colombia, Red de Estudio de Espacio y Territorio, RET.

Gao, B. C. (1996). NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266.

Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L. y Zhang, H. (2017). Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of the Total Environment*, 586, 319-327.

Huang, M., Piao, S., Janssens, I. A., Zhu, Z., Wang, T., Wu, D., Cias, P., Myneni, R., Peaucelle, M., Peng, S., Yang, H., y Peñuelas, J. (2017). Velocity of change in vegetation productivity over northern high latitudes. *Nature Ecology y Evolution*, 1649-1654.

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (2015). Biota Colombiana. *Biota Colombiana*, 10(1), 179-207.

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (2013). Memorias Simposio-Taller de Expertos Construcción Colectiva de Criterios para la Delimitación de Humedales: Retos e Implicaciones del País. *Revista del Instituto Alexander von Humboldt*, (Vol. 1).

Junk, W. J., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pp: 11-127. En: D. P. Dodge (Ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science.

Landis, J. y G. Koch. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics* 33: 159-74.

Marín, R. (1992). Estadísticas sobre el recurso agua. Instituto Colombiano de Hidrología, Meteorología y Adecuación de Tierras (*Himat*). Bogotá D. C.: CRID.

Martínez-Graña, A. M., Silva, P. G., Goy, J. L., Elez, J., Valdés, V. y Zazo, C. (2017). Geomorphology applied to landscape analysis for planning and management of natural spaces. Case study: Las Batuecas-S. de Francia and Quilamas natural parks, (Salamanca, Spain). *Science of the Total Environment*, 584-585, 175-188.

Mei, Y., Sohngen, B. y Babb, T. (2018). Valuing urban wetland quality with hedonic price model. *Ecological Indicators*, 84(July 2017), 535-545.

Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2000). *The Values of Wetlands: Landscapes and*

Institutional the value of wetlands: importance of scale and landscape setting, *Ecological Economics*, 35(200), 25-33.

Naranjo, R. (1997). Humedales. En: M. E. Chaves y N. Arango (Eds.). *Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad*. Bogotá D. C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Ministerio del Medio Ambiente, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente PNUMA.

Ovando, A., Tomasella, J., Rodriguez, D. A., Martinez, J. M., Siqueira-Junior, J. L., Pinto, G. L. N., Passy, P., Vauchel, P., Noriega, von Randow, C. (2016). Extreme flood events in the Bolivian Amazon wetlands. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 5, 293-308.

Ramsar. (2006). Manual de la Convención de Ramsar, (4° ed.). *Secretaría de La Convencion de Ramsar*, 4(4), 93-99.

Rodrigues, T. C., Montibeller, G., Oliveira, M. D. y Bana e Costa, C. A. (2017). Modelling multicriteria value interactions with Reasoning Maps. *European Journal of Operational Research*, 258(3), 1054-1071.

Schmidt-Mumm, U. (1998). *Vegetación acuática y palustre de la sabana de Bogotá y plano del Río Ubaté: ecología y taxonomía de la flora acuática y semiacuática*. Santafé de Bogotá: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.

Skaloš, J., Richter, P. y Keken, Z. (2017). Changes and trajectories of wetlands in the lowland landscape of the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 108, 435-445.

Van, T. T., Wilson, N., Thanh-Tung, H., Quisthoudt, K., Quang-Minh, V., Xuan-Tuan, L., Dahdouh-Gueba, T., Koedam, N. (2015). Changes in mangrove vegetation area and character in a war and land use change affected region of Vietnam (Mui Ca Mau) over six decades. *Acta Oecologica*, 63, 71-81.

Vassoney, E., Mammoliti Mochet, A. y Comoglio, C. (2017). Use of multicriteria analysis (MCA) for sustainable hydropower planning and management. *Journal of Environmental Management*, 196, 48-55.

Vilardy, S. P., Jaramillo, Ú., Flórez, C., Duque, J. C., Estupiñán, L., Rodríguez, J., ... & Aponte, C. (2014). *Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales: una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Yan, W. Y., Shaker, A. y El-ashmawy, N. (2015). Remote Sensing of Environment Urban land cover classification using airborne LiDAR data: A review. *Remote Sensing of Environment*, 158, 295-310.

CAPÍTULO 4

Área de estudio y selección de los humedales urbanos del Altiplano del Oriente antioqueño





Área de estudio y selección de los humedales urbanos del Altiplano del Oriente antioqueño

Juan José García Duque¹, Andrés Camilo Gómez Hoyos¹, Mario Alberto Quijano-Abril¹

Introducción

Según Ramsar (2006), los humedales son importantes ecosistemas que proveen diversos servicios ecosistémicos, tanto para las personas como para otro tipo de ecosistemas, y en general para el entorno que los rodea. Dentro de las funciones de estos ecosistemas se encuentran la protección y mejoramiento de la calidad del recurso hídrico, la provisión de hábitats para diversas especies de fauna, la regulación del ciclo hidrológico mediante la reducción de caudal en épocas de creciente y el control de flujo en épocas de sequía, entre otros.

Estos ecosistemas son unos de los más productivos en el mundo, incluso comparándolos con los bosques tropicales y los arrecifes de coral. Una inmensa variedad de especies de microorganismos, plantas, insectos, anfibios, reptiles, aves, peces, entre otros, pueden hacer parte de estos ambientes, de manera permanente, temporal o intermitente (Junk, Bayley, Sparks, 1989). Todos estos grupos están condicionados a diversos factores inherentes a cada humedal; dentro de ellos se encuentran el clima, las geoformas, la condición del vaso, la cantidad y calidad del agua, entre otros. Muchos de los estudios de caracterización de este tipo de ecosistemas se enfocan en humedales de grandes

¹ Grupo de Investigación Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente. Rionegro, Colombia

extensiones, pertenecientes a zonas más bajas del departamento; dejando de lado humedales que se encuentran dentro de las áreas urbanizadas o de expansión, los cuales han sido poco estudiados y presentan grandes conflictos en el uso del suelo.

En este capítulo se describen algunas de las principales características de 13 humedales urbanos y suburbanos seleccionados en el presente proyecto. Estos sitios fueron delimitados tomando como base un modelo cartográfico realizado a escala 1:30000 y un panel realizado con expertos en diversas áreas del conocimiento. Todos los sitios fueron seleccionados mediante la construcción y evaluación colectiva de algunos criterios, tales como la expansión urbana, importancia del sitio dentro de la estructura ecológica principal, importancia del sitio en términos económicos o de abastecimiento y valor cultural, entre otros.

A continuación, se presenta una breve descripción del área de estudio, así como algunas fichas informativas de cada humedal estudiado, donde se muestra información general sobre aspectos físicos de los sitios, así como las presiones o impactos más representativos en cada uno de ellos.

Área de estudio

El Altiplano de Oriente o valle de San Nicolás se encuentra localizado en la Cordillera Central de los Andes Colombianos, al oriente del departamento de Antioquia. En este valle se ubican 9 municipios: Guarne, El Carmen de Viboral, El Retiro, El Santuario, Marinilla, La Ceja, La Unión, Rionegro y San Vicente, con una extensión total de 174.466,67 ha. Esta región se caracteriza por tener una alta dinámica económica, aspectos como la producción de hortalizas y legumbres, industria manufacturera, transporte, floricultura y producción pecuaria. Algunos de los factores que han propiciado el crecimiento económico de la región, son: el aeropuerto internacional José María Córdoba, la autopista Medellín-Bogotá y el embalse de Peñol-Guatapé, el cual es abastecido mayormente por la cuenca del Río Negro y sus afluentes.

Si bien el área de estudio presenta diferentes fuentes hídricas de alta importancia como el Río Negro, y sus tributarios (Quebrada la Mosca, Quebrada La Marinilla, Quebrada La Pereira, y Quebrada La Cimarrona), el acelerado crecimiento económico se ve reflejado en la demanda excesiva de recursos naturales. Zapata, Barrera, Gómez y Naranjo (2017) manifiestan que el índice de uso de agua para la región refleja que la demanda de agua se acerca mucho a la oferta natural, lo cual en futuras condiciones de sequía representaría un alto riesgo de desabastecimiento. Cabe aclarar que actualmente las principales fuentes de abastecimiento son de origen superficial, y en menor medida, se aprovechan las fuentes subterráneas, esto debido a los sobre costos y la poca información sobre los reservorios de agua subterráneos.

El valle de San Nicolás presenta algunas particularidades hidrológicas y geológicas asociadas a la formación de acuíferos subterráneos, la formación de valle se da por la excavación de la roca parental por la acción del Río Negro y sus afluentes, esta actividad da origen a las formaciones típicas de colinas y depósitos de terrazas (Hermelin, 2003). Según el IDEAM (2014) existen tres unidades con potencial hidrogeológico que en conjunto conforman el *sistema acuífero de los Valles de San Nicolás y La Unión*. En primer lugar, se describen los depósitos aluviales, terrazas inferiores, valles intercolinarios y valles intermontanos como unidades de alto potencial hidrogeológico. En segundo lugar, se describen las unidades geomorfológicas de terrazas superiores, taludes de terrazas, depósitos de vertiente, colinas suaves a medias y colinas altas a muy altas, como unidades de potencial hidrogeológico medio. Finalmente, las unidades correspondientes al basamento de toda la zona y a las unidades geomorfológicas de montañas medias a altas, montañas muy altas a escarpadas y escarpes rocosos como unidades de bajo potencial hidrogeológico.

Desde el punto de vista biótico, en el área de estudio predomina una zona de vida correspondiente a Bosque Húmedo Premontano, esta zona de vida es considerada de alta importancia ecológica, debido a su estratégica ubicación entre los sistemas de alta montaña, como los páramos y los ecosistemas de baja elevación, como los bosques en la vertiente oriental de la Cordillera Central y los bosques del Magdalena Medio (Guarin, 2008). Para el área de estudio, las coberturas vegetales asociadas a la vegetación secundaria se encuentran restringidas a las cabeceras de las montañas, donde se presentan las mayores pendientes y a las zonas de afloramientos de agua destinadas como áreas protectoras-productoras.

En el presente capítulo se muestran algunos aspectos físicos de los humedales seleccionados mediante análisis geográficos y participativos. En total, fueron seleccionados 13 sitios, los cuales se encuentran ubicados en los municipios de Guarne, Rionegro, Marinilla, El Carmen de Viboral y La Ceja (Figura 1). Estos, exhiben características hidrológicas, geomorfológicas, bióticas y sociales particulares, que hacen de cada sitio un elemento diferenciador en el paisaje del altiplano, lo cual puede repercutir positiva o negativamente sobre la salud de los ecosistemas, específicamente en la calidad del agua, y por ende, en las dinámicas ecológicas y ecosistémicas que cada uno de ellos tiene asociadas.

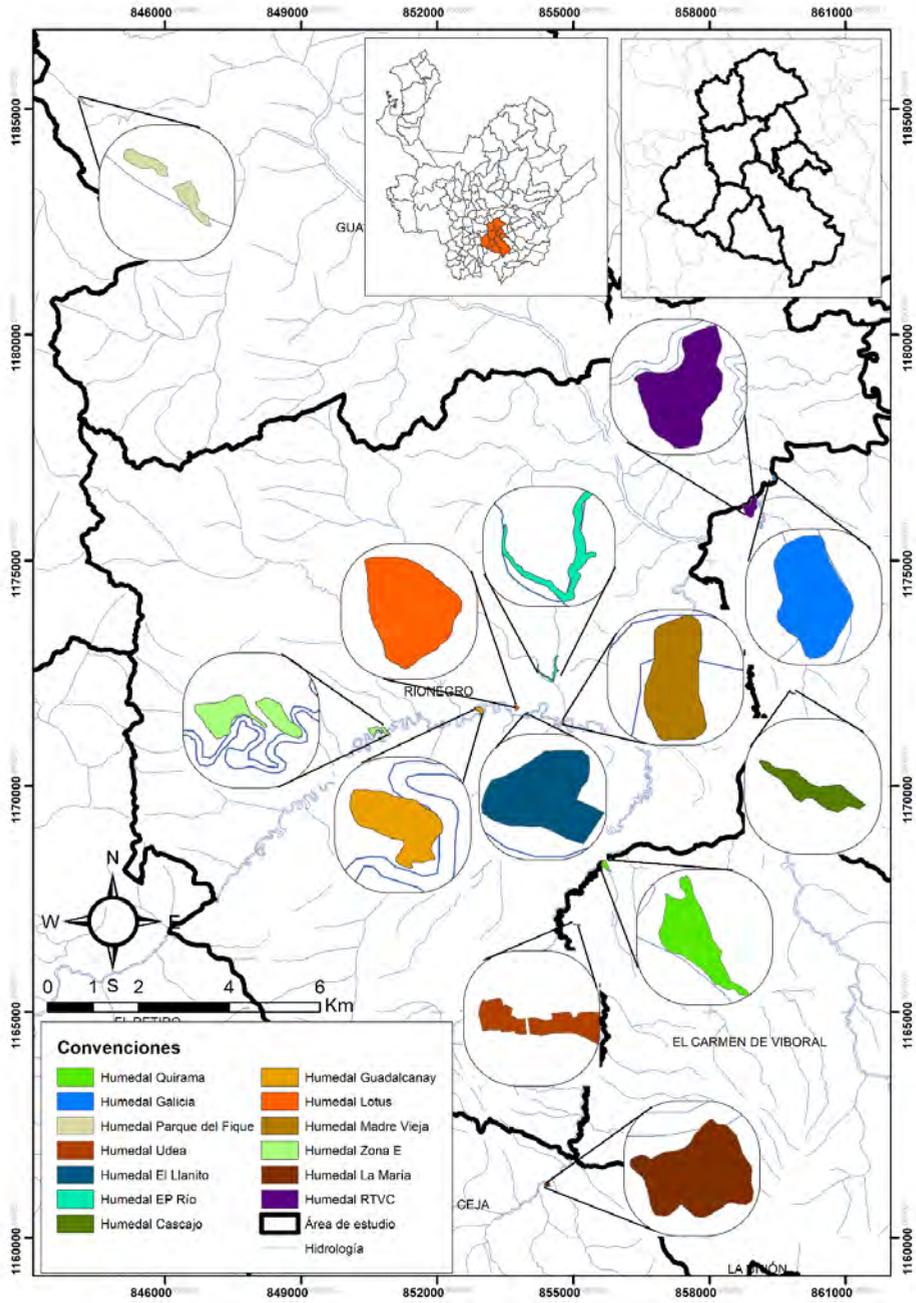


Figura 1. Humedales seleccionados en el área de estudio.

Presiones en los humedales

Con el fin de identificar las presiones más representativas de cada humedal, se realizó un análisis de las actividades antrópicas más frecuentes en cada una de ellos. De esta manera se espera diseñar, en fases posteriores, estrategias para la recuperación o conservación de estos ecosistemas, los cuales cumplen un papel fundamental dentro de la dinámica ecológica, económica y social de la región.

A continuación, se enumeran y categorizan las actividades antrópicas más representativas y frecuentes que se evidenciaron durante los recorridos y muestreos en campo. Cada uno de ellos tiene asociado unos impactos y unas consecuencias, dadas específicamente por el deterioro de este tipo de ecosistemas.

Se presentan en tres niveles o categorías en aspectos relacionados con **afectación a la calidad de agua**, **afectación física o cambios morfológicos**, **afectación a la estructura y composición de la biota**. En estas categorías se reúnen las actividades humanas, impactos y sus consecuencias sobre los humedales:

Actividades antrópicas

- Construcción de viviendas sin cobertura de alcantarillado.
- Construcción de complejos industriales sin sistemas de tratamiento de agua residual.
- Inadecuada Disposición de Residuos Sólidos

Impacto asociado

- Aumento en la concentración de nutrientes, compuestos químicos.
- Aumento en la concentración de Sólidos

Consecuencias

- Eutrofización del sistema
- Pérdida de diversidad



Actividad Antrópica

Movimiento de tierras y llenos
 Construcción de vías
 Canalización de cauces
 Ampliación de la frontera agropecuaria

Impacto asociado

Aumento en la concentración de sólidos
 Compactación de suelos
 Aumento en la conductividad del agua
 Sepultamiento de horizonte orgánico
 Aumento en velocidad de flujo

Consecuencias

Pérdida en la diversidad de hábitats
 Pérdida de capacidad hidráulica
 Colmatación de vasos
 Pérdida de hábitat
 Alteración en las propiedades hidráulicas del suelo



Actividad Antrópica

Ampliación de frontera urbana
 Construcción de vías

Impacto asociado

Fragmentación de cobertura vegetal
 Ocupación de llanura de inundación

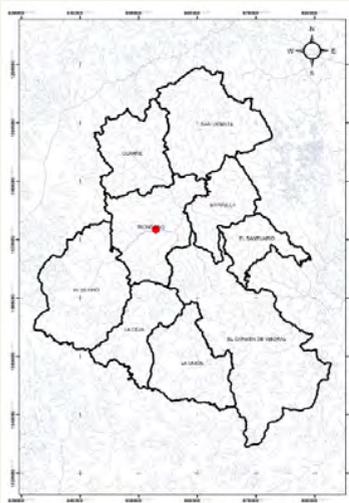
Consecuencias

Pérdida de hábitat
 Pérdida de diversidad
 Pérdida de función ecosistémica
 Servicios ambientales
 Alteraciones en las dinámicas hidrológicas e hidráulicas



Figura 2. Diccionario de presiones sobre los humedales estudiados

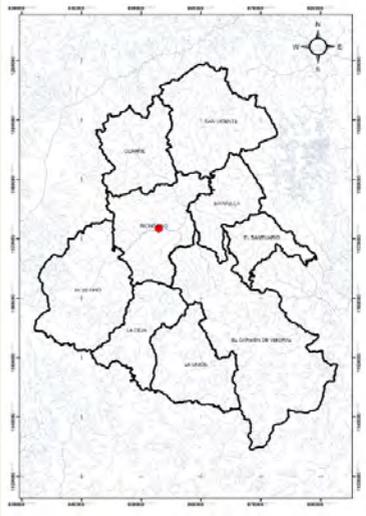
HUMEDAL GUADALCANAI (HGU)



Municipio	Rionegro
Espejo de agua	Permanente
Origen del humedal	Artificial
Coberturas aledañas	Árboles aislados, áreas degradadas
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Flujo mediante canal artificial permanente / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	

Figura 3. Humedal Guadalcanai (HGU)

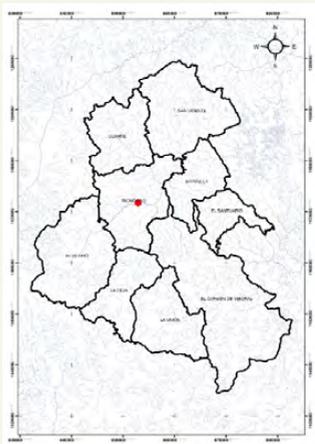
HUMEDAL LOTUS (HL)



Municipio	Rionegro
Espejo de agua	Permanente
Origen del humedal	Artificial
Coberturas aledañas	Árboles aislados, áreas degradadas
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	<div style="display: flex; gap: 10px;"> 1 3 8 9 </div>

Figura 4. Humedal Lotus (HL)

HUMEDAL MADRE VIEJA (HMV)



Municipio	Rionegro
Espejo de agua	Intermitente
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación fragmentada
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	

Figura 5. Humedal Madre Vieja (HMV)

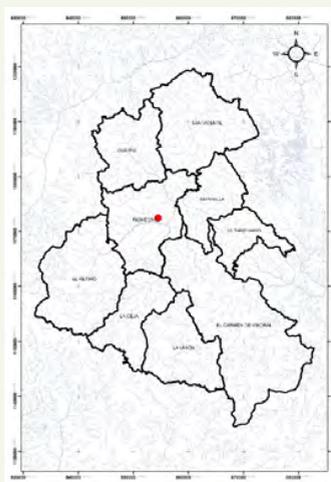
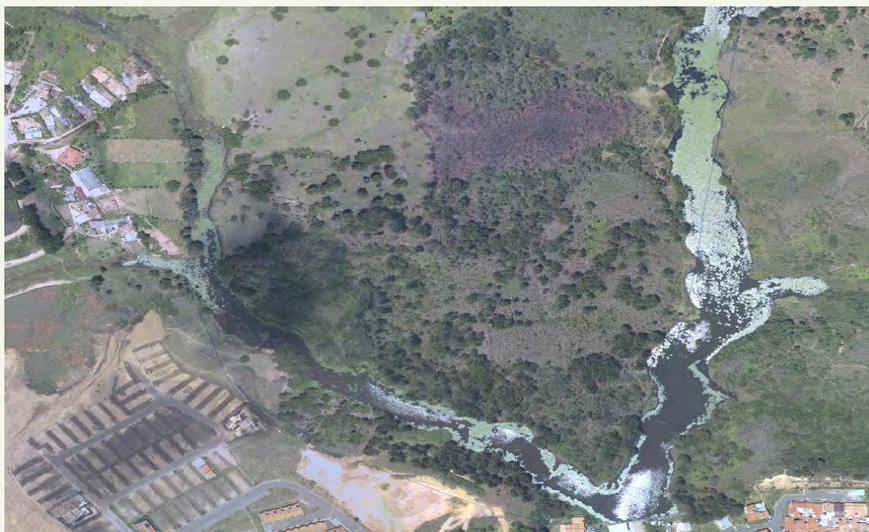
HUMEDAL ZONA E (HZE)



Municipio	Rionegro
Espejo de agua	Permanente
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Baja
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial.
Presiones	

Figura 6. Humedal Zona E (HZE)

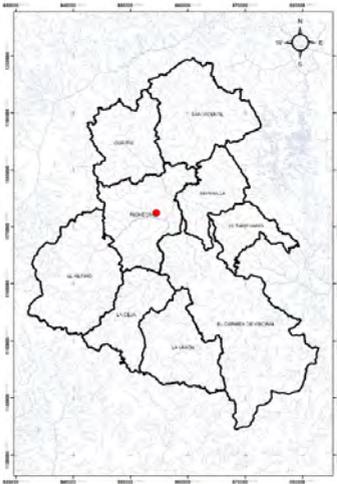
HUMEDAL EP RÍO (HEPR)



Municipio	Rionegro
Espejo de agua	Intermite
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Alta
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial.
Presiones	

Figura 7. Humedal EP RÍO (HEPR)

HUMEDAL EL LLANITO (HLL)



Municipio	Rionegro
Espejo de agua	Intermite
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Alta
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	

Figura 8. Humedal El Llanito (HLL)

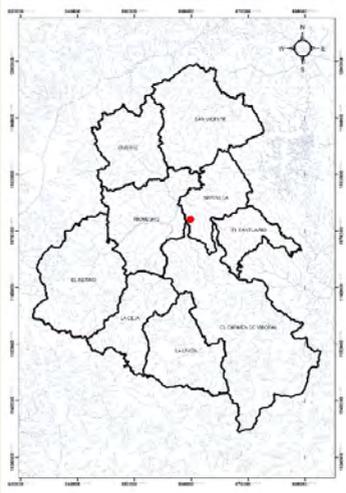
HUMEDAL UDEA (HUDA)



Municipio	El Carmen de Viboral
Espejo de agua	Permanente
Origen del humedal	Artificial
Coberturas aledañas	Vegetación fragmentada, construcciones
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	1

Figura 9. Humedal UDEA (HUDA)

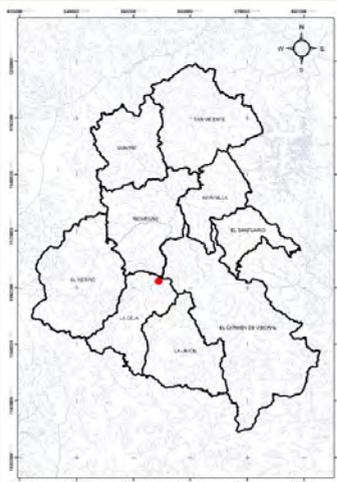
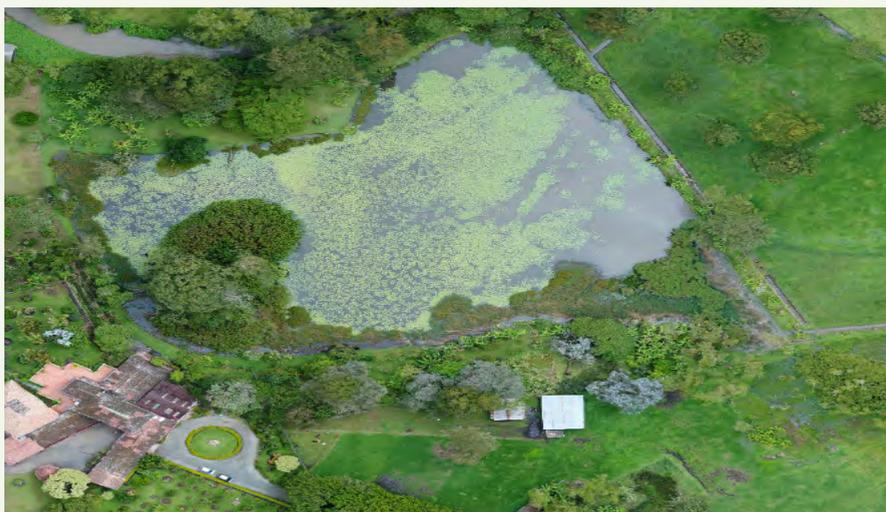
HUMEDAL CASCAJO (HC)



Municipio	Marinilla
Espejo de agua	Permanente
Origen del humedal	Artificial
Coberturas aledañas	Vegetación secundaria baja, áreas erodadas
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	

Figura 10. Humedal Cascajo (HC)

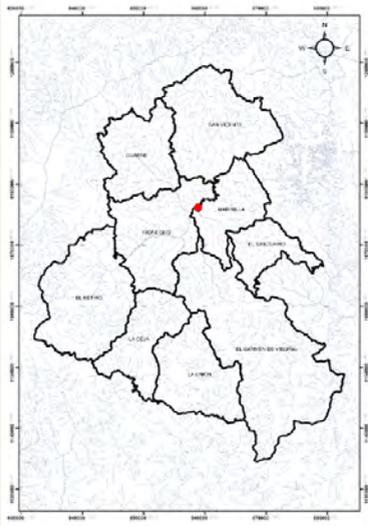
HUMEDAL LA MARÍA (HM)



Municipio	La Ceja
Espejo de agua	Permanente
Origen del humedal	Artificial
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Baja
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	3 7 8

Figura 11 Humedal La María (HM)

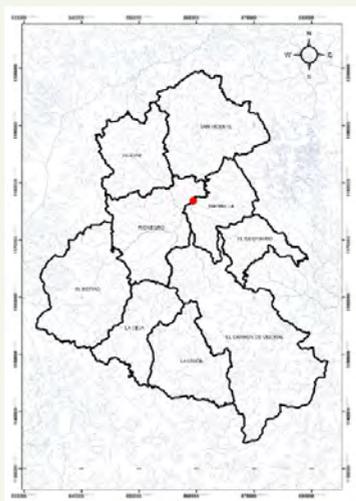
HUMEDAL RTVC (HRTVC)



Municipio	Marinilla
Espejo de agua	Intermitente
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Baja
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	<div style="display: flex; gap: 10px;"> <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 25px; height: 25px; display: flex; align-items: center; justify-content: center;">2</div> <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 25px; height: 25px; display: flex; align-items: center; justify-content: center;">3</div> <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 25px; height: 25px; display: flex; align-items: center; justify-content: center;">7</div> <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 25px; height: 25px; display: flex; align-items: center; justify-content: center;">8</div> </div>

Figura 12 Humedal RTVC (HRTVC)

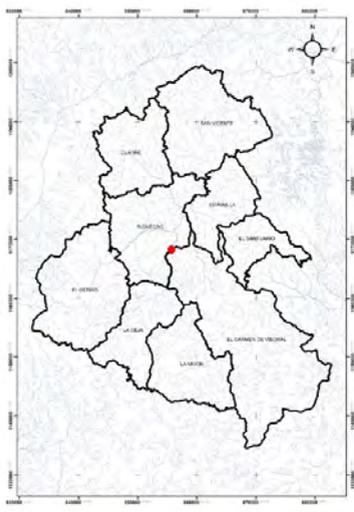
HUMEDAL GALICIA (HG)



Municipio	Marinilla
Espejo de agua	Intermitente
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Baja
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	<div style="display: flex; gap: 10px;"> 1 3 4 7 8 </div>

Figura 13. Humedal Galicia (HG)

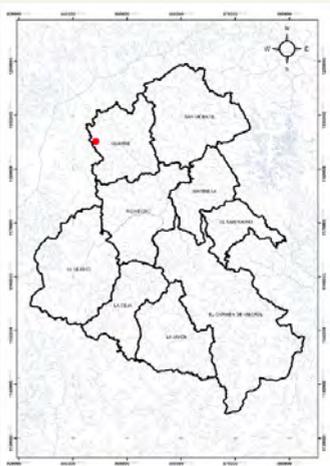
HUMEDAL QUIRAMA (HQ)



Municipio	Marinilla
Espejo de agua	Intermitente
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Baja
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	<div style="display: flex; gap: 10px;"> <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 25px; height: 25px; display: flex; align-items: center; justify-content: center;">1</div> <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 25px; height: 25px; display: flex; align-items: center; justify-content: center;">3</div> <div style="border: 1px solid black; border-radius: 50%; width: 25px; height: 25px; display: flex; align-items: center; justify-content: center;">7</div> </div>

Figura 14. Humedal Quirama (HQ)

HUMEDAL PARQUE DEL FIQUE (HPF)



Municipio	Guarne
Espejo de agua	Permanente
Origen del humedal	Natural
Coberturas aledañas	Vegetación Secundaria Alta y Baja
Condición hidrológica	Intercambio con acuífero / Alimentación con escorrentía superficial / Interacción con pulso de inundación
Presiones	3 4 7

Figura 15. Humedal Parque del Fique (HPF)

Referencias Bibliográficas

Guarin, F. A. (2008). Caracterización y estudio de la vegetación del oriente antioqueño. Universidad Católica de Oriente.

Hermelin, M. A. (2003). El paisaje antioqueño. *Revista Universidad EAFIT*, No. 130 abril-mayo 2003.

IDEAM. (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014*. Bogotá, D. C.: IDEAM.

Junk, W. J., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pp: 11-127. En: D. P. Dodge (Ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science.

Ramsar. (2006). *Manual de la Convención de Ramsar* (4° ed.). Secretaría de La Convención de Ramsar, 4(4), 93-99.

Zapata D., Barrera M., Gómez R. y L. Naranjo. (Eds.). (2017). *Plan de Crecimiento Verde y Desarrollo Compatible con el Clima en el Oriente antioqueño*. Cali: Alianza Clima y Desarrollo, Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare, Fundación Natura.

CAPÍTULO 5

Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño





Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los humedales del Altiplano del Oriente antioqueño

Juan José García Duque¹, Carlos Augusto Benjumea Hoyos², Mario Alberto Quijano-Abril¹

Introducción

El agua, además de ser una sustancia imprescindible para la vida, por sus múltiples propiedades, es ampliamente utilizada en actividades diarias, tales como la agricultura (70% al 80%), la industria (20%), usos doméstico (6%), entre otras, convirtiéndose en uno de los recursos más apreciados en el planeta (Pulido et al., 2017), es así como las principales razones para el establecimiento de programas de monitoreo de la calidad del agua tienen que ver con la necesidad de verificar si la calidad del recurso cumple con las condiciones para los usos requeridos, con la determinación de las tendencias de la calidad del ambiente acuático y con cómo este se ve afectado por el vertimiento de contaminantes y nutrientes originados por actividades humanas en las diferentes fuentes hídricas.

Es importante conservar y mantener la calidad de las fuentes naturales y artificiales de agua, de manera que se garantice su sostenibilidad y aprovechamiento para las futuras generaciones. Este objetivo se puede lograr con la implementación de programas de

¹ Grupo de Investigación Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Colombia.

² Grupo de investigación Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Colombia

monitoreo, que permitan entre otros: Identificar áreas donde no se estén cumpliendo los estándares de calidad, así como identificar fuentes de descarga de contaminantes.

En este capítulo se presentan los resultados de las jornadas de muestreo realizadas en 13 humedales del Altiplano del Oriente antioqueño. En los monitoreos se realizó la medición de variables físicas, químicas y microbiológicas, con el fin de dar cuenta del estado de los humedales en cuanto a su composición y calidad.

Metodología

La caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos se realizó con el fin de conocer el estado de la calidad de agua de los humedales muestreados, teniendo en cuenta que esta es la base que finalmente soporta y regula los procesos bióticos, ya que determina, en gran medida, la estructura, composición y función de los sistemas acuáticos analizados.

Para ello se realizaron análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, como: pH, concentración de oxígeno, conductividad, turbiedad, DBO₅, DQO, Coliformes fecales, Coliformes totales, Sólidos Totales (ST), Sólidos Disueltos Totales (SDT), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Nitritos, Nitratos, Nitrógeno amoniacal, fosfatos y fósforo total (Tabla 1). El resultado esperado de este proceso será determinar la calidad del agua y la evaluación del estado trófico.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y Microbiológicos Muestreados

Parámetro	Método
pH (Unidades de pH)	Potenciométrica sonda multiparamétrica HACH HQ40d (In-Situ)
Temperatura (°C)	Sensor de temperatura sonda multiparamétrica HACH HQ40 (In-Situ)
OD mg/l O ₂)	Oxígeno disuelto luminiscente(LDO) sonda multiparamétrica HACH HQ40 (In-Situ)
Saturación Oxígeno (%)	Oxígeno disuelto luminiscente(LDO) sonda multiparamétrica HACH HQ40 (In-Situ)
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Conectividad de 4 polos de grafito sonda multiparamétrica HACH HQ40 (In-Situ)
DQO (mg/l -O ₂)	Standard Methods 5220 C
DBO ₅ (mg/l -O ₂)	Standard Methods 5210 B,4500 -O-G
ST (mg/l)	Standard Methods 2540 B
SST (mg/l)	Standard Methods 2540

Parámetro	Método
SDT (mg/l)	Cálculo a partir de ST y SST
Fosforo total (mg/l -P)	Standard Methods 4500-P B,E
Ortofosfatos (mg/l PO ₄ -P)	Standard Methods 4500-P B,E
Nitratos (mg/l NO ₃ -N)	Standard Methods 4500-NO-3 E
Nitritos (mg/l NO ₂ -N)	Standard Methods 4500-NO- 2 B
Nitrógeno amoniacal (mg/l NH ₃ -N)	Standard Methods 4500-NH ₃ B,C
Coliformes totales (U.F.C /100ml)	Standard Methods 9222 B y 9222H U.F.C. 35 ± 0,5 °C 24 ± 0.5 °C
Escherichia Coli (U.F.C /100ml)	Standard Methods 9222 B y 9222H U.F.C. 35 ± 0,5 °C 24 ± 0.5 °C

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

La toma de muestras de agua se realizó de forma manual, seleccionando 3 sitios de muestreo por humedal, de manera que se tuvieran muestras aleatorias y representadas que incluyeran muestreos compuestos vertical y horizontalmente. Todas las muestras fueron tomadas directamente del cuerpo de agua mediante el uso de botes, trajes especializados y botellas muestreadoras. Posteriormente, las muestras fueron almacenadas en recipientes plásticos y se preservaron en nevera a una temperatura de 4°C. Finalmente, fueron analizadas en laboratorio de análisis de agua de Cornare con base a los procedimientos descritos bajo la metodología de referencia Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012). Adicionalmente, en cada sitio de muestreo fueron medidas 5 variables fisicoquímicas, mediante el uso de equipo multiparámetro (Figura 1 y Tabla 1).



Figura 1. Toma de muestras análisis de agua.

Resultados y Discusión

Parámetros Físicoquímicos y Microbiológicos

A continuación, se presentan los resultados de los 17 parámetros físicoquímicos y microbiológicos determinados mediante toma de muestras In Situ y análisis de laboratorio. Estas variables fueron determinadas con el fin de conocer el estado de la calidad del agua en los diferentes cuerpos de agua lenticos muestreados.

pH y Temperatura

El pH es una medida de la acidez o alcalinidad de una sustancia o disolución y se define como el negativo del logaritmo en base 10 de la concentración de iones de hidrógeno. Esta escala va desde 0 hasta 14, siendo 7 la condición neutra (Chapman 1996). El pH de los humedales muestreados varió entre los 5,5 y los 7,4 unidades de pH (Figura 2); según los análisis realizados, algunos humedales como Zona E, Lotus y Gaudalcanai presentan los valores más altos con 7,7, 7,4, y 7,1 unidades de pH, respectivamente. Mientras con los humedales Galicia, Cascajo y UdeA, presentan los valores más bajos con 5,3, 5,4 y 6,0 unidades de pH. Lo anterior evidencia poca fluctuación en los valores de pH para todos los humedales, los cuales se encuentran dentro de un rango óptimo para el correcto desarrollo de las dinámicas acuáticas. Esto es importante, puesto que el pH es uno de los parámetros de los cuales depende, en gran medida, la existencia de la fauna íctica. Estos valores de pH permitirán el desarrollo de peces y otros organismos que funcionan como base de la cadena trófica y que finalmente soportarán otros organismos dentro del ecosistema; además de ello, los valores encontrados no representan elevada acidez o alcalinidad, lo cual es importante porque cualquiera de los dos extremos puede romper el balance químico del agua, causando condiciones, en muchas ocasiones, perjudiciales para los organismos adaptados. Según Roldan y Ramírez, (2008); Margalef, (1983) los valores de pH hallados se encuentran en rangos óptimos para algunos procesos biológicos, tales como la respiración y la fotosíntesis, lo que contribuye, entre otras cosas, a aumentar la función ecosistémicas, teniendo en cuenta todas las organizaciones de materia viva.

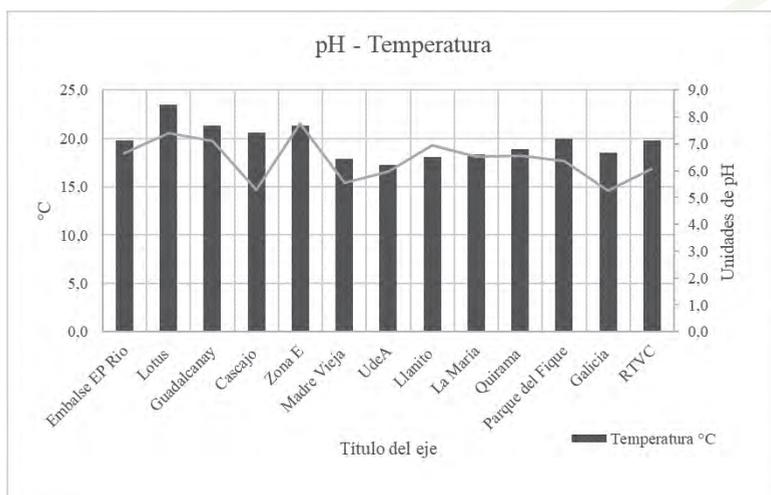


Figura 2. Análisis de pH y temperatura.

Oxígeno disuelto

En un cuerpo de agua se produce y a la vez se consume oxígeno. La producción de oxígeno está relacionada con la fotosíntesis, mientras el consumo dependerá de la respiración, descomposición de sustancias orgánicas y otras reacciones químicas. También puede intercambiarse oxígeno con la atmósfera por difusión o mezcla turbulenta. La concentración total de oxígeno disuelto (OD) dependerá del balance entre todos estos fenómenos, Si es consumido más oxígeno que el que se produce y capta en el sistema, el valor de O_2 caerá, pudiendo alcanzar niveles por debajo de los necesarios para la vida de muchos organismos (Villasenor-Casales 1979). Los peces son particularmente sensibles a la hipoxia. Los valores de oxígeno en los humedales estudiados se encuentran en su mayoría entre los 3 y 7,5 mg/l O_2 (Figura 3); Sin embargo, a excepción de algunos humedales como Lotus, Zona E, Madre Vieja, La María y Parque del Fique, los sitios muestreados presentan condiciones de oxígeno muy cercanas o por debajo de 3 mg/l O_2 . Particularmente, algunos humedales como Cascajo, Llanito, Quirama y Galicia presentan valores de oxígeno, incluso por debajo de 1 mg/l. Según Ott, (1987) esas concentraciones producen un estado dentro de los cuerpos de agua que se denomina hipoxia, en las cuales las especies ícticas pueden verse afectadas, específicamente algunos organismos sensibles a condiciones adversas. Sin embargo, el humedal “Zona E” presenta concentraciones superiores a los 7,5 mg/l O_2 , lo que indica que presenta condiciones buenas y adecuadas para la vida de la gran mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos. En general, debido a las bajas concentraciones de DBO y DQO (Figura 3) obtenidas en este estudio, se puede afirmar que el principal factor de consumo de oxígeno libre es la oxidación de materia orgánica por respiración a causa de microorganismos descomponedores (bacterias heterotróficas aerobias)

presentes principalmente en el sedimento, así como al consumo bentónico (Esteves, 1998). Sin embargo, en los humedales se presenta, además, consumo de oxígeno por oxidación química de materia orgánica u oxidación fotoquímica por luz ultravioleta, dado principalmente por los bajos valores de sólidos disueltos hallados en los análisis realizados.

Por su parte, en los análisis de Saturación de oxígeno, se obtiene que en términos generales, los humedales analizados muestran porcentajes de saturación muy heterogéneos (Figura 3). Según los análisis realizados los humedales con mayores valores de saturación de oxígeno son: Zona E, Lotus, La María Parque del Fique, La María RTVC y Madre Vieja 110%, 66.6%, 53.4%, 48.3%, 47.76% 36.4% respectivamente. Sin embargo, algunos otros humedales como Galicia y Cascajo presentan valores muy bajos (16% y 9% respectivamente) Según Villasenor-Casales (1979), estos porcentajes muestran valores de saturación aceptables y pobres, lo cual indica que pueden presentarse problemas de crecimiento y reducciones en las poblaciones de peces o de organismos acuáticos que son más sensibles a este tipo de afectaciones, específicamente en los humedales que obtienen valores menores al 20% (Figura 3). Además de ello, los valores bajos de oxígeno dan cuenta de una mayor demanda de oxígeno, que como se mencionó anteriormente, está dada principalmente por consumo bentónico. Esto puede deberse a procesos de descomposición natural que se presentan en los humedales o también a descargas de agua residual que puedan estarse presentando. El humedal cascajo, específicamente muestra valores de oxígeno y saturación de oxígeno muy bajos, esto puede deberse, como ya se mencionó, a descargas sobre los cuerpos de agua que contribuyen al agotamiento del oxígeno y al incremento de otro tipo de gases, como el metano (Sardiñas, Chiroles, Fernández, Hernández Yusaima y Pérez, 2006) a los desechos urbanos y domésticos, afectando la biodiversidad acuática. El objetivo de este trabajo fue evaluar las características físico-químicas y microbiológicas del agua de la presa El Cacao del municipio Cotorro en la Ciudad de La Habana (Cuba No obstante, algunos humedales como “Zona E”, presentan valores de porcentajes de saturación superiores al 100%. Esto indica condiciones de agua supersaturadas. Sin embargo, esto no quiere decir que el humedal permanezca en estas condiciones. Según Alpuche, (2005), en algunos humedales con buenas condiciones de oxígeno pueden presentarse condiciones de saturaciones elevadas durante algunos momentos del día, específicamente en horas de la mañana, lo que puede indicar, sumado a otros parámetros analizados, la buena calidad del cuerpo de agua.

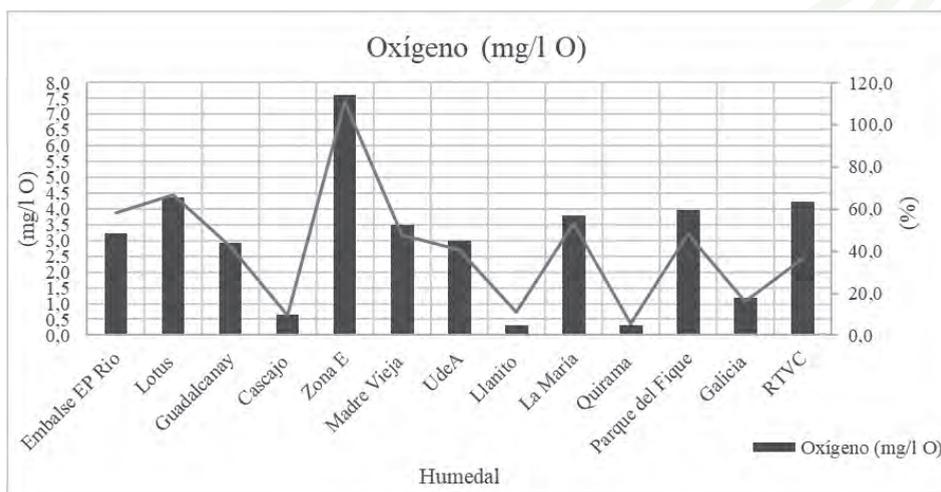


Figura 3. Comportamiento de oxígeno disuelto.

Conductividad

La conductividad es una medida de la capacidad de una solución acuosa para transmitir una corriente eléctrica. Esta capacidad de conducción depende de la presencia de sólidos disueltos en el medio estudiado, específicamente de sus iones. Según Olías (2005), algunos compuestos como los nitratos, sulfatos y fosfatos aumentan la conductividad. De acuerdo a los análisis realizados, los humedales con mayores valores de conductividad son Lotus, Zona E y Galicia con valores de $82,6 \mu\text{S}/\text{cm}$, $82,4 \mu\text{S}/\text{cm}$ y $64,2 \mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. No obstante, algunos otros humedales como Llanito, Cascajo y Madre Vieja obtuvieron los valores más bajos con $22,0 \mu\text{S}/\text{cm}$, $21,9 \mu\text{S}/\text{cm}$ y $21,63 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 4). En términos generales, la mayoría de los valores de conductividad obtenidos en los análisis de agua, muestran valores que se encuentran por debajo de los $45 \mu\text{S}/\text{cm}$. Según Villaseñor-Casales (1979) estos valores de conductividad indican presencias bajas de compuestos ionizados, así como otro tipo de compuestos inorgánicos como aceites, fenoles, alcoholes, entre otros, que son perjudiciales para la calidad de los cuerpos de agua analizados. No obstante, algunos humedales como “Zona E” y “Lotus” y “Galicia” presentaron valores superiores ($> 50 \mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 4). Estos registros de conductividad siguen siendo bajos con relación al tipo de ecosistemas estudiados. Sin embargo, si pueden dar cuenta de la presencia de cierto tipo de iones o concentraciones de sólidos como las sales en el medio; lo cual podría afectar las poblaciones íctica y organismos acuáticos en general (Villaseñor-Casales, 1979).

La conductividad eléctrica en lagos de zonas templadas varía principalmente de acuerdo con la profundidad, especialmente por los fenómenos de estratificación y circulación

que se producen, específicamente con los cambios de temperaturas. Según Roldan y Ramírez, (2008); Sierra, (2011) los humedales de montaña y alta montaña presentan valores de conductividad entre 20 y 50 ($\mu\text{S}/\text{cm}$); no obstante, estos valores se encuentran directamente relacionados con los valores de sólidos disueltos, los cuales se encuentran en valores bajos (Figura 5) según los análisis realizados. De igual manera se relaciona directamente con la cantidad de nutrientes que puedan presentarse en los cuerpos de agua (Figura 7 y Figura 8); estos valores se encuentran, según los análisis realizados, en unas concentraciones medias a bajas, principalmente para los nutrientes relacionados con el Nitrógeno (Nitrógeno amoniacal, Nitritos y Nitratos); lo que se puede relacionar con los bajos reportes encontrados para la conductividad eléctrica en los diferentes humedales estudiados.

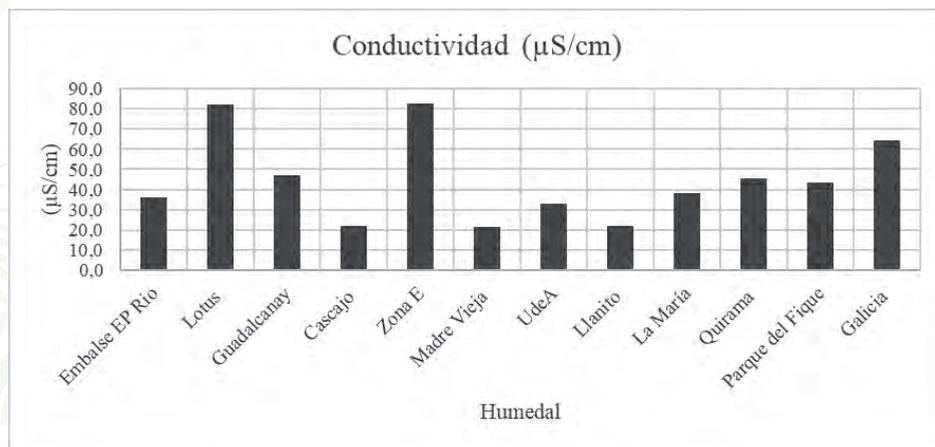


Figura 4. Comportamiento de la Conductividad eléctrica.

Sólidos

En los análisis físico-químicos se determinaron los sólidos totales, sólidos suspendidos totales y los sólidos disueltos totales en cada una de los puntos de interés. En términos generales los sólidos caracterizados se encuentran entre los 15 y los 100 mg/l (Figura 5); según Wetzel, (2001) los valores obtenidos para los diferentes tipos de sólidos son bajos, estos resultados pueden contribuir de manera positiva sobre la calidad del agua, debido a que este tipo de sustancias se encuentran relacionadas directamente con el color, la turbiedad y con la penetración de luz en el agua, permitiendo el intercambio de Oxígeno, CO_2 y demás componentes necesarios para conservar buenas características físico-químicas del agua. Por su parte, los sólidos suspendidos presentan valores muy bajos, lo que indica que el agua presenta, en su mayoría, sólidos de alta densidad que se precipitan con gran facilidad. Por otro lado, los sólidos totales presentan valores

bajos, a excepción de los humedales Madre Vieja y Quirama, con valores de 285,53 mg/l y 461mg/l respectivamente. Estos valores que se encuentran dentro del promedio de todos los humedales, pueden deberse principalmente a las bajas profundidades que estos presentan (entre 80 y 150 cm). Según Esteves (1998), los cuerpos de agua con profundidades someras tienden a presentar eventos de resuspensión de sólidos con mayor facilidad, lo que incrementa los valores de sólidos suspendidos y por ende los totales aumenten dentro del cuerpos de agua. No obstante, los valores de sólidos obtenidos no se encuentran catalogados como elevados, puesto que los valores normales en lagos y humedales pueden variar entre los 100 y los 300 mg/l, lo que agrupa los cuerpos de agua dentro de un rango normal, en términos de partículas sólidas totales, disueltas y suspendidas.

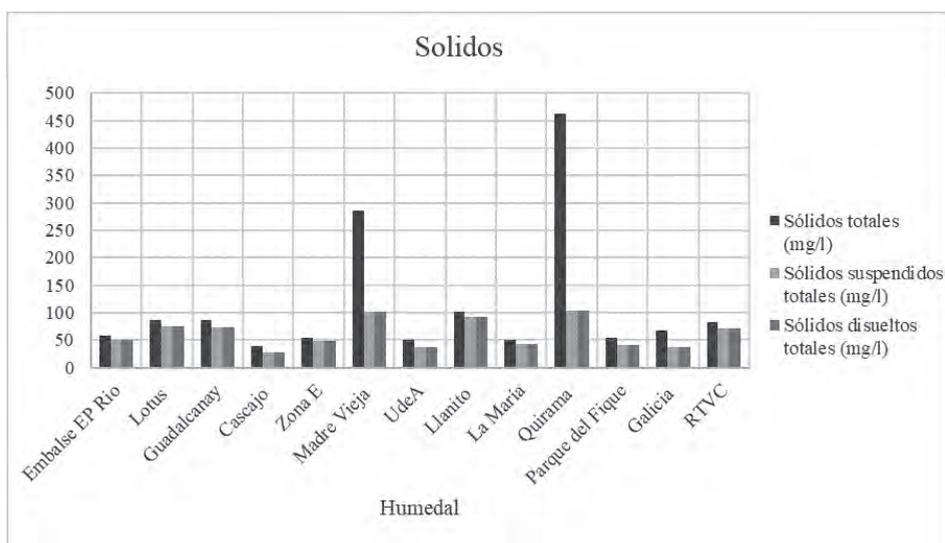


Figura 5. Comportamiento de las fracciones de Sólidos.

DBO y DQO

La DBO mide la cantidad de oxígeno requerida por microorganismos para degradar la materia orgánica en forma biológica. Es un proceso que indica la cantidad de materia orgánica biodegradable y generalmente se asocia con la contaminación de los cuerpos de agua. Este parámetro mide la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos en la oxidación química de la materia orgánica contenida en el agua, durante un intervalo de tiempo específico (5 días) y a una temperatura determinada ($20 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1$). Cuanto mayor sea la DBO, mayor es la cantidad de materia orgánica degradable. Según los análisis realizados para los humedales estudiados, se obtienen valores de DBO

entre los < 4 y los 36,8 (mg/l DBO₅) (Figura 6). Los humedales de Embalse EP Rio, Lotus, Guadalcanai, Cascajo, La María y Parque del Fique presentan valores por debajo del límite de detección (<4 mg/l DBO₅), lo que indica bajas cantidades de materia orgánica degradables en dichos cuerpos de agua. Resultados que contrastan ampliamente con los valores obtenidos para OD, donde se aprecia una tendencia a la hipoxia generalizada.

No obstante, algunos otros como “Madre Vieja”, “Quirama”, “Zona E” y “UdeA” presentan valores de 11,2, 14,3, 17,5 y 36,8 mg/l DBO₅, respectivamente (Figura 6). Con lo cual se evidencia que existen tasas más altas de descomposición debido principalmente a la presencia de materia orgánica en los humedales. Sin embargo, según Vizcaíno, (1974) estos valores se encuentran en un rango de poca contaminación, lo que evidencia, entre otras cosas, que existe un buen estado de calidad en los humedales analizados con respecto a la cantidad de materia orgánica biodegradable. Por su parte, La demanda Química de Oxígeno (DQO), corresponde a la cantidad de oxígeno requerida para oxidar completamente por medios químicos los compuestos orgánicos en CO₂ y agua. En términos generales, los análisis realizados muestran valores de DQO entre los 13,5 y 110,2 mg/l DQO -O₂ (Figura 6). Según Vizcaíno, (1974) estos valores se encuentran bajos, teniendo en cuenta que cuando existen vertimientos de tipo industrial o doméstico en los cuerpos de agua, se pueden encontrar valores de DQO de hasta 2000 mg/l DQO - O₂. Para este caso en específico, los mayores valores obtenidos se encuentran en los humedales “Madre vieja” “Quirama” y “RTVC”, los cuales arrojaron concentraciones de 71,8, 110,2 y 42,7 mg/l DQO - O₂, respectivamente (Figura 6). Para estos tres humedales, es posible hallar la relación de biodegradabilidad, la cual relaciona las concentraciones de la DBO y la DQO (DBO/DQO) (Margalef, 1983). Los cálculos arrojados de ambos humedales dan como resultados porcentajes de biodegradabilidad de 0,46, 0,15 y 0,12 respectivamente. Según Cuneca, (2017), si la relación DBO y DQO se encuentra entre 0 y 0,39 se presenta baja biodegradabilidad, si está entre 0,4 y 0,59 hay mediana biodegradabilidad y si está entre 0,6 y 1,00 es alta biodegradabilidad. Para estos casos en particular, el humedal Zona E se cataloga como de mediana degradabilidad, mientras que “Madre Vieja” y “Quirama” se encuentran catalogados con una baja biodegradabilidad, lo que indica, entre otras cosas, bajas cantidades de materia orgánica, lo que contribuye a que exista una buena calidad en los cuerpos de agua mencionados.

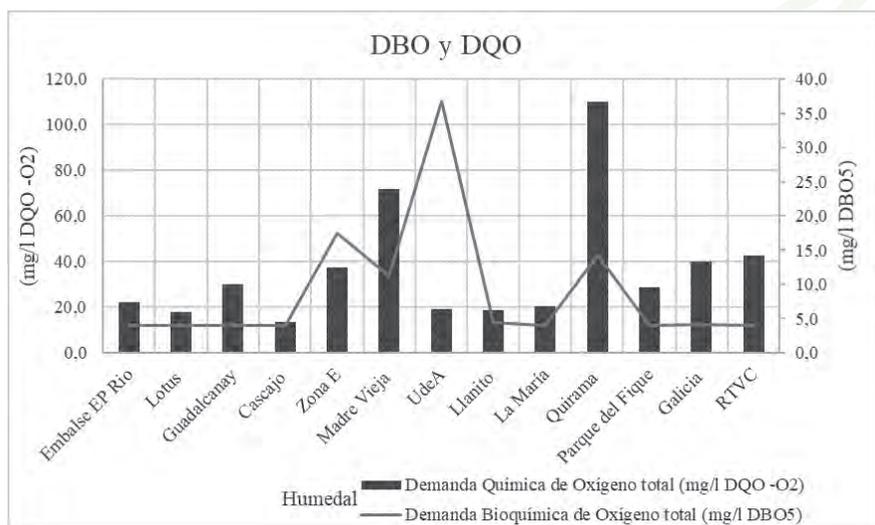


Figura 6. Comportamiento de DBO₅ y DQO.

Fósforo total y Ortofosfatos solubles

El fósforo es un elemento esencial para el crecimiento biológico. En el agua, este elemento se encuentra en 3 formas: ortofosfatos solubles, polifosfatos inorgánicos y fosfatos orgánicos. El ortofosfato es la forma más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como un parámetro de control en los procesos biológicos y de calidad del agua (Sánchez, 2000). Según los análisis realizados, todos los humedales presentan concentraciones de fósforo y ortofosfatos solubles menores al límite de detección (<0,098 mg/l -P y <0,010 mg/l PO₄ -P respectivamente) (Figura 7) a excepción de los humedales “Zona E” (valores de 0.2210 mg/l -P y 0.0359 mg/l PO₄), “Madre vieja” (valores de 0,3220 mg/l -P y 0,0115 mg/l PO₄) y “Quirama” (valores de 2.1 mg/l PO₄ -P y 0.304 mg/l PO₄) (Figura 7). Estos valores se encuentran dentro de un rango propicio para el desarrollo de micro algas y macrofitas acuáticas, tal y como se observó en cada uno de los humedales estudiados. Las concentraciones obtenidas para el fósforo total, evidencian una buena disponibilidad de este macronutriente, principalmente en los humedales Zona E, Madre Vieja, y Quirama; donde sus concentraciones se pueden clasificar como aguas de intermedia a mala calidad, según lo planteado por Cunha, Calijuri y Lamparelli, (2013).

Por otro lado, los ortofosfatos solubles presentan valores medios a bajos, contribuyendo a la generación de algas planctónicas y por ende a una posible eutrofización del agua. Según Ramirez y Viña (1998), los cuerpos de agua se catalogan como cuerpos de agua tendientes a la eutrófia, los cuales se caracterizan por presentar una alta

productividad primaria. Estos cuerpos de agua presentan concentraciones apreciables de micronutrientes y macronutrientes, dentro de los que se encuentran el fósforo, Nitrógeno y todas sus formas, lo que conlleva a que se generen procesos de eutrofización.

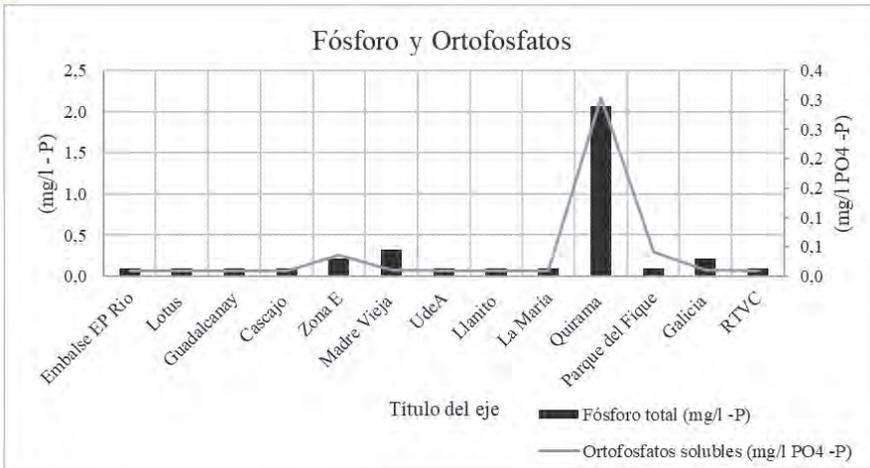


Figura 7. Comportamiento del fósforo total y ortofosfatos.

Nitrógeno amoniacal, Nitritos y Nitratos

El Nitrógeno es esencial para todos los organismos vivos y es un nutriente muy importante para el crecimiento de los organismos fotosintéticos. Este compuesto es de suma importancia, puesto que son los responsables del crecimiento de los organismos animales y vegetales en el medio acuático. Según Sierra (2011), los compuestos nitrogenados del agua provienen principalmente de la degradación de la materia orgánica muerta, que a su vez ha sido absorbida de la atmósfera para su metabolismo. De acuerdo a los resultados obtenidos en la caracterización realizada, se obtiene un valor de Nitrógeno amoniacal de 0,48 mg/l NH₃ -N para el embalse EP Río y de 6.1 mg/l NH₃ -N para el humedal Quirama. No obstante, los humedales restantes presentan valores por debajo del límite de detección (<0,40 mg/l NH₃ -N) (Figura 8). Generalmente las aguas con elevados valores de Nitrógeno, no solo comprometen la calidad del agua de los humedales sino a toda su cuenca hidrográfica, debido a tres principales factores: el aumento de la acidez, el desarrollo de eutrofización y el aumento de las concentraciones hasta niveles tóxicos. Para este caso en particular, no se presentan concentraciones elevadas de Nitrógeno amoniacal. Por el contrario, se encuentran valores razonables, ya que según Sánchez (2000) valores altos de este compuesto pueden contribuir con el agotamiento del oxígeno y la eutrofización de las aguas cuando se encuentra en elevadas concentraciones. Por el contrario, valores bajos de nitrógeno son necesarios también

para un adecuado tratamiento y descomposición de materia orgánica. Por su parte, los Nitratos y Nitritos son compuestos iónicos que se encuentran en la naturaleza, formando parte del ciclo del nitrógeno. El nitrato (NO_3) es la forma estable de las estructuras oxidadas del nitrógeno, y a pesar de su baja reactividad química, puede ser reducido por acción microbiológica. El nitrito (NO_2), es oxidado con facilidad por procesos químicos o biológicos a nitrato, o bien reducido originando diversos compuestos. Generalmente, las altas concentraciones de Nitritos y Nitratos son indicativas de contaminación por carácter fecal o biológico. Según los análisis realizados, todos los humedales a excepción de “Zona E”, presentan valores por debajo del límite de detección ($<0,100 \text{ mg/l NO}_3 - \text{N}$ y $<0,002 \text{ mg/l NO}_2 -\text{N}$) (Figura 8). Los valores más elevados de estos parámetros se registran para el humedal “Zona E”, con concentraciones de $0,7805 \text{ mg/l NO}_3 - \text{N}$ y $0,033 \text{ mg/l NO}_2 -\text{N}$. Estos valores se pueden clasificar como bajos, ya que según Belakang, (2004), en aguas naturales los rangos óptimos para los Nitritos y Nitratos oscilan entre los $0,1$ y $0,2 \text{ mg/l}$, lo cual no supone una problemática para el desarrollo de la vida íctica y el establecimiento de buenas condiciones ecosistémicas.

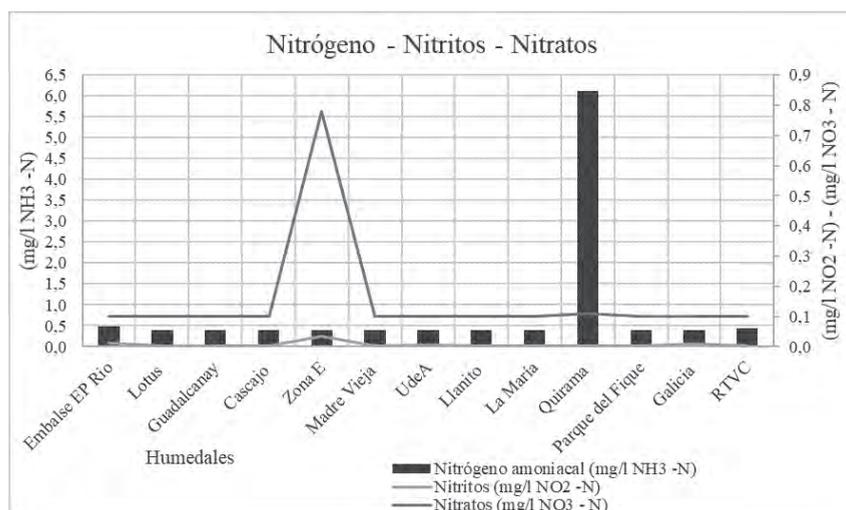


Figura 8. Comportamiento de Nitrógeno amoniacal, Nitritos y Nitratos

Coliformes totales y Escherichia Coli

Los coliformes totales son un grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características bioquímicas en común, y una especial relevancia debido a que pueden ser catalogados como indicadores de contaminación de las aguas, debido a que las bacterias

de este género se encuentran principalmente en el intestino de los humanos y animales de sangre caliente. Dentro de los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica, se evidencia valores de coliformes totales entre los 6000 y los 135000 U.F.C /100ml. Algunos humedales como Quirama (135.000 U.F.C /100ml), Madre Vieja (73.000 U.F.C /100ml), Galicia (45.000 U.F.C /100ml) y UdeA (40.000 U.F.C /100ml) presentan los valores más altos de coliformes totales, mientras que los otros se encuentran en un promedio entre 6000 y 20000 U.F.C /100ml. Por su parte, la cuantificación de *Escherichia Coli* es uno de los parámetros microbiológicos más relevantes en los análisis de calidad de agua. Un alto nivel de bacterias coliformes fecales (*E Coli*), por lo general indica la presencia en el agua heces y otros materiales orgánicos sin tratar, que pueden tener un serio impacto en el ambiente. Según los análisis realizados, los humedales presentan valores de *E coli* por debajo de 200 U.F.C /100ml. Estos valores indican baja contaminación por materia fecal en los cuerpos de agua analizados, teniendo en cuenta su relación con los Coliformes totales. No obstante, algunos humedales como “Guadalcanai” y “Madre Vieja” presentan valores de 975 y 1000 U.F.C /100ml, respectivamente. Estos son considerados como una contaminación alta por heces fecales. En el caso específico del humedal Guadalcanai, puede deberse a descargas o vertimientos que se presenten en el cuerpo de agua. Por su parte, los resultados obtenidos en el humedal “Madre vieja”, pueden deberse también a materia fecal proveniente de animales, debido a que al tratarse de una zona anegada (no inundable) facilita la presencia de equinos y similares que aportan materia fecal a las aguas. Estos valores de *E Coli* pueden traer consigo problemáticas ambientales debido a que la materia orgánica que acoge a la bacteria se descompone aeróbicamente, lo que puede disminuir los niveles de oxígeno y causar la muerte de peces y otros ejemplares de la vida silvestre que dependen de este. La presencia de contaminantes fecales en el agua también contribuye al crecimiento de algas y malezas acuáticas, que también son capaces de reducir los niveles de oxígeno y de bloquear el flujo continuo de agua.

En términos generales, todos los humedales presentan valores superiores a los estándares de calidad de agua para la destinación del recurso para fines recreativos mediante contacto secundario, los cuales son de 5000 UFC/100ml y pueden ocasionar problemas de salubridad y enfermedades de origen hídrico (Chalarca, Mejía y Aguirre, 2007).

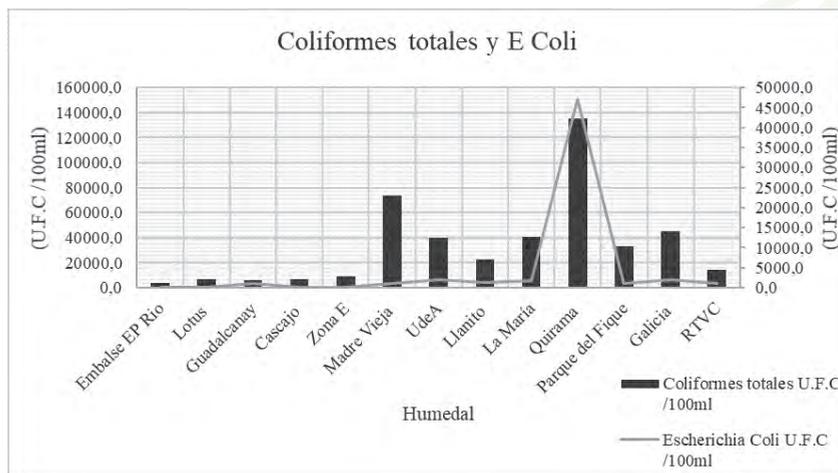


Figura 9. Análisis de Coliformes totales y E. Coli.

Estado Trófico

La clasificación del estado trófico en los ambientes lenticos es un parámetro de gran relevancia para determinar la calidad del agua en función de la presencia de nutrientes, principalmente fósforo total. El estado trófico refleja la influencia antropogénica en la calidad del agua y el funcionamiento ecológico de humedales, lagos, embalses y cuerpos de agua en general. Para la determinación del estado trófico de los humedales de interés en el valle de San Nicolás, se implementó el modelo del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), más específicamente el desarrollado por Salas y Martino (1991) para sistemas cálidos tropicales a partir de la concentración de fósforo total.

La clasificación presentada por Salas y Martino (1991) es considerada una de las más adecuada para determinar la condición trófica de sistemas lenticos tropicales (Cunha, Calijuri y Lamparelli, 2013), en comparación con la derivada del índice propuesto por Carlson (Petruccio, Barbosa y Furtado, 2006).

Tabla 2. Estado trófico de los humedales, modelo Salas y Martino (1991)

Humedal	Fósforo total (mg/m ³ -P)	Estado trófico
Embalse EP Rio	98	Eutrófico
Lotus	98	Eutrófico
Guadalcanaí	98	Eutrófico
Cascajo	98	Eutrófico

Humedal	Fósforo total (mg/m ³ -P)	Estado trófico
Zona E	221	Hipertrófico
Madre Vieja	322	Hipertrófico
UdeA	98	Eutrófico
Llanito	98	Eutrófico
La María	98	Eutrófico
Quirama	2071	Hipertrófico
Parque del Fique	98	Eutrófico
Galicia	212	Hipertrófico
RTVC	98	Eutrófico

Los sistemas evaluados mediante la metodología referenciada anteriormente, se encuentran en el nivel eutrófico e hipertrófico; lo cual indica una alta disponibilidad de nutrientes (Margalef, 1983), tal como se evidenció en los resultados fisicoquímicos obtenidos en las diferentes campañas de campo para los diferentes sistemas estudiados.

La alta presencia y disponibilidad de macro nutrientes (Nitrógeno y fósforo) evidencia un grado importante de intervención antrópica relacionada con vertimientos de aguas residuales, escorrentía y lixiviación de aditamentos nutritivos agropecuarios y una posible resuspensión de fósforo desde los sedimentos hacia la columna de agua, relacionada con el proceso de descomposición de las macrófitas del ecosistema (Wetzel, 2001); las cuales se evidenciaron en alta presencia en la mayoría de los humedales analizados.

Una de las características principales de estos sistemas es su baja profundidad, con lo cual la disponibilidad y recirculación de nutrientes es constante e influenciada por los sedimentos, los cuales son un reservorio importante de estos elementos en sistemas rasos tropicales (Pulido-López y Pinilla-Agudelo, 2017).

Los resultados tróficos obtenidos en cada uno de los humedales reflejan un grado de afectación alto en cuanto a la calidad fisicoquímica (Tabla 2), lo cual se ve representado en variables de importancia como el oxígeno disuelto, que reflejó concentraciones bajas tendientes a la hipoxia y en algunos casos a la anoxia del sistema acuático. Casos similares fueron reportados por Castro y Pinilla (2014), donde se encontró que el humedal de Guaymaral tiene condiciones malas a moderadas; y el humedal Juan Amarillo tiende a presentar malas condiciones permanentemente, lo que indica que son humedales contaminados.

Conclusiones

En términos generales, existe una homogeneidad en los resultados obtenidos para todos los humedales, es decir, en su mayoría todos presentan concentraciones similares de algunos parámetros como oxígeno, sólidos, demanda de oxígeno, nutrientes, entre otros.

Algunos humedales como Madre vieja, Quirama, Galicia y UdeA, presentan valores superiores de DBO y DQO, lo que podría indicar un aporte de materia orgánica significativo, bien sea por descargas directas a los cuerpos de agua o por algunas otras actividades como la ganadería, los cuales pueden incrementar este tipo de concentraciones, y por ende, disminuir la salud de los ecosistemas.

Con respecto a los nutrientes, se obtuvo que a excepción del humedal Quirama, todos se encuentran en valores por debajo de 0,5 e incluso por debajo del límite de detección. Lo anterior es importante puesto que las altas concentraciones de este tipo de compuestos, pueden llevar a aumentos en la acidez de los cuerpos de agua, el agotamiento de oxígeno, la eutrofización, entre otros.

Por su parte, los Coliformes totales y fecales se mantuvieron en un rango menor a 30.000 UFC en la mayoría de los casos. Algunos humedales puntuales como Madre vieja, UdeA, La María, Quirama, Parque del Fique y Galicia, presentan valores superiores a los 40.000 U.F.C, sin embargo, solo el humedal Quirama supera los 100.000 UFC, lo que indica que estos últimos pueden tener aportes significativos de materia orgánica, específicamente por la descarga de aguas residuales directas a los cuerpos de agua.

Al analizar el estado trófico de los humedales muestreados, se obtiene que los humedales Zona E, Madre vieja, Quirama y Galicia presentan un estado trófico definido como Hipertrófico, los cuales evidencian una alta presencia de macronutrientes, lo cual a su vez es signo de un grado importante de intervención antrópica.

En términos generales, se obtiene que todos los humedales presentan condiciones mínimas para el adecuado desarrollo de la vida acuática de especies superiores, algunos parámetros como la concentración de oxígeno, de sólidos o de materia orgánica, se encuentran en el límite para el correcto desarrollo del metabolismo del ecosistema.

Referencias Bibliográficas

Alpuche, J., Pereyra, A. y Agundis, C. (2005). Respuestas bioquímicas de camarones marinos a factores ambientales (Biochemical responses in shrimps to marine environmental factors). *Redvet*, 5(3), 1695–7504. Recuperado DE <http://www.veterinaria.org/revistas/redvet>

De Miguel- Feranndez, C. y Vásquez-Taset Y. M. (2006). Origen de los nitratos (NO_3) y nitritos (NO_2) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. Instituto Superior Minero Metalúrgico de Moa. *Minería y Geología* v. 22 n. 3.

Castro, D., Pinilla, G.A. (2014). Periphytic diatom index for assessing the ecological quality of the Colombian Andean urban wetlands of Bogotá. *Limnética*, 33 (2): 297-312.

Chalarca, D., Mejía, R. y Aguirre, N. (2007). Aproximación a la determinación del impacto de los vertimientos de las aguas residuales domésticas del municipio de Ayapel, sobre la calidad del agua de la ciénaga. *Revista Facultad de Ingeniería*, 40, 41–58.

Chapman, D.V. (1996). “Water Quality Assessments: A guide to use Biota, Sediments and Water” Environmental Monitoring. 2° ed. Londres: UNESCO, WHO, UNEP. E. y FN Spon.

Carlson, R. E. (1997). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361–369.

Cunha, D.G.F., Calijuri, M.C. y Lamparelli, M.C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). *Ecological Engineering*. 60: 126– 134.

Cuenca, G., Intriago, F. (2017). Comportamiento de DBO 5, DQO, NH₄⁺ y NO₃⁻, mediante el diseño de un Humedal Artificial Subsuperficial para depurar aguas residuales de origen doméstico. *Revista la Técnica*, pp. 82-89.

Esteves, F. (1998). *Fundamentos de limnología*. Río de Janeiro: Interciência

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega

Olías, M., Cerón, J. C. y Fernández, I. (2005). Sobre la utilización de la clasificación de las aguas de riego del U.S. Laboratory Salinity (USLS). *Geogaceta*, 37, 111–113.

Ott, W. R. (1987). *Environmental Indices, Theory and practice*, 1–3. Recuperado de: http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/OD.pdf

Petrucio, M.M., Barbosa, F.A.R., Furtado, A.L.S. (2006). Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, southeast Brazil. *Limnologica*, 36 (3), 192–203.

Pulido-López, P.C., Pinilla-Agudelo, G.A. (2017). Evaluación del estado trófico de El Salitre, último humedal urbano de referencia en Bogotá. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 41(158):41-50.

Ramírez González, A. y Viña Vizcaíno, G. (1998). *Limnología colombiana: aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Santafé de Bogotá; Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

Roldán, G., Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2º ed). Medellín: Editorial Universidad de Antioquia

Sánchez, R. M. y Zea, S. (2000). Metabolismo de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en la columna de agua en una laguna costera tropical (Caribe colombiano). *Caribbean Journal of Science*, 36(1–2), 127–140. Recuperado de: http://www.docentes.unal.edu.co/sezeas/docs/Sanchez_y_Zea_2000_CJS.pdf

Salas, H.J., Martino, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warmwater tropical lakes. *Water Res*, 25 (3), 341–350.

Sardiñas, O., Chiroles, S., Fernández, M., Hernández Yusaima y Pérez, A. (2006). Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Sanid. Ambient. Higiene y Sanidad Ambiental*, 6(6), 202–206.

Sierra, C. (2011). *Calidad del agua. Evaluación y diagnóstico*. Medellín: Universidad de Medellín.

Villasenor-Casales, A. (1979). Distribucion vertical de temperatura, salinidad, y oxígeno disuelto en la bahia de La Paz, Baja California Sur, durante la primavera de 1976. *CalCOFI Report*, XX (Anonimo 1972), 146–149.

Vizcaíno, L. F. L. (1974). Índices de Calidad del Agua (ICA), Forma de Estimarlos y Aplicación en la Cuenca Lerma-Chapala. *Water Resources*, (1971), 36. <https://doi.org/Inf.#SH-9101/01>

Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems* (3º ed.). Filadelfia: San Diego: Academic Press.

CAPÍTULO 6

Exploración biótica de los humedales urbanos
en el Altiplano del Oriente antioqueño





Exploración biótica de los humedales urbanos en el Altiplano del Oriente antioqueño

Juan José García Duque¹, Andrés Camilo Gómez Hoyos¹, Mario Alberto Quijano-Abril¹, Daniela Salazar Suaza⁵, Silvia Lucía Villabona-González², Luis Ferney Ortiz-Acevedo³, Yury Catalina López-Cardona⁴, Mario F. Medina-Tombé³, Juan Guillermo Ospina⁴, Lina María Zapata-Noreña³, Khristian Venegas Valencia^{5,6}, Hader Correa Medina^{5,6}, Jessica Andrea Ramírez⁵, Juliana Villa⁵ y Mauricio Rivera-Correa^{6,7}, José David Restrepo García⁸

Introducción

El análisis de la biodiversidad asociada a los humedales es una tarea enorme, no solo por la complejidad de los sistemas biológicos sino por la alta e inexplorada diversidad que tienen estos ecosistemas. En los últimos años los estudios enfocados a conocer esta biodiversidad se han centrado en humedales de grandes extensiones, que se encuentran en áreas estratégicas de las principales cuencas del país. No obstante, es difícil encontrar estudios de este tipo en los humedales urbanos, asociados a pequeñas cuencas, ubicadas generalmente en las zonas más urbanizadas del país. En el presente capítulo se presentan

¹ Grupo de Investigación Estudios Florísticos, Herbario Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Colombia.

² Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Colombia.

³ Grupo de Limnología Básica y Experimental y Biología y Taxonomía Marina, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

⁴ Unidad de Gestión Ambiental y Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Colombia.

⁵ Estudiantes de Biología, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Colombia

⁶ Semillero de Investigación en Biodiversidad de Anfibios - BIO, Dirección de Regionalización, Universidad de Antioquia

⁷ Grupo Herpetológico de Antioquia, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia

⁸ Corporación Ecoguardianes

los resultados de caracterización de plantas (acuáticas, semiacuáticas y terrestres), comunidades hidrobiológicas (fitoplancton, zooplancton y macroinvertebrados acuáticos), peces, anfibios y aves en los 13 humedales seleccionados como parte del convenio 310 de 2017 (UCO-CORNARE).

Las plantas acuáticas, macrófitas e hidrófitas son plantas que desarrollan su ciclo de vida en cuerpos de agua, bien sea continentales o marinos, que pueden ser permanentes o intermitentes. Según Posada y López (2011) la diversidad de estas plantas es considerablemente menor que la de las plantas terrestres, más aún en los ecosistemas acuáticos tropicales o en zonas que se encuentren por encima de los 2.000 msnm; debido, entre otras cosas, a los procesos antrópicos que se presenten a su alrededor. La importancia de estas especies radica en que se consideran productores primarios muy relevantes que conectan el medio inorgánico con la comunidad biótica; constituyen el hábitat para Macrofauna, además de presentar un efecto químico en el agua, debido a que contribuye a la eliminación de sustancias tóxicas y microorganismos.

El fitoplancton es un conjunto de microorganismos fotosintéticos adaptados a pasar parte o toda su vida en suspensión en la columna de agua de los sistemas leníticos como los humedales (Reynolds, 2006). Dentro del fitoplancton se puede observar una gran variedad de formas de vida y hábitos, desde organismos unicelulares cocoides o flagelados, hasta organismos pluricelulares cenobiales, filamentosos o coloniales (Comas, Moreira, León, Uriza y García, 2009). Igualmente, estas algas tienen una gran cantidad de adaptaciones a la vida pelágica, desde la presencia de flagelos, vesículas de gas, mucílago y espinas, hasta la formación de cadenas, colonias y acumulación de lípidos, que les permite permanecer en suspensión en la columna de agua y regular su flotabilidad (Van den Hoeck, Mann y Jahns, 1995). Estos organismos son de suma importancia, porque constituyen el primer nivel trófico de la trama alimentaria en los ecosistemas acuáticos, producen cerca de la mitad del oxígeno atmosférico por medio de la fotosíntesis e influyen en el ciclo de elementos como el carbono, nitrógeno, fósforo y sílice (Graham, Wilcox y Graham, 2016). La composición de sus especies no surge al azar, ya que esta composición se encuentra determinada en gran parte por las condiciones físicas y químicas que prevalecen en los ecosistemas (Margalef, 1983). Esta asociación permite que el fitoplancton sea utilizado como bioindicador, debido a que los cambios en las condiciones físicas y químicas del agua pueden ser detectados tempranamente a través de la composición, abundancia y distribución de las microalgas fitoplanctónicas (Vásquez, Castro, González, Pérez y Castro, 2006).

El zooplancton es un grupo de animales microscópicos (hasta 2 mm) de gran variedad de tamaños y formas, que se distribuyen dentro de tres principales grupos en las aguas dulces: rotíferos, cladóceros y copépodos. Aunque tienen movimiento propio, debido

a su pequeño tamaño, son llevados de un lado al otro por las corrientes de agua y viento. Las comunidades zooplanctónicas en los sistemas de agua dulce cumplen un rol muy importante en la regulación de las comunidades en diferentes niveles tróficos (Torres, Palacios, Calderón y Recalde, 2006), pues son los primeros consumidores de algas, detritos y bacterias y el principal alimento para algunos peces de talla pequeña y estados larvales (Ramírez-Gil y Ajiaco-Martínez, 2001), participando activamente en el proceso de recirculación de los nutrientes (Macedo y Pinto-Coelho, 2000; Tundisi y Matsumura-Tundisi, 2008). Adicionalmente, el zooplancton tiene gran importancia en la ecología de sistemas altamente intervenidos, como los humedales urbanos, por su sensibilidad a la variación ambiental, expresada en cambios en sus tasas reproductivas, biomasa, abundancias, diversidades y composición de especies, entre otras (Tundisi y Matsumura-Tundisi, 2008).

Los Macroinvertebrados Acuáticos (MIA) son animales con un tamaño corporal mínimo de 0,5 mm. En los ecosistemas acuáticos continentales leníticos se encuentran conformados principalmente por insectos en diferentes etapas de desarrollo, pertenecientes a órdenes como: Coleóptera, Díptera, Hemíptera y Odonata. Además, incluyen fauna de diversos grupos, como moluscos, lombrices, sanguijuelas, platelmintos, crustáceos y ácaros (Segnini, 2003). Los MIA son un grupo de organismos de considerable importancia por su diversidad taxonómica y funcional, siendo un eslabón clave en la dinámica metabólica de los ecosistemas palustres, constituyendo un componente de producción secundaria fundamental y por lo tanto una vía de flujo energético considerable para otros niveles tróficos (Merritt, Cummins y Burton, 1984; Merritt, Cummins y Berg, 2008; Rivera, Pinilla y Camacho, 2013b; Venegas-Escobar, 2017). Este es uno de los principales componentes bióticos que pueden presentar alteraciones ecológicas en sus ensamblajes como consecuencia del estrés ambiental causado por dinámicas naturales y/o actividades de origen antrópico. Es por ello que se han utilizado ampliamente como bio-indicadores de la calidad del agua, tanto de la integridad ecológica, como de las características sanitarias de estos ecosistemas (Guillot-Monroy, 2017; Venegas-Escobar, 2017).

Los peces son probablemente el grupo de vertebrados con mayor número de especies (Matthews, 1998). Según Nelson *et al.* (2006) cerca de la mitad de las especies de vertebrados vivos del planeta son peces, esto equivale a cerca de 32.000 especies. En Colombia se tiene un registro de 3.435 especies, de las cuales 1.435 (41,8 %) se encuentran en las aguas dulces (Maldonado-Ocampo, Ortega-Lara, Usma, Galvis, Villa-Navarro, Prada-Pedrerros y Ardila, 2008). Los peces participan activamente de las redes tróficas acuáticas y son fuente de alimento para las comunidades. Este grupo se encuentra fuertemente amenazado, debido a que los ambientes acuáticos de los andes colombianos están siendo modificados a una tasa alarmante, producto de la intervención antrópica (Anderson y Maldonado-Ocampo, 2010). El aumento del número de usos de los ecosistemas

acuáticos en pugna con la pesca ha hecho que desaparezcan algunas pesquerías muy antiguas, mientras que otras están en vías de extinción (Welcomme, 1992).

Por su parte, las ranas y los sapos son indicadores biológicos porque brindan información sobre las características del medio que habitan a través de su presencia o ausencia, constituyendo modelos para indagar el nivel de deterioro de los hábitats y ecosistemas, ya que la dinámica de sus poblaciones se asocia con los drásticos cambios ambientales provocados por actividades antrópicas, principalmente (Rueda-Almonacid, Lynch y Amézquita, 2004). Los reptiles también han mostrado ser sensibles a la degradación del hábitat (Gibbons, Montgomery, Leslie y Walker, 2000), donde las especies con un rango de hogar conservado o pequeño y hábitos sedentarios son las más susceptibles (Reading, Luiselli, Akani, Bonnet, Amori, Ballouard, Filippi, Naulleau, Pearson y Rugiero, 2010), por lo cual podrían ser empleados como bioindicadores del grado de alteración y estado de conservación de hábitats. A la luz de estas hipótesis, se pueden establecer criterios que permitan emplear a los anfibios, en particular los anuros, y los reptiles como indicadores biológicos de estado de conservación, sanidad y perturbación de los humedales del Altiplano del Oriente de Antioquia.

Las aves acuáticas, son definidas por la Convención Ramsar, como una especie de ave que ecológicamente depende de los humedales. Algunos otros autores como Estela, López-Victoria, Castillo y Naranjo (2010) definen este tipo de aves, como un grupo diverso de especies que están asociadas ecológicamente y taxonómicamente durante una o varias etapas de su ciclo de vida. Según BirdLife International (2018), en Colombia existen 1.819 especies de aves, de las cuales 266 son consideradas aves acuáticas y corresponden al 15% de la avifauna de Colombia. En este grupo, 239 especies son aves acuáticas estrictas, mientras que 27 son no estrictas. Conocer la diversidad de aves acuáticas estrictas y no estrictas de los humedales muestreados, supone un gran avance para el entendimiento de las dinámicas tróficas de cada sitio, además de contribuir a una mejor comprensión del funcionamiento de estos ecosistemas.

Metodología

Métodos de campo



Figura 1. Métodos de campo, calidad de agua e hidrobiota

Métodos de campo

1

Sitio de muestreo



2

Muestreo de vegetación acuática y semi-acuática



3

Recolección de macroinvertebrados mediante red triangular (0,5 mm de ojo de malla) durante 15 minutos en los diferentes micro-habitats existentes (depósitos de materia orgánica, vegetación ribereña y zonas de cobertura de macrófitas)



4

Almacenamiento y preservación con alcohol al 70% de la muestra de macroinvertebrados



6

Almacenamiento y preservación con formal al 4% de los peces previamente anestesiados con eugenol diluido.



5

Captura de peces mediante 30 lances de atarraya de ojo de malla de 0,5 cm y de 2m de alto

7

Muestreo herpetofauna



8

Avistamiento de aves

Figura 2. Métodos de campo, componente biótico

Métodos de laboratorio



Figura 3. Métodos de campo, procesos de laboratorio

Resultados y Discusión

Flora

La vegetación acuática y semiacuática registrada para los humedales estudiados se encuentra conformada por (20) Familias (29) Géneros y (48) Especies. Las familias con mayor representación fueron: Cyperaceae (12 especies), Poaceae (9 especies), Onagraceae y Polygonaceae con 3 especies respectivamente, los géneros con mayor cantidad de especies fueron Eleocharis (7), Cyperus (3) Ludwigia Polygonum (3) Panicum (3). Gran parte de las especies registradas son de amplia distribución y han sido reportadas en diferentes zonas de vida y mayormente relacionadas a ecosistemas acuáticos o palustres, de las 48 especies registradas, 41 son nativas, 4 naturalizadas, 2 son adventicias y 1 cultivada (Idárraga, Ortiz, Callejas, Merello, 2011; Bernal, Gradstein, Celis, 2016). En la Figura 4 se presentan algunas de las especies más comunes para los humedales estudiados.



Bacopa salzmännii



Centella asiatica



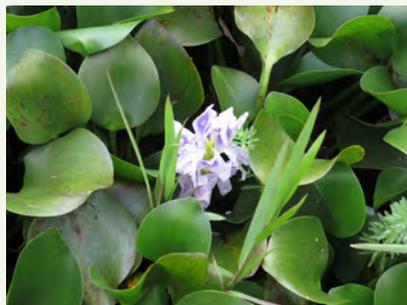
Commelina diffusa



Cyperus luzulae



Cyperus papyrus



Eichornia crassipes



Eleocharis acutangula



Eleocharis elegans



Eleocharis filiculmis



Eleocharis montana



Habenaria repens



Hydrocotyle umbellata



Leersia hexandra



Ludwigia inclinata



Ludwigia leptocarpa



Mayaca fluviatilis



Myriophyllum aquaticum



Nymphaea elegans



Polygonum acuminatum



Polygonum punctatum



Figura 4. Plantas acuáticas más comunes en los humedales estudiados

Análisis de diversidad

La riqueza de especies fue analizada para cada sitio, de esta forma resulta entendible que con el desarrollo del muestreo, la riqueza aumenta y se espera que la curva de acumulación se vaya estabilizando, de manera que forme una asíntota vertical hacia abajo, en la Figura 5 se observa cómo, a partir del sitio de muestreo 6, la curva pierde verticalidad y disminuye el crecimiento con respecto a la altura, generando un patrón de estabilidad tendiente la horizontal.

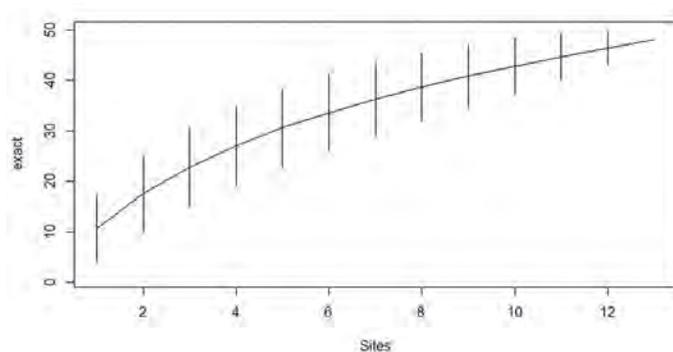


Figura 5. Curva de acumulación de especies para los datos de vegetación acuática

En promedio, la riqueza para los sitios estudiados fue de 11 especies por sitio, variando entre 6 y 18 especies, el índice de diversidad de Shannon varió entre 1,076 y 2,178 con un promedio de 1,720 y el índice de dominancia de Simpson varió entre 0,537 y 0,851 con un promedio de 0,752 (Tabla 1, Anexo 2), las especies que más aportaron a la dominancia fueron *Nymphaea elegans*, *Myriophyllum aquaticum*, *Utricularia gibba* y *Polygonum punctatum*. Estas especies se registraron en la mayoría de los sitios con una notable abundancia.

Para la región existe solo un estudio de plantas acuáticas desarrollado por Posada y López (2011), aunque este estudio se presentó de manera descriptiva, el total de especies registradas fue notablemente alto (93 especies), en comparación al presente estudio, donde se registró un total de 47 especies, cabe anotar que el presente trabajo no se dedicó a fuentes de agua corriente, estudiando solamente espejos de agua con ninguno o poco flujo.

Un estudio similar realizado en el páramo de La Rusia en el municipio de Duitama, departamento de Boyacá, a una elevación media de 3,753 m estimó valores de riqueza menores al presente trabajo con dominancias (D) más altas y diversidad (H') similares (Ramos, Cardenas-Avella y Herrera, 2013), esto puede estar conexo con la propuesta de Margalef (1983), quien afirma que la elevación en los trópicos está relacionada de forma inversa con respecto a la riqueza, diversidad y abundancia.

Tabla 1. Riqueza (R), diversidad de Shannon (H') y dominancia de Simpson (D) en los trece sitios estudiados.

Sitios	H'	D	R
Humedal cascajo (HC)	1,560	0,743	8
Humedal EP río (HEPR)	1,856	0,772	18
Humedal galicia (HG)	1,895	0,767	12
Humedal guadalcanaí (HGU)	1,867	0,799	10
Humedal Lotus (HL)	2,178	0,846	14
Humedal Llanito (HLL)	1,455	0,690	8
Humedal la maría (HM)	2,003	0,821	12
Humedal Madre vieja (HMOV)	1,797	0,786	9
Humedal parque del fique (HPF)	1,726	0,771	10
Humedal quirama (HQ)	1,479	0,742	6
Humedal radio televisión nacional de (RTVC)	1,076	0,537	8
Humedal universidad de Antioquia (HUDA)	1,320	0,656	8
Humedal zona E (HZE)	2,153	0,851	15

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

Análisis de estructura

La vegetación estudiada presentó 4 tipos de hábito de crecimiento, Emergente (E), Flotante (F), Flotante enraizada (FE), y Sumergida (S). Las especies más dominantes por hábito de crecimiento fueron Emergentes: *Myriophyllum aquaticum*, *Polygonum punctatum*, *Ludwigia inclinata* y *Leersia hexandra*. Flotantes: *Utricularia gibba*, *Eichornia crassipes* y *Salvinia minima*. Flotantes enraizadas: *Nymphaea elegans* y *Bacopa salzmännii* y Sumergidas: *Eleocharis* sp. En promedio, el hábito más dominante fue FE seguido de F, y los menos dominantes fueron E y S (Figura 7).

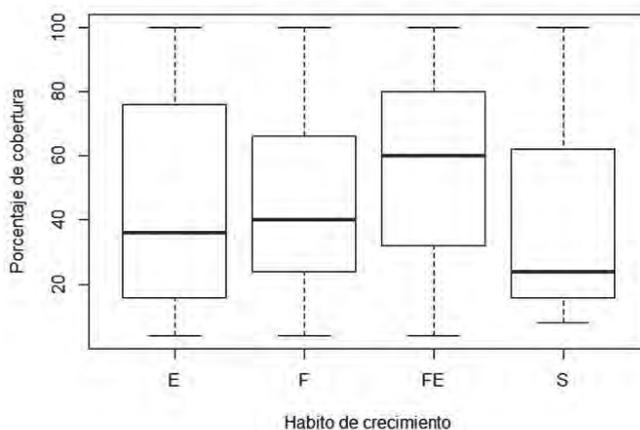


Figura 6. Porcentaje de cobertura discriminado por hábito de crecimiento Emergente (E) Flotante (F) Flotante Emergente (FE) Sumergida (S).

Las distribuciones de las coberturas indican que el hábito Emergente (E) fue común todos los sitios. Este fenómeno en parte se debe a que la mayoría de las especies registradas presentaron este tipo de hábito de crecimiento. Algunas de las especies características fueron *Myriophyllum aquaticum*, *Polygonum punctatum*, *Ludwigia inclinata* y *Cyperus papyrus* entre otras. El segundo hábito ampliamente distribuido fue el Flotante Emergente (FE), el cual fue registrado en casi todos los sitios, con excepción del Humedal Quirama (HQ) y en una menor proporción, en el humedal Galicia (HG). En la gráfica anterior se observa que este hábito presenta el valor medio más alto con respecto a la cobertura, esto se debe principalmente a *Nymphaea elegans*, puesto que en términos de cobertura, esta especie presentó el área foliar más grande. Los tipos de hábito menormente distribuidos fueron el Flotante (F) con *Utricularia gibba*, *Eichornia crassipes* y *Salvinia minima*, seguidos del hábito Sumergido (S) con solo una especie, *Eleocharis* sp.

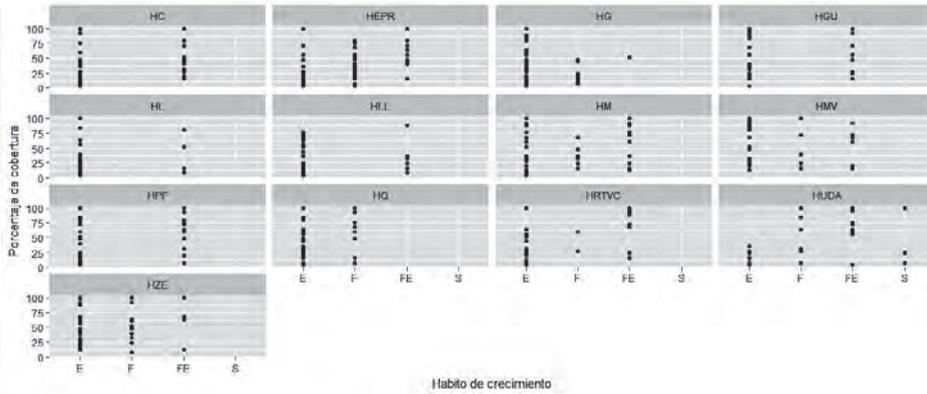


Figura 7. Distribución del hábito de crecimiento frente al porcentaje de cobertura para los sitios estudiados

Análisis de similitud

El análisis de Jaccard evidenció un agrupamiento de tres conglomerados de sitios, la mayoría de los humedales presentaron similitud por arriba del 60%. Sitios como HUDA, HG y HM se encontraron por debajo del 50%. Sitios como HMY y HRTVC presentaron similitud por arriba del 70%, esto puede deberse a que presentan características hidrológicas comunes, lo que supone la adaptación de especies como *Utricularia gibba* y *Nymphaea elegans* con mayor facilidad. Sitios como HL y HPP, a pesar de su distancia y su diferente geomorfología, se componen de especies como *Bacopa salzmanii*, *Eleocharis montana*, *Nymphaea elegans*, *Polygonum punctatum* y *Utricularia gibba*.

La variedad en las condiciones físicas que presentan los sitios (geomorfología, hidrología, origen, calidad del agua), sumado a la baja diversidad registrada y a la alta dominancia de algunas especies, concuerda con los resultados del análisis de Jaccard. Los impactos evidenciados en cada sitio como vertimientos, depósitos de escombros, ganadería, y deforestación, pueden afectar profundamente la composición de las especies en los humedales (Jaramillo, Cortés-Duque y Flórez, 2015) (Figura 8, Anexo 2).

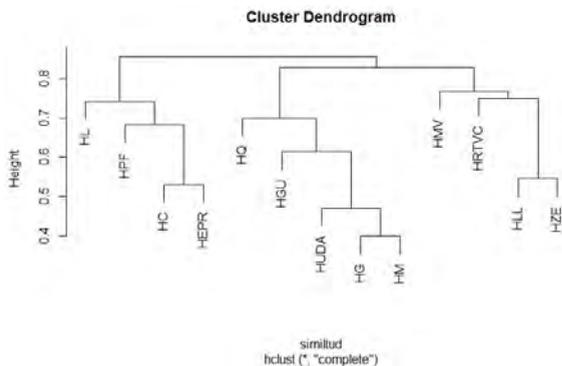


Figura 8. Clúster de agrupamiento para la composición de especies.

Anexo 2. Análisis de similitud según el estimador Jaccard.

	HC	HEPR	HG	HGU	HL	HLL	HM	HMV	HPF	HQ	HR-TVC	HUDA
HEPR	0.632											
HG	0.667	0.750										
HGU	0.714	0.783	0.706									
HL	0.842	0.815	0.870	0.737								
HLL	0.857	0.818	0.889	0.714	0.842							
HM	0.750	0.750	0.500	0.706	0.870	0.824						
HMV	0.867	0.826	0.600	0.813	0.850	0.867	0.765					
HPF	0.714	0.783	0.842	0.750	0.800	0.714	0.778	0.944				
HQ	0.923	0.957	0.800	0.769	0.947	0.923	0.800	0.929	0.933			
HR-TVC	0.933	0.917	0.824	0.800	0.952	0.667	0.824	0.867	0.800	0.923		
HUDA	0.769	0.818	0.571	0.714	0.842	0.857	0.571	0.867	0.800	0.727	0.769	
HZE	0.850	0.778	0.650	0.684	0.739	0.647	0.714	0.667	0.810	0.765	0.850	0.722

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

Fitoplancton

La riqueza de organismos fitoplanctónicos fue muy superior a la esperada en este tipo de sistemas altamente intervenidos, pues a pesar de las limitaciones en la penetración lumínica que pueden tener estos humedales al estar cubiertos por grandes tapetes de macrófitas, y en especial a las bajas concentraciones de oxígeno halladas en la mayoría (promedio 3,13 mg/l), se registraron un total de 100610,17 Ind/ml y 91 géneros (Tabla 2). Arcos-Pulido y Gómez (2006) evidencian que debido a los procesos de urbanismo de las zonas que poseen los considerados humedales urbanos; la composición y abundancia de la comunidad algal, puede incrementar por la entrada de materia orgánica que proviene de barrios que colindan con estos sistemas.

Las algas más diversas en cuanto al número de géneros fueron las denominadas algas “verdes”, con el 42 %. Dentro de estas algas verdes se incluyen las divisiones Chlorophyta, con 31 % (28 taxones) y Charophyta, con 11 % (10 taxones). A estas les siguieron las diatomeas (Bacillariophyta) con 30 % (27 taxones) y las algas verde-azules (Cyanobacteria) con 12 % (Figura 9).

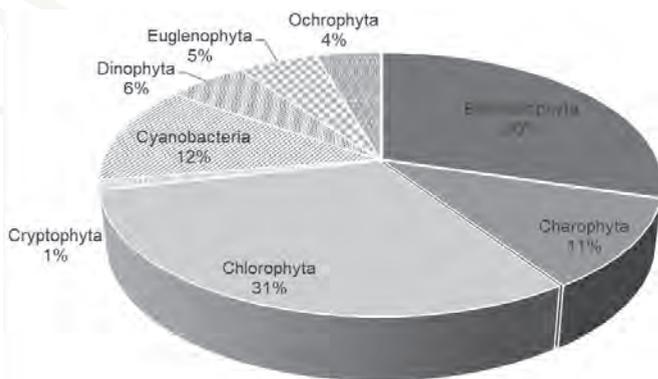


Figura 9. Porcentaje del número de taxones en cada división del fitoplancton.

Orden	Familia	Taxón	Humedal															
			HC	HLL	HEPR	HG	HGU	HM	HL	HMV	HPF	HQ	HR-TVC	HUDA	HZE			
Peridinales	Kryptoperidiniaceae	<i>cf. Durinskia sp.</i>		x														
	Peridiniaceae	<i>Peridinium sp.</i>	x	x	x											x		
	Peridiniopsidaceae	<i>Parvodinium sp.</i>				x												
	Peridinales	Peridinales		x														
Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena sp.</i>	x	x	x	x											x	
		<i>Strombomonas sp.</i>																x
			<i>Trachelomonas sp.</i>	x	x	x	x											x
			<i>Lepocinclis sp.</i>	x	x	x	x											x
Chromulinales	Phacaceae	<i>Phacus sp.</i>		x														x
		<i>Dinobryon sp.</i>		x	x													
Synurales	Mallomonadaceae	<i>Mallomonas sp.</i>		x														
		<i>Centrtractus sp.</i>	x	x														
Mischococcales	Pleurochloridaceae	<i>Isthmochloron sp.</i>																

Fuente: (Elaboración propia, 2018)



Las desmidiáceas son muy sensibles a los cambios en las variables físicas, químicas y de hábitat de los ambientes que las portan, por lo que son consideradas buenas indicadores de la calidad ecológica del agua y del nivel de saprobiedad (Ngearnpat y Peerapompisal, 2007). Estas algas se desarrollan mejor en aguas ácidas de baja alcalinidad y oligotróficas, pero también pueden presentarse en aguas marcadamente alcalinas (aguas duras) (Brook, 1981). Sus hábitos preferidos son los intersticios de la vegetación sumergida y entre y sobre los agregados de algas filamentosas (metafiton) desde donde son llevadas ocasionalmente al agua libre (Comas, 2008). De hecho, la presencia o ausencia de plantas acuáticas puede ser de gran importancia para determinar su presencia, diversidad y abundancia (Medina, Longo, Pérez y Ramírez, 2013). Las aguas con tendencia a la acidez (pH 6,40, en promedio) y la gran cantidad de macrófitas que se observaron en la mayoría de los humedales, pueden favorecer el desarrollo de la desmidoflórua en los trece sistemas analizados.

Las diatomeas son uno de los grupos algales con mayor riqueza específica, de distribución cosmopolita y que puede vivir en una amplia variedad de hábitats, incluso bajo condiciones extremas (Hoagland, Roemer y Roswsky, 1982). Estas algas son consideradas productores primarios por excelencia, que se pueden encontrar libres o formando colonias y son capaces de establecerse casi en cualquier tipo de sustrato (Barry y Biggs, 1990).

En términos de densidad (ind/ml), el humedal El Llanito registró los valores mayores (41783,25 ind/ml), seguido de los humedales Galicia (11294,77), RTVC (8209,37) y Guadalcanai (8172,66), mientras que los de menor número de individuos fueron EP Río (1384,30), Madre Vieja (1707,99) y La María (1818,18). Igualmente, los humedales El Llanito y Guadalcanai contribuyeron con el mayor número de géneros (60 cada uno) y la menor riqueza fue para Galicia (16) (Figura 10).

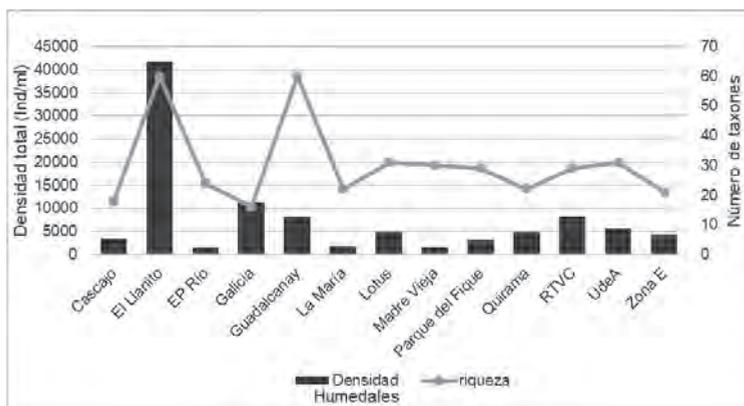


Figura 10. Distribución de la densidad total y del número total de taxones del fitoplancton.

Los géneros algales que encontraron dentro de los humedales las mejores condiciones de hábitat para su proliferación, fueron *Cryptomonas* sp (16410,90 Ind/ml) y *Trachelomonas* sp (15483,43 Ind/ml) (Tabla 2). Las especies de *Cryptomonas* toleran condiciones ambientales muy variables, son oportunistas de rápido crecimiento y gracias a su capacidad heterotrófica facultativa se ven particularmente favorecidas en ambientes como los humedales estudiados, con bajas concentraciones de nutrientes mineralizados, alta turbiedad y concentraciones moderadas de nutrientes en forma orgánica (Ortega y Rojo, 2000). Su principal modo de nutrición es la autotrofia, pero también pueden alimentarse por fagotrofia cuando se producen periodos largos de oscuridad, por lo que son clasificadas como mixotróficas (Jones, 2000). La mixotrofia es considerada una ventaja competitiva en ausencia de nutrientes inorgánicos (Jansson, Blomqvist, Jonsson y Bergström, 1996).

Las tasas de crecimiento y biomasa de las especies de *Trachelomonas* son mucho menores que las de las diatomeas, las algas verdes y las algas verde-azules. Su mayor diversidad se ha registrado generalmente en pequeños cuerpos de agua, ricos en materia orgánica con alta demanda biológica de oxígeno (DBO5) y en proceso de eutrofización (Skuja, 1956; Wołowski, 1998). Responden rápidamente a los cambios ambientales que se originan por la contaminación orgánica (Wołowski, 2002) y al igual que las desmidiáceas, son consideradas buenas indicadores de la calidad ecológica del agua y del nivel de saprobiedad (Sladeček y Sladečková, 1996). De acuerdo con Round (1983), la descomposición de los macrófitos acuáticos y las heces de los animales en cuerpos de agua pequeños como los humedales, ayudan a la proliferación de los euglenofitos.

Junto a los taxones dominantes y a las desmidiáceas abundaron otros grupos taxonómicos, entre ellos los géneros *Monoraphidium* sp., *Desmodesmus* sp., *Scenedesmus* sp., *Kirchneriella* sp. y *Ankistrodesmus* sp., todos pertenecientes al orden *Sphaeropleales*. Aunque muchos taxones que pertenecen a este orden son indicadores de aguas eutróficas, algunas especies de los géneros hallados son propias de aguas limpias con bajos valores de pH.

Los humedales tuvieron una riqueza promedio de 30 géneros. En 10 de los 13 humedales la riqueza de géneros fue igual o superior a la registrada en los humedales urbanos Meridor (entre 7 y 9 géneros), Tibanica (20 – 21 géneros), Guaymaral (9 – 18 géneros), y Jaboque (11 – 13 géneros) (Malagón, 2017, en Guillot y Pinilla, 2017). También en la mayoría de humedales fue superior a la registrada por Aguirre (2014) en la ciénaga Cachimbero (22 taxones) y similar a la cuantificada por Rivera, Zapata, Pérez, Morales, Ovalle y Álvarez, (2010) en algunos humedales del Orinoco (entre 22 – 41 taxones) y a la registrada por Tapia, Bertel, Hernández, Guerra, Verbel, (2015) en la ciénaga Miramar (27 taxones).

Los valores mayores para el índice de diversidad de Shannon y Wiener (H') (nats/ind) se presentaron en los humedales Guadalcanai y Madre Vieja (2,43), en EP Río (2,26) y en

RTVC (2,12), y los menores en Galicia (0,57), Cascajo (1,11) y Quirama (1,35). Los valores de la diversidad de Shannon varían generalmente entre 0,5 y 5. Hewitt (1991) considera valores intermedios entre 1,5 y 2; menores que 1,5 son considerados como baja diversidad y mayores que 3 como alta diversidad, por lo que de acuerdo con esto, la mayoría de humedales muestreados tuvieron diversidades que se consideran intermedias (Figura 11).

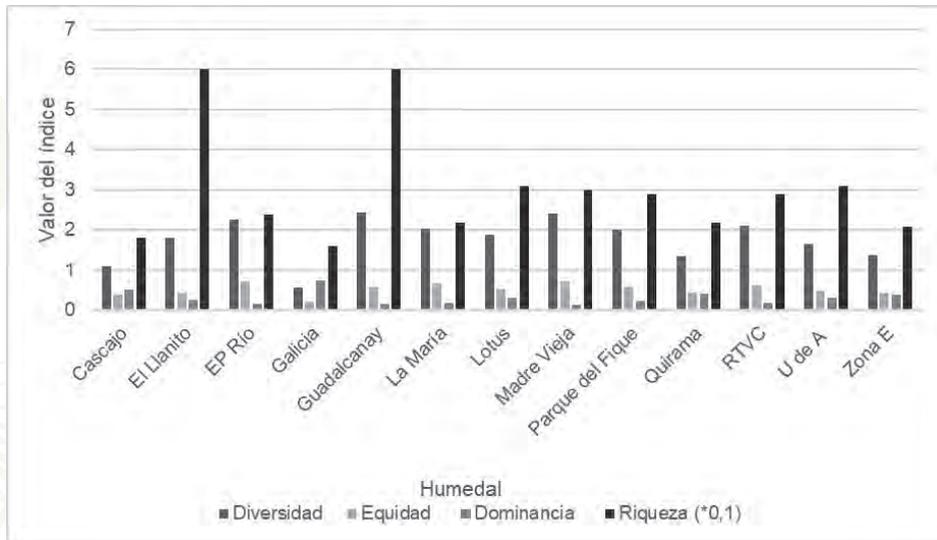
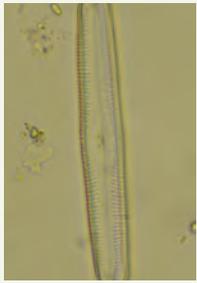
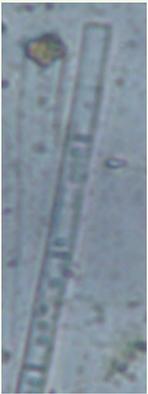


Figura 11. Índices de diversidad del fitoplancton.

Nueve de los 13 humedales presentaron valores del índice de Shannon, superiores a los registrados en otros humedales urbanos como el humedal Jaboque, que presentó valores entre 0,92 y 1,60 nats/ind (Arcos-Pulido y Gómez, 2006) y 0,9 y 1,2 nats/ind (Malagón, 2017, en Guillot y Pinilla, 2017) y a los de los humedales Meridor (0,5 – 0,8 nats/ind) y Guaymaral (0,4 – 0,6 nats/ind) (Malagón 2017). También fueron superiores a los de la Ciénaga Grande de Santa Marta (0,45 – 0,72 nats/ind) (De la Hoz, 2004), a los de la ciénaga Cachimberos (< 2) (Aguirre, 2014) y a los de la ciénaga Miramar (0,78 en promedio) (Tapia et al., 2015), y tuvieron valores muy similares a los del humedal Tibanica (1,5 – 2,3) (Malagón, 2017, en Guillot y Pinilla, 2017).

En humedales como Madre Vieja, EP Río, La María, RTVC, Parque del Fique, Guadalcanay y Lotus, la equidad mayor a 0,5 evidencia una amplia disponibilidad de recursos que es aprovechada de forma similar por las diferentes poblaciones algales. La dominancia (D') exhibió un patrón opuesto a los índices de Shannon y Weaver y equidad de Pielou, ya que los valores máximos se registraron en los humedales con menor diversidad y equidad, Galicia, Cascajo, y Quirama (Figura 11).

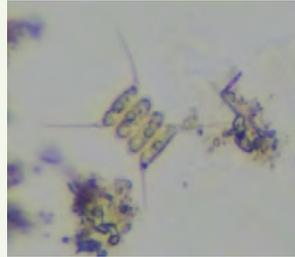
A continuación se presentan algunos de los taxones de fitoplancton más frecuentes y abundantes dentro de los humedales analizados (Figura 12).

Bacillariophyta		
		
<i>Gomphonema</i> sp.	<i>Pinnularia</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.
		
<i>Nitzschia</i> sp.	<i>Eunotia</i> sp.	<i>Encyonema</i> sp.
		
<i>Aulacoseira</i> sp.	<i>Tabellaria</i> sp.	<i>Melosira</i> sp.

Chlorophyta



Kirchneriella sp.



Scenedesmus sp.

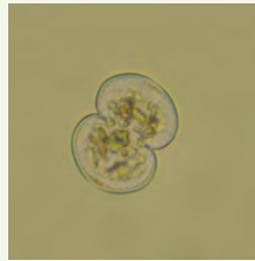
Charophyta



Closterium sp.



Arthrodesmus sp.



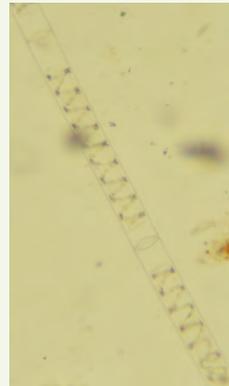
Cosmarium sp.



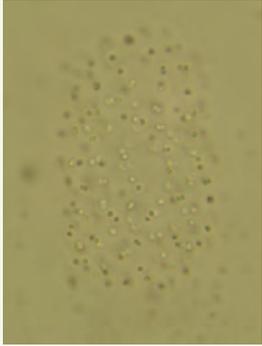
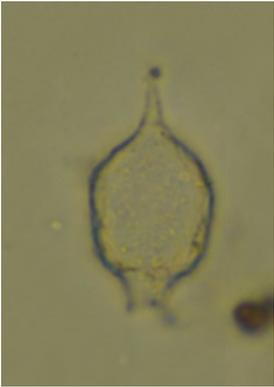
Staurastrum sp.



Mougeotia sp.



Spirogyra sp.

Cyanobacteria		
		
<i>Microcystis</i> sp.	<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.
Euglenophyta		
		
<i>Trachelomonas</i> sp.	<i>Phacus</i> sp.	<i>Lepocinclis</i> sp.
		
<i>Euglena</i> sp.	<i>Strombomonas</i> sp.	

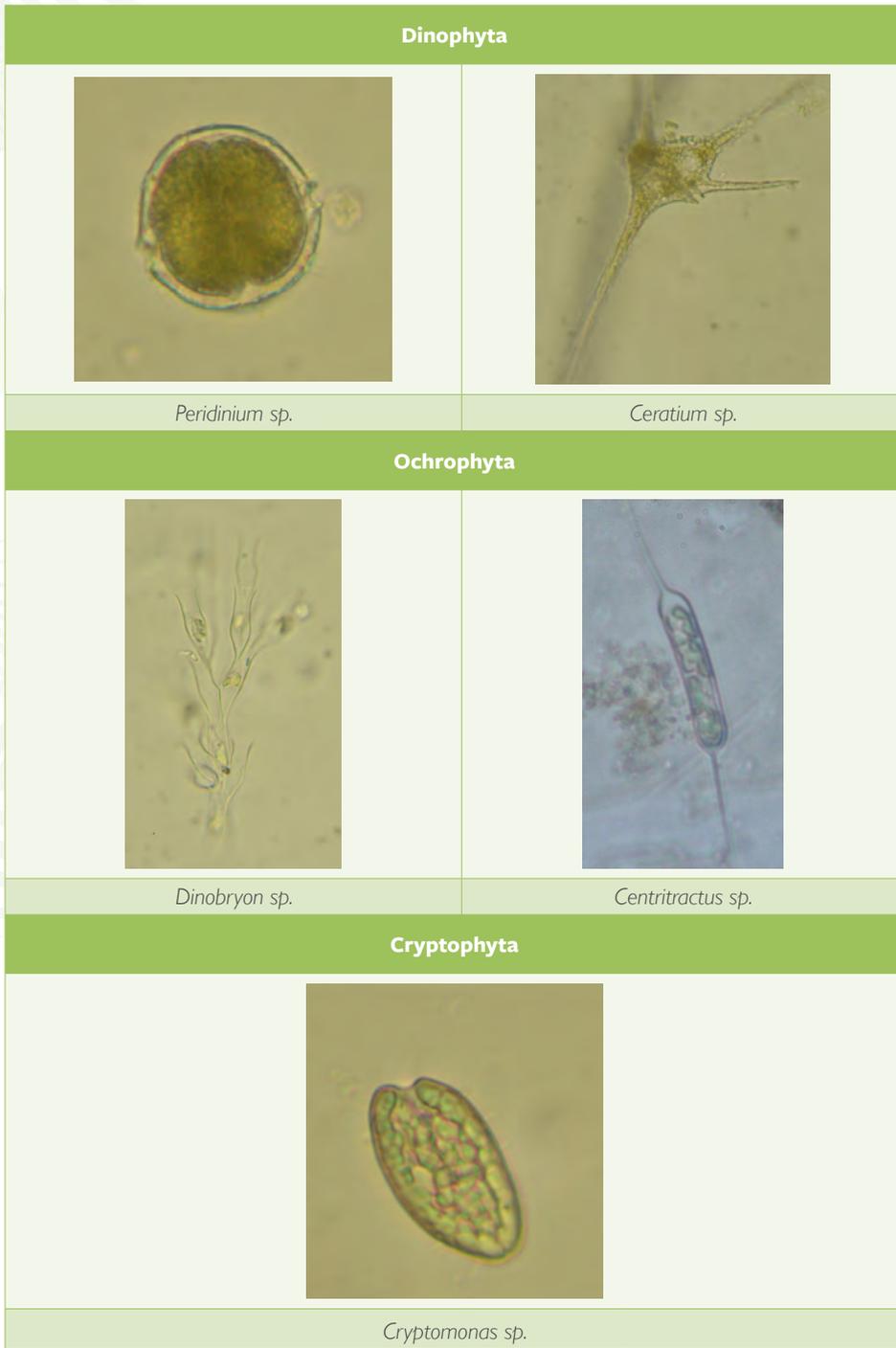


Figura 12. Registro fotográfico del fitoplancton.

Zooplankton

Se hallaron en total 110 taxones de zooplankton, de los cuales el 85% (94 taxones) lo componen las especies pertenecientes a los rotíferos, siendo el grupo más representativo para todos los humedales, debido a su alta tolerancia a las fluctuaciones de las condiciones ambientales; además, su ciclo de vida corto y sus características oportunistas les permite adaptarse a diferentes fuentes alimenticias (Matsumura-Tundisi y Tundisi, 2005) (Figura 13). Una gran proporción de los taxones hallados son de hábitos bentónicos o perifíticos, y muy probablemente su presencia en este tipo de humedales se deba a las bajas profundidades y a su asociación con los pastizales y sustratos (Tabla 3).

Los microcrustáceos (cladóceros y copépodos) son más susceptibles a la oferta alimenticia y a las variaciones ambientales (Aranguren-Riaño, Guisande y Ospina, 2011), por lo que su riqueza y densidad suelen ser menores que las de los rotíferos, incluso a veces están ausentes en sistemas poco estables. Sin embargo, a pesar de las condiciones limitantes de luz y oxígeno de varios de los humedales, se hallaron 10 taxones de cladóceros (9% del total) y dos taxones de copépodos con sus estados larvales: nauplio y copepodito de Calanoida y Cyclopoida (5%) (Figura 13).

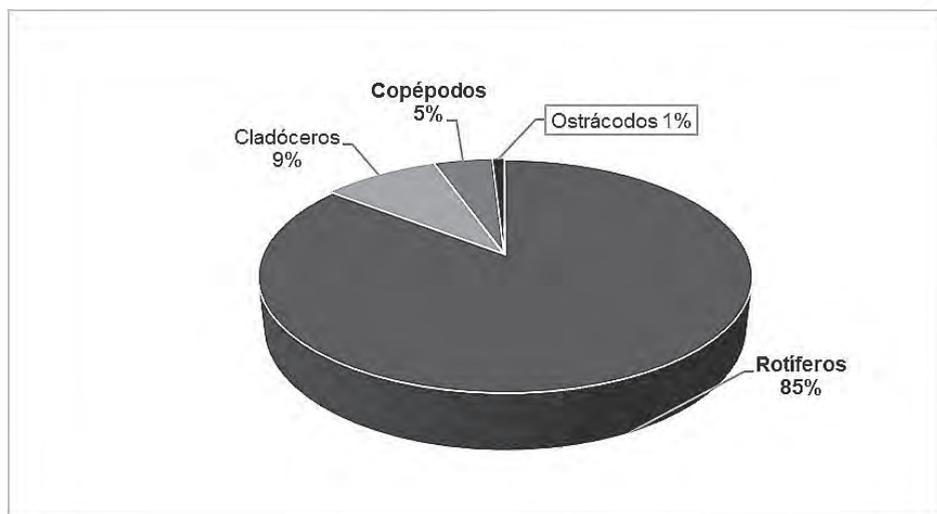
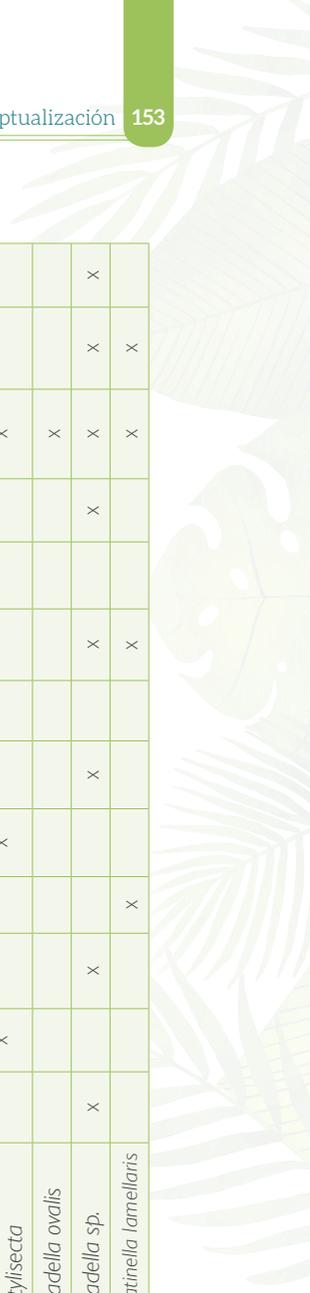


Figura 13. Porcentaje del número de taxones en cada grupo del zooplankton.

Phylum y Clase	Familia	Taxón	Humedal																	
			HC	HLL	HEPR	HG	HGU	HM	HL	HMV	HPF	HQ	HRTVC	HUDA	HZE					
Eurotatoria	Lecanidae	<i>Lecane hornemanni</i>			x															
		<i>Lecane inermis</i>	x	x																
		<i>Lecane ludwigii</i>																	x	
		<i>Lecane lunaris</i>	x																	
		<i>Lecane monostyla</i>																		
		<i>Lecane papuana</i>																		
		<i>Lecane pyriformis</i>																		
		<i>Lecane signifera</i>																		
		<i>Lecane sp. 1</i>																		
		<i>Lecane stichaea</i>	x																	
		<i>Lecane thienemanni</i>																		
		<i>Lecane undulata</i>																		
		<i>cf. Lepadella sp.</i>																		
		<i>Colurella sp. 1</i>	x	x																
		<i>Colurella sp. 2</i>																		
<i>Colurella sp. 3</i>																				
<i>Lepadella cf. dactylisecta</i>																				
<i>Lepadella ovalis</i>																				
<i>Lepadella sp.</i>	x																			
<i>Squatrinella lamellaris</i>																				



Phylum y Clase	Familia	Taxón	Humedal														
			HC	HLL	HEPR	HG	HGU	HM	HL	HMV	HPF	HQ	HRTVC	HUDA	HZE		
Branchiopoda	ind.	<i>Cladocero bentónico</i>		x				x									
	Macrothricidae	<i>Macrothrix sp.</i>	x							x				x			
	Sididae	<i>Diaphanosoma birgei</i>						x									
Maxillopoda	Diaptomidae	<i>Arctodiaptomus dorsalis</i>			x											x	x
	ind.	Copepodito Calanoida															x
	Cyclopoidea	<i>Thermocyclops cf. decipiens</i>	x							x					x		
	ind.	Copepodito Cyclopoidea	x	x	x	x			x	x	x			x	x	x	x
	ind.	Nauplios	x	x	x	x			x	x	x			x	x	x	x
Ostracoda	ind.	Ostracodo									x						x

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

El promedio de la densidad zooplanctónica en los humedales muestreados fue de 1.755 ind/L (CV = 97,89%). Los valores menores se encontraron en los humedales Madre Vieja, El Llanito, EP Río, La María y Guadalcanay (216, 422, 426, 433 y 572 ind/L respectivamente) y los mayores en el humedal Galicia con 6.008 ind/L, atribuido en un 95% al rotífero *Polyarthra luminosa*. Posterior a este el zooplancton, fue más abundante en Lotus (3.342 ind/L) y RTVC (3.340 ind/L) (Tabla 3 y Figura 14).

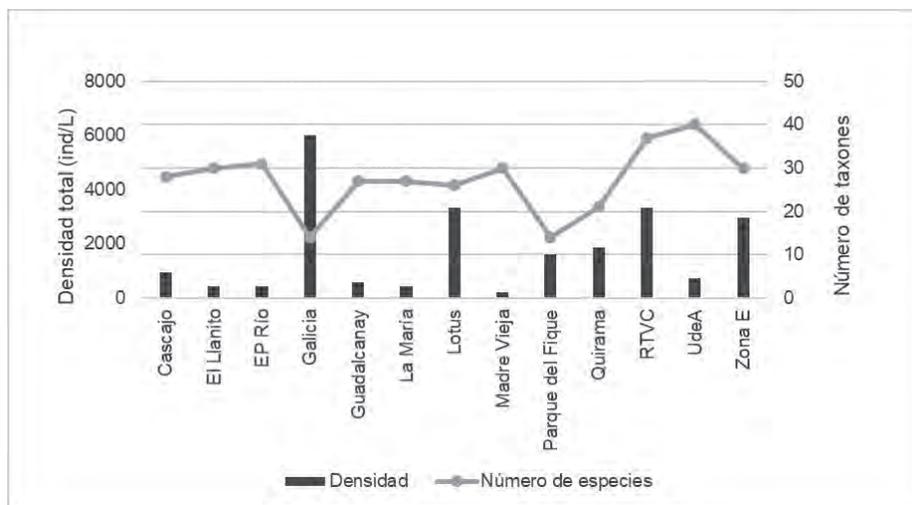


Figura 14. Distribución de la densidad total y del número total de taxones del zooplancton.

Las dos especies más abundantes en el presente estudio fueron *Polyarthra luminosa*, con una densidad total de 7.957 ind/L y *Synchaeta jollyae* con un total de 2.522 ind/L (Tabla 3), ambas pertenecientes a la familia Synchaetidae. Hasta el momento no se encontró registro publicado de dichas especies en el país, por lo cual este estudio las reporta por primera vez para la comunidad zooplanctónica colombiana.

Polyarthra luminosa fue descrita por Kutikova (1962) en Rusia. Es una especie planctónica, posiblemente cosmopolita, presente en lagos, embalses y ríos, y raramente encontrada a temperaturas < 15 °C (Jersabek y Bolortsetseg, 2010). *Synchaeta jollyae* es una especie descrita por Shiel y Koste (1993) en el sur de Australia, tolerante a temperaturas bajas, común en aguas dulces, salobres y marinas y con una ocurrencia tanto en sistemas oligo como mesotróficos (Negreiros, Dos Santos, de Oliveira, dos Santos-Wisniewski y Rocha, 2012). Poco se conoce sobre los hábitos alimenticios de estos dos rotíferos en el medio natural; sin embargo, pueden ser alimentados por *Cryptomonas* y pequeñas diatomeas (Pourriot, 1965). La distribución para ambas especies aún no es clara por la confusión

taxonómica que tienen con especies relacionadas. Sin embargo, para *Synchaeta jollyae* se cree que llegó a Sur América por la globalización de la biodiversidad, adaptándose fácilmente a una amplia gama de condiciones en el neotrópico (Negreiros et al., 2012).

Los nauplios fueron el tercer taxón más abundante con una densidad total de 2.108 ind/L. Son un estado larval de los copépodos, presente en todos los humedales (frecuencia 100%) y dominante en los humedales La María y Madre Vieja. Según Gallo-Sánchez, Aguirre-Ramírez, Palacio-Baena y Ramírez-Restrepo (2009), la dominancia de formas inmaduras de los copépodos y no de los adultos, indica el resultado de una reproducción constante, como posible mecanismo de conservación poblacional ante las condiciones ambientales.

De los cladóceros, el taxón con mayor frecuencia (8) y abundancia fue *Bosmina freyi* con una densidad total de 595 ind/L, de la cual el 72% se registró en el humedal Parque del Fique. No obstante, estuvo ausente en los humedales Cascajo, U de A, Quirama, Madre Vieja y Galicia. Esta amplia distribución de *Bosmina freyi* en los humedales, es posible porque tolera un amplio rango de turbidez (Popp, Hoagland y Hergenrader, 1996) y posee una amplia plasticidad trófica, pues consume detritos, algas unicelulares, y bacterias entre 0,5-20 μm (Kerner, Ertl y Spitzky, 2004), todos ellos posiblemente muy abundantes en estos sistemas. De acuerdo con Acharya, Kyle y Elser (2004) *Bosmina* puede diferenciar la calidad alimenticia de las partículas, lo que le confiere una ventaja particular cuando una alta turbidez mineral, como la de muchos de estos humedales, interfiere con el pastoreo de especies menos selectivas.

Las bajas densidades de los cladóceros en estos humedales pueden deberse a la gran cantidad de sólidos suspendidos (Nogueira, Henry y Maricatto, 1999) que caracteriza los sistemas de bajas profundidades, ya que estos pueden interferir mecánicamente en su tracto digestivo y/o limitar la producción algal (uno de sus principales ítems alimenticios) por la pérdida de luz. Los copépodos suelen ocurrir en menor proporción que los rotíferos y los cladóceros, ya que su tasa de renovación es más lenta que la de los cladóceros y tienen ciclos de vida más largos (Gutiérrez, Morales, Aguirre, Briano, Ramírez y Espejo, 2008). Los copépodos ocupan distintos nichos tróficos, ya que existen las formas detritívoras, omnívoras y carnívoras.

La riqueza de especies (Figura 15) osciló entre 14 a 40 taxones entre los humedales, con un promedio de 27 taxones (CV = 27,70 %). Estos valores son considerados altos en comparación a lo encontrado en otros humedales colombianos (Marciales-Caro, Díaz-Olarte, Cruz-Casallas y Medina-Robles, 2012; Monroy, Aranguren y Gaviria, 2004; Pérez, 2009; Rivera et al., 2010), lo que evidencia que, a pesar de la alta intervención antrópica, estos humedales ofrecen al zooplancton una amplia y adecuada diversidad de hábitats, en especial los humedales U de A y RTVC.

El índice de diversidad de Shannon presentó valores considerados muy bajos en Galicia (0,26 nats/ind) y Parque del Fique (1,25 nats/ind), y muy altos en U de A (2,62 nats/ind) y RTVC (2,35 nats/ind) (Iannacone y Alvaríño, 2007), indicando que en la mayoría de los humedales existe un alto aporte de información por parte del zooplancton y que la heterogeneidad de hábitats y las variaciones ambientales benefician la coexistencia tanto de especies con requerimientos ecológicos contrastantes como de especies ecológicamente similares, las cuales se adaptan a nichos ligeramente diferentes o son capaces de evitar la competencia directa (Miranda, Mouillot, Hernández, López, Do Chi y Pérez, 2005). Pérez (2009) encontró que los mayores niveles de diversidad del zooplancton están asociados a cuerpos de agua que han permitido el mantenimiento de parches de macrófitas para el refugio de las diferentes especies allí encontradas, favoreciendo el aumento de especies detritívoras como muchas de las halladas en este estudio.

En la mayoría de humedales se presenta una amplia oferta de recursos para el zooplancton, lo que permite la distribución homogénea de los taxones dentro de la comunidad, como lo evidencian los valores de los índices de equidad mayores a 0,5 y de dominancia menores a 0,5 (Figura 15). Sin embargo, en los humedales Zona E, La María y especialmente Galicia, se encontró una tendencia diferente, explicada por la dominancia de *S. jollyae*, *nauplios* y *P. luminosa*, respectivamente. Esto refleja que los recursos disponibles en estos humedales posiblemente son menos diversos y favorecen a unas pocas especies, restringiendo el crecimiento de otras.

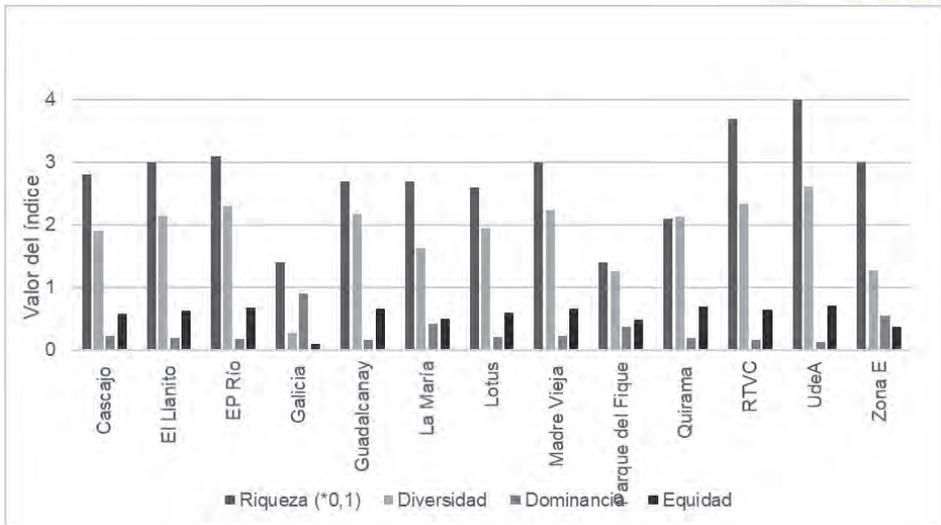


Figura 15. Índices de diversidad del zooplancton.

A continuación se muestran algunos de los taxones de zooplancton más frecuentes y abundantes en los humedales estudiados (Figura 16).

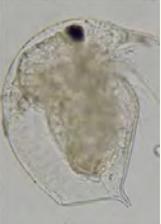
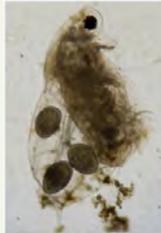
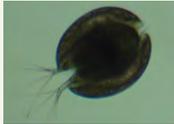
			
<i>Keratella americana</i>	<i>Trichocerca similis</i>	<i>Polyarthra luminosa</i>	<i>Brachionus falcatus reductus</i>
			
<i>Synchaeta jollyae</i>	<i>Bosmina freyi</i>	<i>Daphnia laevis</i>	<i>Daphnia ambigua</i>
			
<i>Thermocyclops cf. decipiens</i>	<i>Arctodiaptomus dorsalis</i>	<i>Nauplio</i>	<i>Ostrácodo</i>

Figura 16. Registro fotográfico del zooplancton.

Macroinvertebrados Acuáticos (MIA)

En los 13 humedales se recolectaron 23.995 individuos de macroinvertebrados acuáticos, representados por 99 taxones (51 géneros identificados), pertenecientes a 62 familias (42 identificadas), 24 órdenes (21 identificados), 11 clases (9 identificadas) y cuatro filos (Tabla 4). Estos organismos estuvieron asociados principalmente a la vegetación acuática y semi-acuática de las orillas, mientras que los individuos provenientes del sedimento fueron escasos. La mayoría de estos organismos son propios de aguas leníticas, sin embargo, debido a la proximidad del río Negro y de algunos sistemas lóticos cercanos o que confluían en los humedales muestreados, se registraron organismos de sistemas de aguas corrientes.

Phylum, clase y orden	Familia	Taxón	Humedal													
			HC	HLL	HEPR	HG	HGU	HM	HL	HMV	HPF	HQ	HRT-VC	HUDA	HZE	
Diptera		<i>cf. Limonia sp.</i>											x			
		<i>Limonia sp.</i>												x		
		<i>Molophilus sp.</i>													x	
		<i>Tipula sp.</i>		x												
		<i>Tipulidae sp.</i>													x	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetidae sp.</i>														x
	Caenidae	<i>Caenis sp.</i>	x													
Hemiptera		<i>Sigara sp.</i>														
		<i>Centrocorisa sp.</i>														
		<i>Tenagobia sp.</i>														
		<i>Heterocorixa sp.</i>														
		<i>Corixidae sp.</i>														
		<i>Dytiscidae sp.</i>														
		<i>Gerridae sp.</i>														
		<i>Lipogomphus sp.</i>														
	<i>Hydrometridae sp.</i>															
	<i>Mesovellidae</i>	<i>Mesovella sp.</i>														
	<i>Naucoridae</i>	<i>Pelocoris sp.</i>														
	<i>Noteridae</i>	<i>Noteridae sp.</i>														



Los órdenes Diptera (7.625 ind.) y Littorinimorpha (5.779 ind.) fueron los mejor representados en número de individuos, contribuyendo con el 55,9%, mientras los demás órdenes presentaron abundancias menores a 2.832 ind. (44,1%) (Figura 17). En la categoría taxonómica de familia, Chironomidae (Diptera) e Hydrobiidae (Littorinimorpha) presentaron la mayor abundancia con 7.314 y 5.779 individuos, respectivamente. Las otras familias registradas presentaron menos de 2.184 individuos.

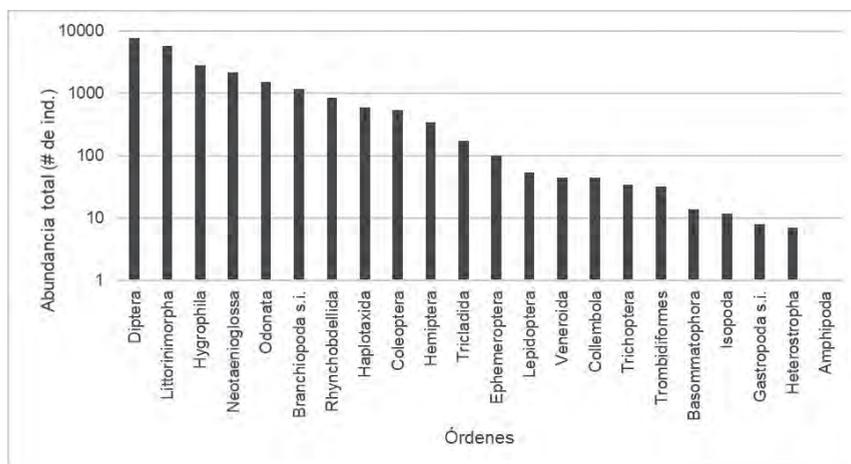


Figura 17. Distribución de la abundancia total de los órdenes de macroinvertebrados acuáticos.

A nivel espacial se evidenciaron fuertes variaciones en abundancia y riqueza total entre los humedales. La abundancia osciló entre 31 (humedal RTVC) y 6.680 (humedal EP Río). En cuanto al número de taxones, la mayor riqueza se registró en el humedal Galicia, con 41 y la menor en RTVC con siete (Figura 18). La vegetación, tanto acuática como ribereña, juega un papel muy importante a nivel estructural en los humedales, generando zonas de refugio, alimentación y reproducción para los macroinvertebrados. Además, genera microhábitats a los cuales los organismos presentan gran capacidad de adaptación, promoviendo complejas redes tróficas para la transferencia de energía en los diferentes niveles tróficos en ecosistemas palustres (Romero, 2015; Zambrano, Zamora, Vásquez y López, 2015). Sin embargo, su función “natural” puede verse fuertemente afectada por las actividades antrópicas.

Los humedales urbanos presentan condiciones particulares, relacionadas con la influencia humana que modifican la calidad del hábitat y del agua por diferentes procesos, como: vertimientos orgánicos e inorgánicos de origen doméstico y/o industrial, transformación del paisaje por actividades ganaderas, agrícolas y productivas y acelerado crecimiento poblacional. Esto último trae consigo el desarrollo industrial y urbano que incide en

la estructura y dinámica poblacional de los macroinvertebrados y sus condiciones ecológicas (Rivera, Pinilla, Rangel-Churio, Castro y Camacho-Pinzón, 2015; Tomanova, Goitia y Helesic, 2006).

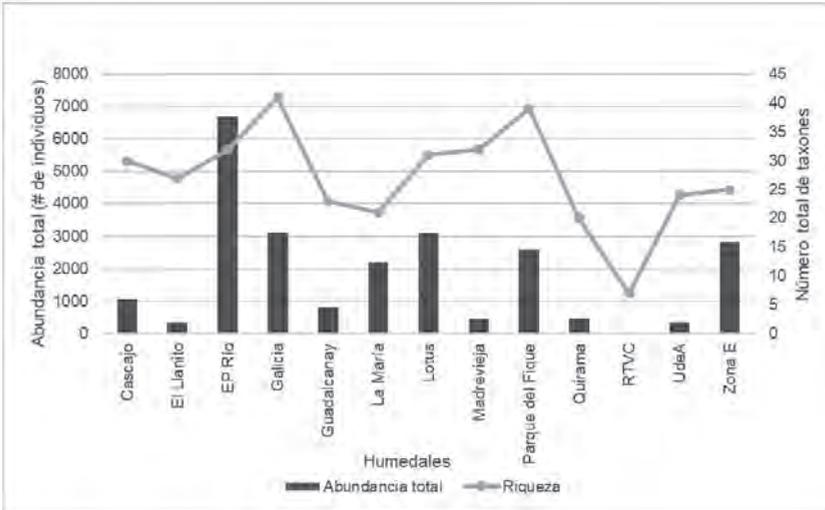


Figura 18. Distribución de la abundancia total y del número total de taxones de macroinvertebrados acuáticos.

Los taxones de mayor abundancia fueron los individuos de la familia Chironomidae s.i. (Diptera) los gastropodos *Hydrobiidae* sp., *Physella* sp., *Melanoides* sp. y *Branchiopoda* sp. con 6.590, 5.595, 2.183, 2.175 y 1.190 individuos, respectivamente, contribuyendo con el 73,9% del total de individuos registrados, mientras los demás taxones presentaron abundancias menores a 900 individuos (26,1%) (Tabla 4). De los 99 taxones registrados, 58 presentaron bajas abundancias y se registraron en uno o dos sitios de monitoreo, por lo que pueden ser considerados escasos o raros, a pesar de ser un muestreo puntual en espacio y tiempo.

La representatividad de los taxones en este trabajo es alta en comparación con otros trabajos realizados en humedales de tierras altas y/o urbanos (Carrillo, Cerón, Chávez y Jaramillo, 2017; Rivera, Pinilla y Rangel, 2013a; Venegas-Escovar, 2017). Los taxones que sobresalieron en estos sistemas responden a las características y heterogeneidad de hábitat, sumado a la alta carga de materia orgánica que se presenta normalmente en este tipo de ecosistemas palustres. También a las condiciones alimenticias que proveen las coberturas circundantes y propias de cada espejo de agua, que al ingresar a los sistemas son transformadas en partículas más finas y/o disueltas –de origen tanto autóctono como alóctono– convirtiéndose en un ítem alimenticio de suma importancia para diferentes grupos funcionales (Paredes, Iannacone y Alvareño, 2007; Rivera et al., 2013b; Tomanova, Goitia y Helesic, 2006). Muchos de estos organismos presentan un amplio espectro

ecológico y etológico, al aprovechar diferentes hábitats, niveles de contaminación y recursos que favorecen el asentamiento y la proliferación de sus poblaciones (Mondy, Muñoz y Dolédec, 2016).

La gran cantidad de materia orgánica es acumulada y utilizada como sitios de refugio y, principalmente alimento, como es el caso de las larvas de dípteros de la familia Chironomidae, de común ocurrencia en los humedales de tierras altas (Carrillo, Cerón, Chávez y Jaramillo, 2017; Pedroza-Ramos, Caraballo y Aranguren-Riaño, 2016; Rivera et al., 2013a), e indicadora de aguas mesoeutróficas; Roldán, 1988). Las larvas y pupas de esta familia se pueden hallar sobre cualquier tipo de sustrato, en las aguas leníticas se pueden encontrar fuertemente relacionadas a la cobertura de orilla y macrófitas acuáticas, fango, depósitos de materia orgánica en descomposición e inclusive sobre otros organismos. Estas larvas son muy diversas morfológicamente, presentando amplios comportamientos tróficos: carnívoras, fitófagas y detritívoras (Paggi, 2009). Dentro de las redes tróficas son fuente de alimento de otros invertebrados (coleópteros, odonatos, anfípodos), aves y peces, además favorecen la aireación y remoción de los sedimentos para ser utilizados por los organismos mineralizadores (Domínguez y Fernández, 2009).

Dentro de los organismos más abundantes, los gasterópodos de la familia Hydrobiidae y los taxones *Physella* sp. y *Melanoides* sp. fueron los principales representantes en gran parte de los humedales muestreados. Estos organismos necesitan, por lo general, aguas ricas en calcio (especialmente carbonato de calcio) para la construcción y recalcificación de las conchas (Roldán, 1996). En aguas quietas son comunes, se encuentran asociados a diferentes sustratos, como la vegetación de orilla, las plantas acuáticas y semi-acuáticas, fondos blandos y depósitos de materia orgánica en descomposición, donde aprovechan todos los recursos disponibles. En términos de bioindicación, la familia Hydrobiidae y el taxón *Melanoides* sp. están fuertemente relacionados con aguas medianamente contaminadas, quietas y poco profundas, mientras *Physella* sp. habita en aguas muy contaminadas, siendo muy abundante en los lagos y lagunas de Antioquia (Cuezzo, 2009; Roldán, 1988).

La riqueza de taxones varió entre siete y 41 taxones. La diversidad estimada osciló entre 0,77 y 2,69 nats/ind. Los máximos valores fueron $\geq 2,0$ nats/ind. y los mínimos fueron $< 1,0$ nats/ind. (Figura 19). De acuerdo con los valores de diversidad reportados en otros trabajos en humedales urbanos y/o de alta montaña, se considera que la diversidad promedio estimada (1,73 nats/ind.) fue alta para los humedales urbanos del área de estudio. Por otro lado, Wilhm y Dorris (1968) propusieron que los valores de este índice, dentro del rango de uno a tres nats/inds, presentan aguas ligeramente contaminadas, condición que muestran la mayoría de los humedales muestreados, mientras que los humedales con valores menores a uno, se consideran aguas intensamente contaminadas.

El índice de dominancia osciló entre 0,10 y 0,72 y los mayores valores (>0,62) fueron calculados en los humedales La María, Parque del Figue y Quirama, mientras los demás humedales presentaron dominancias intermedias a bajas (<0,5). Lo anterior se corrobora con lo observado para el índice de equidad, donde los sitios con baja dominancia de los taxones, son los que presentan los mayores valores para este índice (rango: 0,24-0,78), reflejando un posible descenso de la abundancia de organismos sensibles y un aumento de los organismos tolerantes, tales como los representantes de las familias Chironomidae sp. e Hydrobiidae sp. y los taxones *Physella* sp., *Melanoides* sp. y *Branchiopoda* sp. (Figura 19). A nivel general, entre los humedales se apreció una distribución variable de la abundancia entre los taxones presentes en cada uno.

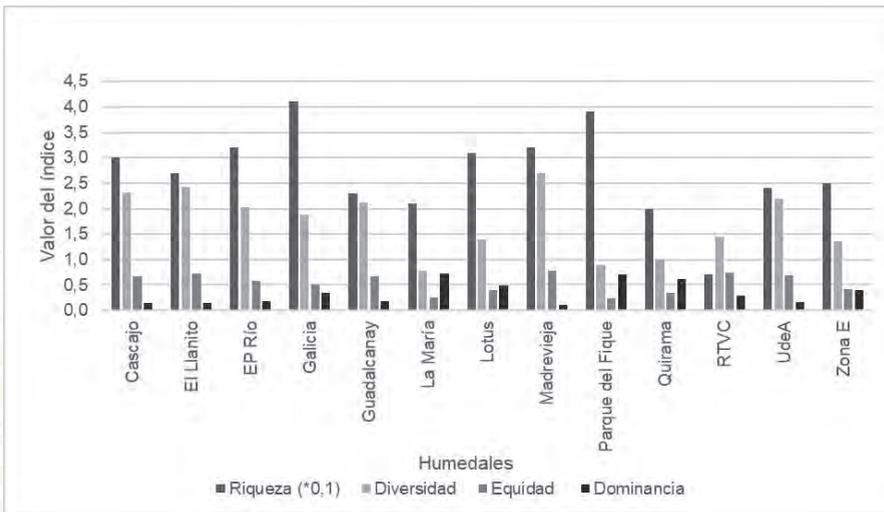


Figura 19. Índices de diversidad de macroinvertebrados acuáticos.

Los humedales del altiplano del Oriente antioqueño constituyen un hábitat importante para una gran variedad de organismos acuáticos, como son los macroinvertebrados, cuyos aspectos ecológicos y funcionales promueven un importante papel trófico y contribuyen al fortalecimiento de sistemas dinámicos. Es por ello que su presencia y abundancia en estos ecosistemas refleja su capacidad para explotar una gran variedad de recursos orgánicos. En ecosistemas palustres estos organismos tienen una alta diversificación dietaria, donde especies diferentes explotan la misma clase de recurso de manera similar (Rivera et al., 2013b).

Las diferencias observadas en composición y estructura de los macroinvertebrados acuáticos entre los humedales pueden obedecer a cambios en las condiciones físicas, químicas y biológicas, que promueven la aparición de formas especializadas o generalistas en sus comportamientos funcionales (Tomanova et al., 2006).

Bio-indicadores de calidad del agua

Los mayores valores del índice BMWP se registraron para los humedales Galicia, Lotus, Parque del Fique, EP Río, Madre vieja, Cascajo y UdeA con valores que oscilaron entre 71-122 (clase II: color verde) con aguas de calidad aceptable, donde se evidencian efectos de contaminación. Los registros entre 46 - 70 corresponden a una calidad dudosa (clase III: color amarillo) con aguas moderadamente contaminadas en los humedales Zona E, Llanito, La María y Guadalcanay y los ubicados entre 21 - 45 corresponden a una calidad crítica (clase IV: color naranja) con aguas muy contaminadas en los humedales Quirama y RTVC (Figura 20).

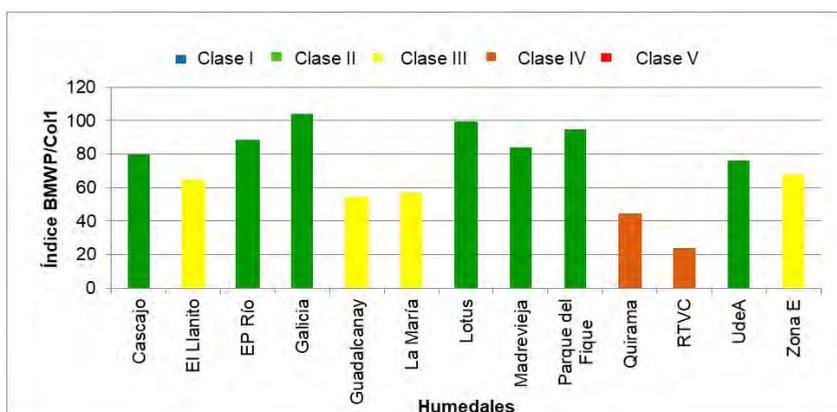


Figura 20. Valores del índice BMWP/Col estimados para los macroinvertebrados.

Es importante mencionar que el índice BMWP, adaptado para Colombia, se desarrolló a partir de comunidades de invertebrados de sistemas lóticos, por lo cual no se utiliza en ambientes leníticos. Sin embargo, en otros trabajos en humedales en Bogotá, se ha implementado su aplicación con el fin de discriminar la calidad del agua de estos. Además, Venegas-Escobar (2017) sugiere una adaptación para su uso riguroso en estos ecosistemas. Para ello propone la aplicación de valores de tolerancia específicos, para las familias relacionados con las elevadas cargas de materia orgánica, requiriendo estudios detallados y un alto número de humedales expuestos a diferentes grados de contaminación.

La presencia de algunas familias que se han registrado en los ecosistemas lóticos, hace pensar en la influencia que pueden tener el Río Negro y otros sistemas lóticos sobre los humedales cercanos a estos, permitiendo el intercambio subterráneo de agua e hidrobiota entre el río y el humedal, o la influencia directa del sistema lótico al confluir en ellos (por ejemplo, el humedal EP Río, donde confluyen las quebradas Abreo y Malpaso,

y humedal Parque del Fique) y por ende, la influencia en términos de composición y desarrollo de las larvas de dichas familias.

A continuación se presenta el registro fotográfico de los taxones de MIA más abundantes (Figura 21 A) y frecuentes (Figura 21 B) en los humedales urbanos del altiplano del Oriente antioqueño.

		
<p><i>Chironomidae sp.</i></p>	<p><i>Hydrobiide sp. I</i></p>	<p><i>Physella sp.</i></p>
		
<p><i>Melanoides sp.</i></p>	<p><i>Branchiopoda sp.</i></p>	
<p>A – Abundantes</p>		

		
<i>Glossiphoniidae sp.</i>	<i>Chironomus sp.</i>	<i>cf. Acanthagrion sp.</i>
		
<i>Lymnaea sp.</i>	<i>Haplotaxida s.i.</i>	<i>Hydrophilidae sp.</i>
		
<i>cf. Erythrodiplax sp.</i>	<i>cf. Micrathyria sp.</i>	<i>Culex sp.</i>
		
Larva	Adulto	<i>Helisoma sp.</i>
<i>Dytiscidae sp.</i>		

B – Frecuentes

Figura 21. Registro fotográfico de los taxones de macroinvertebrados acuáticos más abundantes (A) y frecuentes (B) en los humedales urbanos.

Peces

En los 13 humedales se recolectaron 1.780 peces, distribuidos en nueve especies pertenecientes a cinco familias, cuatro órdenes, una clase y un filo (Tabla 5)

El orden Cyprinodontiformes fue el mejor representado en número de individuos (1.677 ind; 94,2% de la abundancia) y de especies. Dentro de este orden, se halló el género *Poecilia* (guppy), que presentó dos especies, un morfotipo por confirmar (cf.) y uno sin definir (sp), debido al pequeño tamaño de los individuos. Posterior a este, los órdenes Cypriniformes y Perciformes estuvieron representados por dos especies cada uno (*Carassius auratus*, carpa dorada, *Cyprinus carpio*, carpa común; *Micropterus salmoides*, perca americana y *Oreochromis niloticus*, tilapia, respectivamente) y finalmente el orden Characiformes estuvo representado por *Hemibrycon* sp. Estos últimos tres órdenes presentaron abundancias menores a 88 ind (Figura 22).

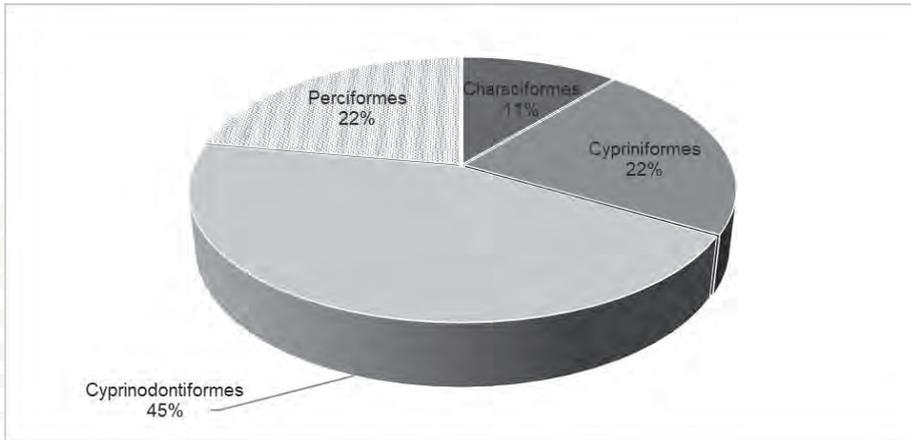


Figura 22. Porcentaje del número de taxones en cada orden de peces.

Tabla 5. Composición y clasificación taxonómica de peces.

Phylum, Clase y Orden	Familia	Especie/ (nombre común)	Humedales urbanos												
			HC	HLL	HEPR	HG	HGU	HM	HL	HMV	HPF	HQ	HRT-VC	HUDA	HZE
Chordata															
Actinopterygii															
Characiformes	Characidae	<i>Hemibrycon</i> sp.			x										
		<i>Carassius auratus</i> (carpa dorada)													
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> (carpa común)													
		<i>Poecilia caucana</i> (gupy)	x		x	x	x	x	x						x
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia cf. caucana</i> (gupy)													
		<i>Poecilia reticulata</i> (gupy)	x												x
		<i>Poecilia</i> sp. (gupy)													
Perciformes	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i> (perca americana)			x										
	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (tilapia)			x										x

Fuente: (Elaboración propia, 2018)



La dominancia de poecilidos en estos humedales puede estar relacionada con su afinidad por la vegetación acuática y terrestre sumergida, que usan como refugio para evadir la depredación y al mismo tiempo como nicho trófico por la gran abundancia de insectos inmaduros que se asocian al material vegetal en descomposición. Adicionalmente, estos peces prefieren aguas de poca corriente y turbulencia, como las de dichos sistemas (Maldonado et al., 2005). *Poecilia reticulata*, una especie introducida en Colombia en 1940 (Welcomme, 1988), presenta alta adaptabilidad a los diferentes tipos de ecosistemas y condiciones ambientales, lo que le confiere una alta ocurrencia en los hábitats acuáticos de agua dulce (Heather, Taylor, Tsun Wu y Breden, 2006).

Las carpas (*Carassius auratus* y *Cyprinus carpio*) son peces introducidos, típicos de aguas de poca corriente y con amplia cobertura de vegetación, donde las hembras depositan los huevos y las larvas sobreviven fácilmente. *C. auratus* es típica de aguas eutróficas y se alimenta principalmente de plancton, invertebrados bentónicos, material vegetal y detritus, todos ítems muy abundantes en los humedales estudiados. *C. carpio* tolera una gran variedad de condiciones ambientales, aunque generalmente prefiere cuerpos de agua con sedimentos de fondo blando, como los de los humedales y se alimenta de una gran variedad de organismos bentónicos y material vegetal (Froese y Pauly, 2012).

La perca (*Micropterus salmoides*) generalmente se encuentra sobre fondos lodosos o arenosos, en aguas tranquilas y con abundante vegetación. Las formas adultas se alimentan de peces, cangrejos de río y ranas; los jóvenes se alimentan de crustáceos, insectos y peces pequeños e incluso a veces pueden ser caníbales. Al mismo tiempo pueden ser fuente de alimento de aves como garzas (registradas en los humedales de estudio), por lo que esta especie introducida es una de las más dinámicas dentro de la red trófica de los humedales analizados (Froese y Pauly, 2012). La tilapia (*Oreochromis niloticus*) es una de las especies más ampliamente introducidas en el mundo, que habita en una amplia diversidad de hábitats de agua dulce, e incluso salobre. Su alimentación incluye ítems muy abundantes dentro de los humedales estudiados, como las algas, las larvas de insectos y el detrito (Froese y Pauly, 2012).

El género *Hemibrycon* tiene actualmente 36 especies reportadas (Eschmeyer y Fricke, 2013) y de estas, 21 se encuentran distribuidas en los ríos de Colombia (Román-Valencia, Vanegas-Ríos y Ruiz, 2008). El conocimiento de la taxonomía es confuso porque la mayoría de especies se definen únicamente por los contrastes de un solo carácter o por la superposición y las combinaciones de las características externas que muestran altos niveles de variación inter e intra-específica. Actualmente se han propuesto tres nuevas especies de *Hemibrycon* para la cuenca del río Magdalena (Román-Valencia et al., 2013), que han sido encontradas en los ríos del oriente de Antioquia. Pese a esto, sigue la problemática con la confusión acerca de la taxonomía, no son claras las definiciones de las especies y se pueden estar confundiendo las diferencias entre poblaciones aisladas por los embalses, como nuevas especies.

En los Andes de Colombia se reporta que especies del género *Hemibrycon*, llevan a cabo su búsqueda de alimento en las orillas, bajo la vegetación ribereña y en charcos o remansos en la parte media y superior de la columna de agua y se desplazan en cardúmenes con un adulto delante del grupo. La dieta está constituida por insectos acuáticos, material de origen vegetal y algas (Román-Valencia, Vanegas-Ríos y Ruíz, 2008). Ocho de las nueve especies halladas fueron registradas previamente en sistemas del altiplano del Oriente antioqueño en el estudio de Jaramillo-Villa, Maldonado-Ocampo y Bogotá-Gregory (2008). Solo la carpa dorada (*Carassius auratus*) no fue reportada en dicho trabajo. Particularmente en los municipios donde se desarrolló el presente estudio, el género *Hemibrycon* se ha registrado en la quebrada el Chocho y en el Río Negro (Marinilla) y *M. salmoides* en el Río Negro (Marinilla) (Universidad Católica de Oriente, 2018)

A continuación se presenta el registro fotográfico de peces registrados en los humedales urbanos del altiplano del Oriente antioqueño (Figura 23)

	
<p><i>Hemibrycon</i> sp.</p>	<p><i>Carassius auratus</i> (carpa dorada)</p>
	
<p><i>Cyprinus carpio</i> (carpa común)</p>	<p><i>Poecilia caucana</i> (gupy)</p>
	
<p><i>Poecilia reticulata</i> (gupy)</p>	<p><i>Oreochromis niloticus</i> (tilapia)</p>

Figura 23. Registro fotográfico de las especies de peces.

A nivel espacial se evidenciaron fuertes variaciones de la abundancia entre los humedales. La María, Quirama y Parque del Fique presentaron la menor cantidad de individuos, con 4, 6 y 11, respectivamente, mientras que UdeA, El Llanito, Guadalcanaí y EP Río presentaron 623, 315, 178 y 172 individuos, respectivamente. Los otros humedales presentaron entre 49 y 106 individuos. La mayoría de humedales presentaron entre una y dos especies, solo EP Río y Guadalcanaí tuvieron cuatro especies cada uno, y Lotus tres (Figura 24)

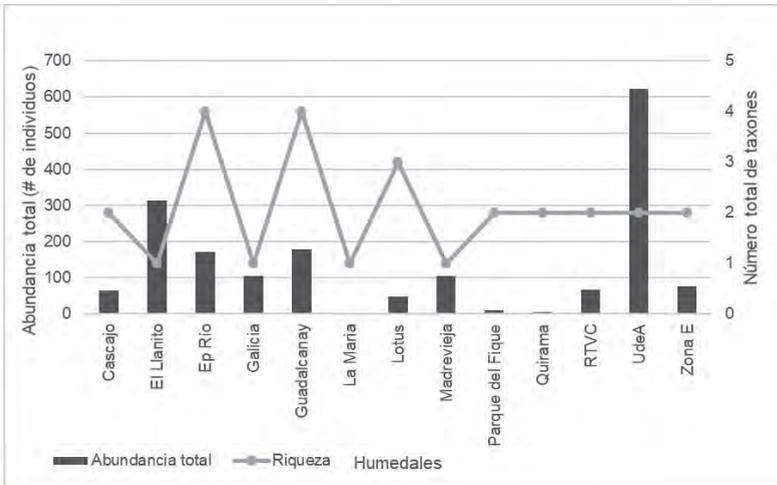


Figura 24. Distribución de la abundancia total y del número total de especies de peces.

Las especies más abundantes fueron los guppies, *Poecilia caucana* con 1.218 ind. (68%) y *Poecilia cf. caucana* con 325 ind. (18%), constituyendo entre las dos el 86% de la abundancia total registrada en los humedales. *Poecilia caucana* es una especie nativa de Colombia, en este caso, *P. cf. caucana* no cumple con los patrones de coloración que presenta la especie originalmente descrita. Las demás especies presentaron abundancias menores a 90 individuos, contribuyendo entre todas con el 14% del total de individuos capturados. *P. caucana* fue registrada en sistemas leníticos, producto de explotación minera en bosques del departamento de Caldas (Córdoba, Rojas, Vásquez, Arboleda, Hernández y Giraldo, 2016). De acuerdo con estos autores *P. caucana* es una de las especies ícticas que puede demostrar una conectividad entre estos ecosistemas y el río Magdalena, similar a lo que puede ocurrir entre los humedales estudiados y el Río Negro. La riqueza de especies varió entre una y cuatro especies, como se mencionó anteriormente y el índice de diversidad de Shannon y Wiener entre 0,00 en los humedales donde solo se registró una especie (El Llanito, Galicia, La María y Madre vieja) y 1,00 nats/ind en el humedal Lotus. La riqueza tuvo un promedio de 2 especies y el índice de diversidad de 0,34 nats/ind (Figura 25)

Aunque aparentemente la riqueza y diversidad halladas en los humedales es baja, en la mayoría de las comunidades ícticas se observa una relación inversamente proporcional en cuanto a su distribución, diversidad y abundancia con respecto a la altitud (Margalef, 1983). Adicionalmente, aunque permanentemente se afirma que los ecosistemas tropicales son los que albergan la mayor diversidad en el mundo, es importante también resaltar la singularidad de la biota de alta montaña, que no es tan diversa.

Exceptuando los humedales donde solo se registró una especie, la equidad de Pielou y la dominancia de Simpson evidenciaron, que en la mayoría de estos sistemas, los recursos ofrecidos son monopolizados por las especies del género *Poecilia* (*P. caucana*, *P. cf. caucana* y *P. reticulata*, principalmente), pues solo en Lotus la equidad fue alta (0,91) y la dominancia baja (0,39) (Figura 25).

En un estudio de la diversidad de peces en un gradiente altitudinal de los Andes colombianos, Jaramillo-Villa, Maldonado-Ocampo y Escobar (2010) observaron cambios en la estructura de los ensamblajes de peces en respuesta a cambios en el ambiente acuático relacionados con la altitud. En sistemas de altiplano (> 2.000 msnm) ubicados a alturas similares a las de los humedales estudiados (entre 2.074 – 2.430 msnm) el patrón general fue la disminución de la riqueza, la diversidad y la equidad y el incremento de la dominancia de pocas especies. Esto último parece ser una estrategia de compensación para ajustar las poblaciones a los recursos disponibles (Matthews, 1998).

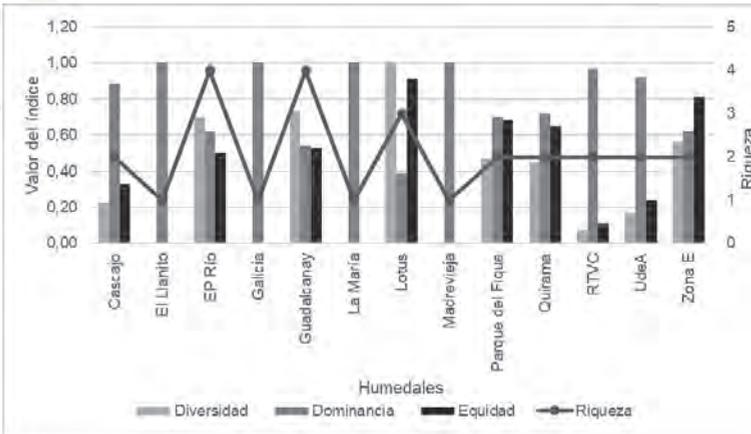


Figura 25. Índices de diversidad calculados para las especies de peces.

Anfibios

La comunidad de anfibios encontrada para los diferentes sitios de muestreo estuvo pobremente representada y dos especies fueron las dominantes. *Dendropsophus bogerti* (Figura 26), una especie de anuro de la familia Hylidae, con distribución restringida a Colombia en la región del norte de la Cordillera Central (Acosta-Galvis, 2017) entre 1.500 y 2.580 msnm. Esta especie se encuentra en la categoría de preocupación menor según la UICN. Es una especie que habita sistemas terrestres y de agua dulce, en áreas abiertas, tanto pastizales como bosques secundarios, por lo que no necesita de áreas conservadas para su sobrevivencia. *D. bogerti* se adapta fácilmente en hábitats intervenidos y en pastizales asociados a charcas, formando grupos muy numerosos, por lo general con machos realizando cantos (Kaplan, 1997). *Rhinella horribilis* (Figura 27), otra especie de anuro encontrada en la mayoría de humedales, perteneciente a la familia Bufonidae, con amplia distribución en Colombia, ocupando casi todos los hábitats de las tierras bajas de la región trasandina hasta los bosques andinos (Acosta-Galvis, 2017). Es una especie de sistemas terrestres y de agua dulce, con comportamiento nocturno, que prospera en hábitats degradados, con preferencia a zonas abiertas y con aprovechamiento de ambientes creados por el hombre. Ocasionalmente puede encontrarse en áreas con cobertura boscosa.

Los datos generales sobre las especies encontradas en cada sitio y su correspondiente abundancia se registran en la Tabla 7. *Dendropsophus bogerti* fue la especie más abundante y se encontró en todos los humedales visitados. *Pristimantis aff taeniatus* (Figura 28) sólo se encontró en el humedal perteneciente al Recinto Quirama. Esta especie pertenece a la familia Craugastoridae, se distribuye en bosques subandinos y

andinos de las estribaciones andinas asociadas al Valle del Magdalena y Tierras bajas del Pacífico (Ruiz et al., 1997, citado en Acosta-Galvis, 2017) presente en sotobosques de coberturas de bosque primario y secundario, con tolerancia relativa a perturbación de hábitat. Se encuentra catalogada como especie de preocupación menor, según UICN.

En cuanto a reptiles, se registró presencia de *Anolis mariarum* (Figura 29) en cuatro localidades visitadas. Este reptil pertenece a la familia Dactyloidae y su distribución corresponde al norte de las cordilleras Central y Occidental, desde elevaciones superiores a los 1.200 msnm (Uetz, 2018). No está catalogada como amenazada de acuerdo a los criterios de la UICN. Es una especie que puede habitar, tanto en bosques primarios y secundarios, como en hábitats intervenidos antrópicamente.

En términos de diversidad, los índices utilizados para estudio de diversidad alfa de las comunidades pertenecientes a los humedales muestreados son resumidos en la Tabla 8. El índice de Simpson obtenido para todos los sitios fue muy cercano a 1 ó 1 en el caso de Llanito y Guadalcanaí, a excepción de la Seccional, Lotus y Abreo que tuvieron valores intermedios entre 0 y 1, lo cual habla de una diversidad moderada para estas tres localidades. Este índice también permite inferir la equidad entre las especies en las diferentes comunidades visitadas, donde se puede ver que se conserva una homogeneidad en la composición de especies con dominancia de *Dendropsophus bogerti* en cada una de ellas. El índice de Margalef corrobora lo anterior, el valor arrojado para todos los sitios fue menor a 1. Además, Guadalcanaí y Llanito presentaron un valor igual a cero. El índice de Shannon-Wiener también corrobora que todos los sitios son muy pobres en diversidad de herpetofauna, porque todos los valores de este índice fueron menores a 2.

La localidad de la Universidad de Antioquia se destacó con valores más cercanos a una comunidad con mayor diversidad y un poco de más equidad en cuanto al número de individuos, seguido de Abreo-Malpaso y Lotus, respectivamente. Nuestros resultados sugieren, que a pesar de que aún se registran algunas especies de anfibios y reptiles, su composición y diversidad es muy baja. Lo anterior podría sugerir que la intervención reciente, entendido como crecimiento urbano, contaminación del recurso hídrico, en muchos casos desecación de los humedales y pérdida de la vegetación asociada, tiene un efecto directo sobre la composición de especies. Aunque este trabajo constituye una aproximación preliminar, los resultados inferidos sugieren la permanencia de especies generalistas y resistentes a la intervención antrópica del hábitat. Una futura recomendación además del crecimiento del espejo del agua, idealmente con conexiones entre humedales, es proporcionar el favorecimiento del crecimiento de estructura vegetal colindante a los humedales, que constituirían hábitat adecuados para la permanencia de anfibios y reptiles de alta montaña en el contexto de una planicie históricamente irrigada por humedales en grandes proporciones.

Tabla 6. Humedales en los que se realizó muestreo de anfibios.

Humedal	Municipio	Altitud
Lotus	Rionegro	2.090
El Llanito	Rionegro	2.090
Madre Vieja	Rionegro	2.090
Guadalcanai	Rionegro	2.100
EP Río	Rionegro	2.105
Galicia	Rionegro	2.075
Quirama	Rionegro	2.100
UdeA	El Carmen de Viboral	2.115
La María	La Ceja	2.130
Cascajo	Marinilla	2.130
RTVC	Marinilla	2.080

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

Tabla 7. Especies y abundancias encontradas en cada sitio de muestreo el altiplano del oriente de Antioquia.

Localidad	Especie			
	D. bogerti	R. horribilis	P. aff taeniatus	A.mariarum
Lotus	6	3	0	0
El Llanito	2	0	0	0
Madre Vieja	13	3	0	0
Guadalcanai	8	0	0	0
EP Río	7	1	0	2
Galicia	78	11	0	0
Quirama	24	0	1	0
UdeA	7	2	0	2
La María	27	5	0	1
Cascajo	28	1	0	0
RTVC	36	1	0	1

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

Tabla 8. Resultados para diversidad alfa de los diferentes sitios de muestreo en el altiplano del oriente de Antioquia.

Localidades	Número total de individuos (n)	Riqueza específica (s)	Índices		
			Simpson (d)	Margaleft	Shannon-Wiener
Lotus	9	2	0,556	0,455	0,636
El Llanito	2	1	1	0	0
Madre Vieja	16	2	0,695	0,361	0,482
Guadalcanai	8	1	1	0	0
EP Río	10	3	0,54	0,868	0,802
Galicia	89	2	0,783	0,223	0,374
Recinto Quirama	25	2	0,923	0,311	0,167
UdeA	11	3	0,471	0,834	0,907
La María	33	3	0,693	0,572	0,556
Cascajo	29	2	0,933	0,297	0,149
RTVC	38	3	0,910	0,549	0,925

Fuente: (Elaboración propia, 2018)



Figura 26. Individuos de *Dendropsophus bogerti* registrados en los humedales muestreados del altiplano del oriente de Antioquia. (A) Hembra; (B) Macho vocalizando; (C) Subadulto; (D) Amplexo.

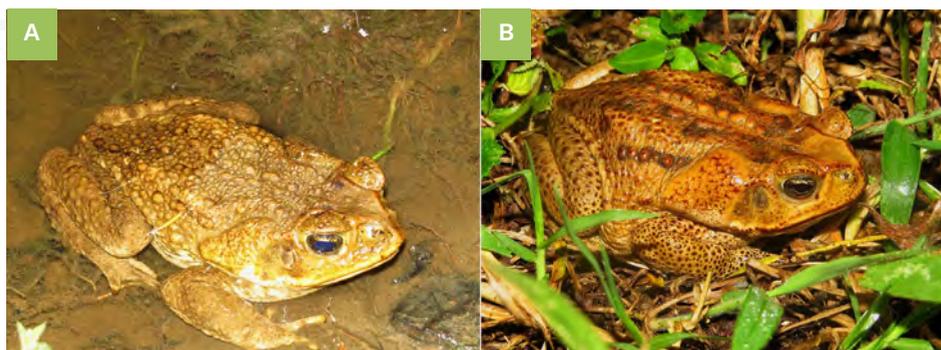


Figura 27. Individuos de *Rhinella horribilis* registrados en dos localidades. (A) El Yarumo; (B) Madre vieja.



Figura 28. Individuo de *Pristimantis aff. taeniatus* registrado en el humedal Quirama.



Figura 29. Individuos de *Anolis mariarum* registrados en las localidades muestreadas. (A) (Superior: macho; Inferior: hembra); (B) Macho exhibiendo saco gular.

Aves

La caracterización de especies de aves se desarrolló durante los meses de octubre y septiembre de 2017. La metodología aplicada en campo consistió en muestreos extensivos sin capturas, empleando binoculares, cámaras fotográficas y guías taxonómicas de campo. El esfuerzo de muestreo para cada sitio fue de 4 horas, iniciando las jornadas de campo a las 6:00 am y terminando a las 10:00 am. Con el fin de complementar la información de los registros en campo se realizó una búsqueda de aspectos como categoría de amenaza, ecología de la especie y área de distribución (Hilty, Brown y Brown 1986; McMullan, Donegan y Quevedo, 2010; Renjifo et al., 2013; Ayerbe, 2018).

En total se registraron 29 especies comprendidas en 24 géneros, 12 familias y 11 órdenes. Los géneros con más especies son *Tringa* (3), *Dendrocygna* (3) y *Egretta* (2). Entre las familias más representativas se encuentran Ardeidae (6), Anatidae (5), Scolopacidae (4) y Rallidae (3) (Tabla 9). Gran parte de las especies aquí reportadas coinciden con las reportadas en estudios de aves en humedales de la sabana de Bogotá y elevaciones similares (Naranjo, Amaya, Eusse-González, Cifuentes-Sarmiento, 2012; Chaparro-Herrera y Ochoa 2015).

Tabla 9. Composición de aves para los humedales estudiados.

N°	Familia	Especie
1	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>
2	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>
3	Anatidae	<i>Anas discors (Spatula discors)</i>
4	Anatidae	<i>Cairina moschata</i>
5	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>
6	Anatidae	<i>Dendrocygna bicolor</i>
7	Anatidae	<i>Dendrocygna viduata</i>
8	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>
9	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>
10	Ardeidae	<i>Butorides striata</i>
11	Ardeidae	<i>Egretta caerulea</i>
12	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>
13	Ardeidae	<i>Nycticorax</i>
14	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>
15	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>
16	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>

N°	Familia	Especie
17	Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>
18	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>
19	Rallidae	<i>Gallinula galeata</i>
20	Rallidae	<i>Pardirallus nigricans</i>
21	Rallidae	<i>Porphyrio martinica</i>
22	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>
23	Scolopacidae	<i>Calidris fuscicollis</i>
24	Scolopacidae	<i>Tringa flavipes</i>
25	Scolopacidae	<i>Tringa melanoleuca</i>
26	Scolopacidae	<i>Tringa solitaria</i>
27	Threskiornithidae	<i>Phimosus infuscatus</i>
28	Tyrannidae	<i>Sayornis nigricans</i>
29	Tyrannidae	<i>Serpophaga cinerea</i>

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

La frecuencia se tomó como una medida complementaria para el análisis de datos, entendiendo la frecuencia como el número de sitios donde fue observado un taxón, encontramos que los mayores valores fueron obtenidos por *Egretta thula* la cual fue avistadas en los 13 sitios estudiados; Seguido de esta se encuentran *Porphyrio martinica* (12 sitios); por ultimo las especies con menor frecuencia fueron *Cairina moschata* y *Milvago chimachima*, registradas solo en un sitio (Figura 30 y Tabla 9).

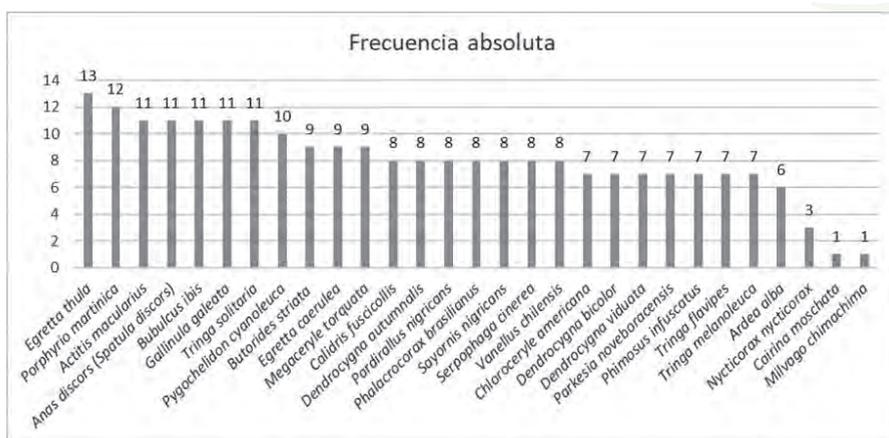


Figura 30. Frecuencia absoluta para los humedales estudiados.

Tabla 10. Composición y clasificación taxonómica de las aves encontradas en los humedales urbanos.

Familia	Especie	Humedal													
		HC	HLL	HEPR	HG	HGU	HM	HL	HMV	HPF	HQ	HRT-VC	HUDA	HZE	
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>		x	x	x	x		x	x						
	<i>Megasceryle torquata</i>		x	x	x	x		x	x						
	<i>Anas discors (Spatula discors)</i>	x	x	x	x	x	x	x	x						
	<i>Cairina moschata</i>			x											
Anatidae	<i>Dendrocygna autumnallis</i>		x	x		x	x	x							
	<i>Dendrocygna bicolor</i>		x	x		x	x	x							
	<i>Dendrocygna viduata</i>		x	x	x	x	x	x							
	<i>Ardea alba</i>		x		x	x	x	x							
	<i>Bubulcus ibis</i>		x	x	x	x	x	x							
	<i>Butorides striata</i>		x	x	x	x	x	x							
Charadriidae	<i>Egretta caerulea</i>		x	x	x	x	x	x							
	<i>Egretta thula</i>	x	x	x	x	x	x	x							
	<i>Nycticorax</i>		x					x							
Falconidae	<i>Vanellus chilensis</i>		x	x	x	x		x							
	<i>Milvago chimachima</i>														
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>		x	x	x	x		x							
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	x	x	x	x	x	x	x							

Familia		Especie	Humedal															
			HC	HLL	HEPR	HG	HGU	HM	HL	HMV	HPF	HQ	HRT-VC	HUDA	HZE			
Parulidae	Phalacrocoracidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	x		x		x	x								x		
		<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	x		x		x	x							x			
Rallidae		<i>Gallinula galeata</i>	x		x		x	x							x		x	
		<i>Pardirallus nigricans</i>	x		x		x	x							x		x	
		<i>Porphyrio martinica</i>	x		x		x	x							x		x	
		<i>Colidris fuscicollis</i>	x		x		x	x							x			
Scolopaciidae		<i>Tringa flavipes</i>	x		x		x	x									x	
		<i>Tringa melanoleuca</i>	x		x		x	x									x	
		<i>Tringa solitaria</i>	x		x		x	x										x
		<i>Phimosus infuscatus</i>	x		x		x	x										x
Tyrannidae		<i>Sayornis nigricans</i>	x		x		x	x										
		<i>Sayornis nigricans</i>	x		x		x	x										x
		<i>Serpophaga cinerea</i>	x		x		x	x										x

Fuente: (Elaboración propia, 2018)



Con el fin de complementar la información recolectada en campo, se realizó una búsqueda en bases de datos como UICN para consultar la categoría de amenaza en la cual se encuentra cada taxón; ITIS para consultar y validar la categoría y nomenclatura taxonómica, GBIF, EOL y Birdlife para consultar aspectos ecológicos y de distribución de especies. Los resultados de las consultas realizadas demuestran que el total de las especies se encuentran en una categoría baja de amenaza o preocupación menor (LC). Por otra parte, se evidencio que la avifauna reportada tiene una amplia distribución, abarcando áreas extensas desde el Sur de Canadá hasta el norte de la Argentina. También se evidencio la relación que estas especies tiene con el medio acuático, puesto que la literatura reporta su asociación a ríos y humedales como sitios de anidación, reproducción alimento y de paradas en el caso de las migratorias (GBIF.org, 2018; BirdLife International 2018; *McMullan et al.*, 2010). La información recopilada se encuentra consolidada en el anexo 20 en formato tabla. De igual forma, en la figura 47 se presentan algunas imágenes de las aves que más frecuentan los humedales estudiados.

*Actitis macularius**Anas crecca x spatula discors**Ardea alba**Ardea herodias*



Bubulcus ibis



Butorides striata



Cairina moschata



Calidris fuscicollis



Chloroceryle americana



Chloroceryle americana



Dendrocygna bicolor



Dendrocygna viduata



Egretta caerulea



Egretta thula



Gallinula galeata



Megaceryle torquata



Milvago chimachima



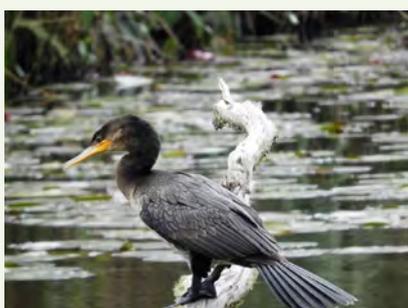
Nycticorax nycticorax



Pardirallus nigricans



Parkesia noveboracensis



Phalacrocorax brasilianus



Phimosus infuscatus



Porphyrio martinica



Pygochelidon cyanoleuca



Pygochelidon cyanoleuca



Pygochelidon cyanoleuca



Tringa flavipes



Tringa melanoleuca



Tringa solitaria



Vanellus chilensis

Figura 31. Aves más frecuentes en los humedales estudiados.

Tabla 11. Aspectos de las especies encontradas.

Nº	Familia	Especie	Categoría UICN	Migratoria/ Residente	Distribución
1	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde Texas hasta el sur de Suramérica en Argentina. En Colombia se encuentra hasta 1.500 m de elevación en todo el territorio nacional.
2	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde Texas hasta Tierra del Fuego, tierras bajas principalmente por debajo de los 500 m, y con menor frecuencia hasta 2.600.
3	Anatidae	<i>Anas discors (Spatula discors)</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde Estados Unidos hasta Argentina. En Colombia al Este de los Andes y E del Meta, hasta los 3.600 msnm
4	Anatidae	<i>Cairina moschata</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Propia de América tropical, se distribuye desde el sur de México hasta el oriente de Perú norte de Argentina y Uruguay. En Colombia se encuentra por debajo de 500 m de elevación, aunque también de manera errante hasta 2.600 m en la Cordillera Oriental desde el sur de Boyacá hasta la Sabana de Bogotá. En la Región Pacífica ha sido registrada únicamente en el norte del departamento del Choco y Nariño.
5	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde el sur de Texas y México hasta el norte de Argentina, Paraguay y sureste de Brasil.
6	Anatidae	<i>Dendrocygna bicolor</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde el sur de Estados Unidos hasta centro de Argentina. También se encuentra en África.
7	Anatidae	<i>Dendrocygna viduata</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde el sur de Costa Rica, Norte de Argentina y Uruguay, África.

N°	Familia	Especie	Categoría UICN	Migratoria/ Residente	Distribución
8	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Con amplia distribución en tierras bajas, costa pacífica, la Guajira, Norte de Santander, Boyacá, Cundinamarca, Bolívar y Córdoba. Ocasionalmente humedales altoandinos.
9	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	LC	Nativa (Asociado al ganado, no necesariamente al agua)	Desde el sur y oriente de Estado Unidos y Canadá hasta el norte de Argentina y suroriente de Brasil
10	Ardeidae	<i>Butorides striata</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Se encuentra en Estados Unidos y Canadá hasta el norte de Chile y Argentina, Centroamérica, islas Caribe.
11	Ardeidae	<i>Egretta caerulea</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde Masshchusetts hasta la Florida en Estados Unidos y desde el golfo de México hasta Uruguay, pasando por las Indias occidentales, Centroamérica, Colombia, Perú, Ecuador, Bolivia, Venezuela, Chile y Brasil. En Colombia se encuentra hasta 2.600 metros de elevación en la costa Atlántica, también en Santander, Cauca, Antioquia, Valle del Cauca, Vaupés, Amazonas, Boyacá y La Sabana de Bogotá.
12	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde el nororiente y noroccidente de Estados Unidos hasta el sur de Chile y el nororiente de Argentina, a través de México, Centroamérica, el Caribe y el resto de países de Suramérica. En Colombia generalmente se encuentra en toda el área nacional hasta 1.000 m y ocasionalmente llega hasta 2.600 m de elevación.

N°	Familia	Especie	Categoría UICN	Migratoria/ Residente	Distribución
13	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Se distribuye en Colombia, Venezuela, las Guayanas, sureste de Bolivia, norte de Argentina, Paraguay y Uruguay, Sur de Brasil. En Colombia se encuentra con frecuencia en el Valle bajo del río Magdalena, Llanos Orientales y Valle del Cauca.
14	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde el norte de Suramérica hasta el sur de Argentina y Chile. En todo Colombia por debajo de los 3.100 m en todo el territorio nacional.
15	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	LC	Nativa (Asociado a áreas abiertas, en ocasiones a cuerpos de agua)	Se encuentra por el suroeste de Nicaragua, oeste de Costa Rica, Panamá, Colombia, Venezuela, Guayanas, Trinidad hacia el sur y al este de los Andes por Ecuador, Perú, este de Bolivia, Brasil, Paraguay, norte de Argentina y Uruguay. En Colombia se encuentra en todo el territorio nacional desde el nivel del mar hasta 1.800 m de elevación (rara vez hasta 2.600) en todo el territorio nacional excepto en el departamento de Nariño.
16	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	LC	Nativa (Asociado al ganado, no necesariamente al agua)	Entre 350 y 1.350 m de elevación oriente del Andes. Norte de Venezuela hasta el norte de Brasil, pasando por el suroccidente de Guyana, Perú y norte de Bolivia.
17	Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	LC	Migratorio (Asociado al agua)	Hasta 2000 m de elevación. Presente en toda Colombia, en menor proporción al oriente de los Andes.
18	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde el sur de Estados Unidos hasta Cabo de Horn. En Colombia se encuentra en todo el territorio nacional, desde el nivel del mar hasta 2.600 m de elevación.
19	Rallidae	<i>Gallinula galeata</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Desde el norte de Estados Unidos hasta centro de Argentina

N°	Familia	Especie	Categoría UICN	Migratoria/ Residente	Distribución
20	Rallidae	<i>Pardirallus nigricans</i>	LC	Nativa (Asociado al agua, poco común, difícil de ver)	En el suroccidente de Colombia, Oriente de Ecuador, Perú, norte de Bolivia, Brasil, Paraguay y extremo nororiental de Argentina. 800-2.200 msnm en el valle de río Cauca, desde Medellín hacia el sur, hasta el Tambo y el occidente de Popayán.
21	Rallidae	<i>Porphyrio martinica</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Presente en todo el país hasta 1.000m y ocasionalmente hasta 2.600m en la Sabana de Bogotá. Por el aumento estacional de sus poblaciones en oriente de los Andes.
22	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	LC	Migratorio (Asociado al agua)	Desde Alaska, a través de Canadá hasta Newfoundland en período reproductivo. Centro y Sur de California, Norte de Texas y Carolina del Norte. Migra en el invierno desde el sur de Estados Unidos, Centroamérica hasta N de Argentina.
23	Scolopacidae	<i>Calidris fuscicollis</i>	LC	Migratorio (Asociado al agua)	Desde el nororiente de Alaska y norte de Canadá hacia el oriente hasta el sur de la isla Baffin. Inverna en el suroriente de Suramérica desde el centro-oriente de Brasil hasta Tierra del Fuego. En Colombia ha sido registrada al oriente de los Andes en Leticia y Puerto Inírida. También en la costa Caribe en el Santuario de Flora y Fauna los Flamencos, cerca de la ciudad de Buga y en el Pacífico en el Parque Nacional Natural Sanquianga y el en el parque Ensenada de Utría.
24	Scolopacidae	<i>Tringa flavipes</i>	LC	Migratorio (Asociado al agua)	Desde Alaska hasta centro sur de Canadá y hacia oriente la bahía de James. En invierno hasta el sur de Estados Unidos, México, Centroamérica, Indias Occidentales y Suramérica hasta Tierra del Fuego.

N°	Familia	Especie	Categoría UICN	Migratoria/ Residente	Distribución
25	Scolopacidae	<i>Tringa melanoleuca</i>	LC	Migratorio (Asociado al agua)	Desde el sur de Alaska y el oriente de British Columbia hasta Península de Labrador. Invierno desde British Columbia, las Carolinas, México, Centroamérica e Indias Occidentales hasta Tierra del Fuego. En Colombia, ambas costas y territorio nacional hasta 3.000 m de elevación.
26	Scolopacidae	<i>Tringa solitaria</i>	LC	Migratorio (Asociado al agua)	Periodo reproductivo centro y sur de Alaska, norte de British Columbia, nororiente de Manitoba, centro sur de Canadá hasta Quebec y península de Labrador. En invierno desde el suroriente de Texas hasta Argentina, pasando por Centroamérica e Indias Occidentales. En Colombia, ambas costas y territorio nacional hasta 3000 m de elevación.
27	Threskiornithidae	<i>Phimosus infuscatus</i>	LC	Nativa (Asociado al agua, menos común en zonas altas)	En el sur de América, Colombia, Venezuela, las Guayanas, sureste de Bolivia, norte de Argentina, Paraguay y Uruguay, sur de Brasil.
28	Tyrannidae	<i>Sayornis nigricans</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Estados Unidos hasta el noreste de Argentina.
29	Tyrannidae	<i>Serpophaga cinerea</i>	LC	Nativa (asociada al agua)	Centro América- Andes

Fuente: (Elaboración propia, 2018)

Conclusiones

La vegetación registrada en los humedales estudiados, además de representar un importante productor primario, representa un refugio para la fauna en general, ya sea en forma de anidamiento para las aves, ocultamiento para los peces, reproductivo para anfibios, entre otros. Esta vegetación es evidencia clara de la existencia de un ecosistema donde cada uno de los organismos encontrados se relaciona de manera interdependiente. La diversidad de hábitos registrada en el presente estudio puede estar relacionada con factores físicos, como el tipo de origen del humedal, las características fisicoquímicas del agua, el tipo de hidrología y la geomorfología.

El tipo de composición taxonómica del fitoplancton y los géneros dominantes que exhibieron los trece humedales es similar a lo registrado en otros humedales urbanos del país y sugiere que estos sistemas tienen una alta turbiedad, relacionada con altas cargas de materia orgánica, donde se dificulta la penetración de la luz a través de toda la columna de agua. Esta turbiedad, junto con la poca penetración de la luz, hace que solo los géneros que puedan migrar en toda la columna de agua –como los flagelados–, encuentren las condiciones óptimas de luz y de nutrientes para proliferar y dominar estos sistemas. Las altas densidades de los fitoflagelados se deben en gran parte a su condición mixotrófica, ya que les confiere ventajas competitivas frente a otros géneros que no tienen esta condición. Esto hace que sus características morfológicas y fisiológicas les ayuden a adaptarse mejor a los cambios físicos, químicos e hidráulicos de los humedales.

Dentro del zooplancton, los rotíferos, al igual que en otros sistemas tropicales, fueron el grupo que mejor se adaptó a las condiciones ambientales de los humedales, debido a sus características fisiológicas y estilos de vida, que les permite un mejor aprovechamiento de los recursos disponibles. Por el contrario, los microcrustáceos tuvieron una menor representatividad, tanto en densidad como en riqueza, debido a su mayor especificidad en el alimento y sensibilidad a los cambios ambientales. Los índices de diversidad indican que la mayoría de humedales ofrecen una amplia gama de recursos y hábitats que permiten la estructuración de comunidades zooplanctónicas organizadas, complejas y diversas, a pesar de las condiciones de alta intervención, poca penetración lumínica y poca disponibilidad de oxígeno. No obstante, en humedales como Galicia y Parque del Fique, es posible que se establezcan condiciones muy particulares y de alta perturbación que favorezcan la dominancia de una especie como *Polyartha luminosa*. La alta contribución de taxones bentónicos en la composición zooplanctónica de los humedales da gran importancia a las zonas litorales, tanto en la estructuración de las comunidades como en el mantenimiento energético y refugio de estas poblaciones, en especial en épocas de aguas bajas. Así también se refleja la importancia del zooplancton en este tipo de sistemas, como regulador de las comunidades en diferentes niveles tróficos y bioindicador del estado de salud de los sistemas. Adicionalmente, el establecimiento de

condiciones tan particulares en este tipo de ecosistemas urbanos permite la presencia de especies de hidrobiota poco conocidas en el país.

La comunidad de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y de orilla presentó alta riqueza y diversidad, con abundancias variables entre los humedales en relación a la heterogeneidad de hábitat, disponibilidad de recursos y niveles de intervención. Los MIA en los humedales urbanos del altiplano del Oriente antioqueño, cumplen con funciones ecológicas y funcionales muy importantes, que contribuyen a la entropía, la transferencia de energía y la funcionalidad de estos. Además, su presencia y abundancia reflejan su capacidad adaptativa para explotar y aprovechar una gran variedad de recursos. A nivel de la calidad del agua, utilizando como indicadores los MIA, estos ecosistemas reflejan el efecto antrópico, oscilando desde aguas moderadamente contaminadas hasta aguas muy contaminadas, como consecuencia del acelerado crecimiento poblacional de la región y del desarrollo industrial y urbano.

Los peces registrados pertenecen en su mayoría a especies introducidas de amplia distribución geográfica, que se ven favorecidas por aguas de poca corriente y por la presencia de plantas acuáticas que sirven como refugio, y a su vez ofrecen al ensamblaje una amplia diversidad de ítems alimenticios (plancton, macroinvertebrados, otros peces y detritos). La estructura del ensamblaje de peces es concordante con el patrón de disminución de riqueza, diversidad y equidad y de incremento de la dominancia de pocas especies en sistemas de altiplano de los Andes (> 2.000 msnm). Particularmente, la dominancia de los guppies (*P. caucana* y *P. reticulata*) evidencia su alta adaptabilidad a los diferentes tipos de hábitats y condiciones ambientales que se establecen en los humedales analizados.

Las aves son un grupo de alto interés en la conservación de la biodiversidad, no solo por su papel inherente al ecosistema, sino porque este grupo ofrece un gran espectáculo natural fácilmente observable, la diversidad en sus vuelos, cantos, colores y comportamientos persuaden al observador del común a salir de la cotidianidad urbana, por tal razón, las aves en entornos como los humedales aquí estudiados, son consideradas especies paraguas y al proteger estas especies visiblemente populares, se protegen los sitios de alta importancia para otros grupos de organismos y para la vida humana. Gran parte de las especies de aves registradas en el presente estudio son nativas y presentan amplia distribución, sin embargo, otras especies también avistadas en diferentes humedales como *Parkesia noveboracensis*, *Actitis macularius*, *Calidris fuscicollis*, *Tringa flavipes*, *Tringa melanoleuca* y *Tringa solitaria*, son aves migratorias y se caracterizan por su evidente vínculo acuático, estas especies migratorias recorren grandes distancias, visitando año tras año sitios que han quedado reconocidos en su acervo como atractivos para la reproducción, alimentación, o simplemente descanso. Estas visitas eventuales son uno de los indicios más importantes para reconocer los humedales del valle de san Nicolás como un ecosistema de alta importancia para la conservación y el disfrute de la diversidad biológica.

En general, los humedales urbanos analizados albergan una alta riqueza y diversidad taxonómica y funcional, si se compara con otros humedales urbanos del país, e incluso con algunos humedales de zonas bajas. Esto convierte a dichos humedales en sistemas claves para el mantenimiento de la biodiversidad, tanto acuática como terrestre de la región y del país en general. Por tal motivo, es necesario y prioritario entender su función y servicios ambientales como sistemas ecológicos altamente dinámicos y cambiantes en espacio y tiempo y garantizar su perdurabilidad y salud ecológica.

Referencias Bibliográficas

Acharya, K., Kyle, M. y Elser, J. J. (2004). Effects of stoichiometric dietary mixing on *Daphnia* growth and reproduction. *Oecologia*, 138, 333-340.

Acosta-Galvis, A. R. (2017). *Lista de los Anfibios de Colombia*. Recuperado el 22 de mayo de 2018, de <http://www.batrachia.com>

Aguirre, N. (2014). El plancton de la ciénaga de Cachimberos, municipio de Cimitarra santander, Colombia. *Ciencias Ambientales y Sostenibilidad CAS*, 1 (1), 29-49.

Anderson, E. y Maldonado-Ocampo, J.A. (2010). A regional perspective on the diversity and Conservation of Tropical Andean Fishes. *Conservation Biology*, 25(1), 30-39.

Aranguren-Riaño, N., Guisande, C. y Ospina, R. (2011). Factors controlling crustacean zooplankton species richness in Neotropica lakes. *Journal of Plankton Research*, 33(8), 1295-1303.

Arcos-Pulido, M. y Gómez, A. (2006). Microalgas perifíticas como indicadores del estado de las aguas de un humedal urbano: Jaboque, Bogotá D.C., Colombia. *NOVA*, 60-79.

Ayerbe, F. (2018). *Guía Ilustrada de Avifauna Colombiana*. Editorial WCS Bogota, Colombia. 420 p.

Barry, J. y Biggs, F. (1990). Use of relative specific growth rates of periphytic diatoms to assess enrichment of a stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24, 9-18.

Bernal, R., Gradstein, S. R. y Celis, M. (Eds.). (2016). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales.

BirdLife International (2018). Species factsheet: *Chloroceryle americana*. Recuperado 9 de julio de 2018, de <http://www.birdlife.org>

Brook, A. (1981). *The Biology of Desmids*. París: Blackwell Sscientific Publications.

Carrillo, K., Cerón, A. M., Chávez, E. D. y Jaramillo, Á. M. (2017). Identificación de la comunidad de macroinvertebrados del humedal El Resbalón y su relación con los parámetros de determinación de calidad del agua para conservación de ecosistemas. Recuperado el 22 de febrero de 2018, de <http://repository.usta.edu.co/handle/11634/3124>.

Chaparro-Herrera, S. y Ochoa, D. (2015). *Aves de los Humedales de Bogotá, Aportes para su Conservación*. Bogotá D.C.: Asociación Bogotana de Ornitología-ABO-.

Comas, A. (2008). Algunas características de la flora de algas y Cianoprocarioras de agua dulce de cuba. *Algas*, 39, 21-29.

Comas, A., Moreira, A., León, A., Uriza, S. y García, O. (2009). *Algas y sus relaciones con características ecológicas del río Damují*. Cuba: Universidad de Cienfuegos, Universo Sur.

Córdoba Rojas, D., Vásquez, D., Arboleda, S., Hernández, C. y Giraldo, A. (2016). Diversidad de peces en sistemas lóticos y lenticos asociada al bioma de bosque seco de Victoria, Caldas. *Revista de Ciencias*, 20(2), 61-78.

Cuezzo, M. G. (2009). Mollusca Gatropoda (Capitulo 19). En E. Domínguez y H. R. Fernández (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. (pp. 595-629) Tucumán (Argentina): Fundación Miguel Lillo.

De la Hoz, M. (2004). Dinámica del fitoplancton de la Ciénaga Grande de Santa Marta, caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 33, 159-179.

Domínguez, E. y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Tucumán (Argentina): Fundación Miguel Lillo.

Eschmeyer, W. N. y Fricke, R. (eds.). (2013). Catalog of Fishes electronic version. Recuperado el 13 de abril de 2018, de <http://www.research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

Estela, F.A., López-Victoria, M., Castillo, L. & Naranjo, L. (2010). *Estado del conocimiento sobre aves marinas en Colombia, después de 110 años de investigación*. SE - Aves Marinas en Colombia. *Bol SAO*, 20: 2-21.

Froese, R. y Pauly, D. (2012). Fishbase. *World Wide Web Electronic Publications*. Recuperado el 5 de abril de 2018, de <http://www.fishbase.org>

Gallo-Sánchez, L. J., Aguirre-Ramírez, N. J., Palacio-Baena, J. A. y Ramírez-Restrepo, J. J. (2009). Zooplankton (Rotifera Y Microcrustacea) y su relación con los cambios del nivel del agua en la Ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 31(2), 339-353.

GBIF.org (2018). GBIF Home Page. Recuperado el 7 de mayo de 2018, de: <https://www.gbif.org>

Gibbons, C., Montgomery, MG., Leslie, AG., y Walker, JE. (2000) The structure of the central stalk in bovine F(1)-ATPase at 2.4 Å resolution. *Nat Struct Biol* 7(11):1055-61

Graham, L., Wilcox, L. y Graham, J. (2016). *Algae*. (3rd ed.), San Francisco: Pearson Education Inc., Pearson Benjamin Cummings.

Guillot-Monroy, G. y Pinilla, G. (2017). *Estudios ecológicos en humedales de Bogotá: aplicaciones para su evaluación, seguimiento y manejo*. Bogotá: Editorial Universidad Nacional de Colombia (sede Bogotá).

Gutiérrez, E., Morales, S., Aguirre, G., Briano, S., Ramírez, G. y Espejo, G. (2008). Cladóceras y Copépodos de las aguas continentales de México. *Guía ilustrada* (No. EE/595,340972 C5).

Heather, J. A., Taylor, J. S., Tsun Wu, S. S. y Breden, F. (2006). Parallel evolution and vicariance in the Guppy (*Poecilia reticulata*) over multiple spatial and temporal scales. *Evolution*, 60(11), 2352-2369.

Hewitt, G. (1991). River quality investigations, Part 1: Some diversity and biotic indices. *Journal of Biological Education*, 25(1), 44-52.

Hilty, S. L., Brown, W. L. y Brown, B. (1986). *A guide to the birds of Colombia*. Princeton: Princeton University Press.

Hoagland, K., Roemer, S. y Rosowski, J. (1982). Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). *American Journal of Botany*, 69, 188-213.

Iannacone, J. y Alvarino, J. (2007). Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal pantanos de Villa, Lima, Peru. *Gayana*, 71(1), 49-65.

Idárraga, A., Ortiz, R., Callejas, R. y Merello, M. (2011). *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. Vol. II. Listado de las plantas vasculares del departamento de Antioquia*. Bogotá: Programa Expedición Antioquia - 2103. Series Biodiversidad y Recursos Naturales. Universidad de Antioquia, Missouri Botanical.

IUCN. (2012). *IUCN Red List of Threatened Species*. Versión 2012.2. Recuperado 22 de mayo de 2018, de <http://www.iucnredlist.org/>

Jansson, M., Blomqvist, P., Jonsson, A. y Bergström, A. (1996). Nutrient Limitation of Bacterioplankton, Autotrophic and Mixotrophic Phytoplankton, and Heterotrophic Nanoflagellates in Lake Örträsket. *Limnology and Oceanography*, 41(7), 1552-1559.

Jaramillo, U., Cortés-Duque, J. y Flórez, C. (2015). Colombia anfibia. *Un país de humedales*, 1, 140.

Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J. A. y Bogotá-Gregory, J. D. (2008). Peces del Oriente de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 9 (2), 279-293.

Jaramillo-Villa, U., Maldonado-Ocampo, J. A. y Escobar, F. (2010). Altitudinal variation in fish assemblage diversity in streams of the central Andes of Colombia. *Journal of Fish Biology*, 76, 2401-2417.

Jersabek, C. D. y Bolortsetseg, E. (2010). Mongolian rotifers (Rotifera, Monogononta)—a checklist with annotations on global distribution and autecology. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 159, 119-168.

Jones, R. (2000). Mixotrophy in Planktonic Protists: An Overview. *Freshwater Biology*, 45, 219-226.

Kaplan M. 1997. On the status of *Hyla bogerti* Cochran and Goin. *J Herpetol.* 31: 536-41.

Kerner, M., Ertl, S. y Spitzzy, A. (2004). Trophic diversity within the planktonic food web of the Elbe Estuary determined on isolated individual species by ¹³C analysis. *Journal of Plankton Research*, 26 (9), 1039-1048.

Macedo, C. F. y Pinto-Coelho, R. M. (2000). Efeito das algas *Ankistrodesmus gracilis* e *Scenedesmus quadricauda* no crescimento e no índice lipídico de *Daphnia laevis* e *Moina micrura*. *Acta Scientiarum*, 22(2), 397-401.

Malagón, A. (2017). Estado trófico de los humedales Tibanica, Guaymaral, Jaboque y Meridor a partir de la composición, biomasa y producción del fitoplancton. En G. Guillot-Monroy y G. Pinilla (Eds.). *Estudios ecológicos en humedales de Bogotá: aplicaciones para*

su evaluación, seguimiento y manejo. (pp. 218- 231) Bogotá: Editorial Universidad Nacional de Colombia (sede Bogotá).

Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega-Lara, A., Usma, O., Galvis, V., Villa-Navarro, F. A., Prada-Pedrerros, S. y Ardila, R. C. (2005). *Peces de los Andes de Colombia*. Bogotá: Instituto de investigaciones de Recursos Biológicos “Alexander Von Humboldt”.

Maldonado-Ocampo, J. A., Vari, R. P. y Usma-Oviedo, J. S. (2008). Checklist of freshwater fishes from Colombia. *Biota Colombiana*, 9(2), 143-237.

Marciales-Caro, L. J., Díaz-Olarte, J. J., Cruz-Casallas, P. E. y Medina-Robles, V. M. (2012). Evaluación de la composición del plancton en cuatro lagunas de rebalse del río Meta (Puerto López, Meta, Colombia). *Orinoquia Suplemento*, 16(2), 203-216.

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona, España: Omega.

Martínez-Peña, M. L., Díaz-Espinosa, A. M. y Vargas, O. (2012). *Protocolo de propagación de plantas hidrófilas y manejo de viveros para la rehabilitación ecológica de los parques ecológicos distritales de humedal*. Bogotá, D.C.:

Grupo de Restauración ecológica de la Universidad Nacional de Colombia y Secretaría Distrital de Ambiente.

Matsumura-Tundisi, T. y Tundisi, J. G. (2005). Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, 542(1), 367-378.

Matthews, W. J. (1998). *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. New York: Chapman y Hall.

McMullan, M., Donegan, T. M. y Quevedo, A. (2010). *Field guide to the birds of Colombia*. Bogotá: Fundación ProAves.

Medina, M., Longo, M., Pérez, C. y Ramírez, J. (2013). Aspectos limnológicos del morichal y la quebrada La Vieja, piedemonte andino orinoquense colombiano. En: C. A. Lasso, A. Rial y V. González-B. (Eds.). *VII. Morichales y canangunchales de la Orinoquia y Amazonia: Colombia - Venezuela. Parte I*. (pp. 195-214). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).

Merritt, R. W., Cummins, K. W. y Berg, M. B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Fourth edition. Dubuque (U.S.A.): Kendall/Hunt Publishing Company.

Merritt, R.W., Cummins, K. W. y Burton, T. M. (1984). The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrients. En: V. H. Resh y D. V. Rosenberg (Eds). *The ecology of aquatic insects*. New York: Praeger Publishers.

Miranda, J., Mouillot, D., Hernández, D., López, A., Do Chi, T. y Pérez, I. (2005). Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, 304, 1-1.

Mondy, C. P., Muñoz, I. y Dolédec, S. (2016). Life-history strategies constrain invertebrate community tolerance to multiple stressors: A case study in the Ebro basin. *Science of the Total Environment*, 572, 196-206.

Monroy, J., Aranguren, N. y Gaviria, S. (2004). Los crustáceos planctónicos del lago de Tota (Boyacá, Colombia). *Ciencia en desarrollo*, 1(2), 64-81.

Orlando, L. G., Amaya, J. D., Eusse-González, D. y Cifuentes-Sarmiento, Y. (2012). Guía de las Especies Migratorias de la Biodiversidad en Colombia. Aves. Vol. 1. Bogotá D.C.: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, WWF Colombia.

Negreiros, N. F., Dos Santos, R. M., de Oliveira, L. L. D., dos Santos-Wisniewski, M. J. y Rocha, O. (2012). *Synchaeta jollyae* (Shiel yamp; Koste) (Rotifera, Synchaetidae): an overlooked species or a newcomer in Neotropical freshwaters? *Iheringia. Série Zoologia*, 102(2), 159-162.

Nelson, J. (2006). *Fishes of the World*. New Jersey: John Wiley & Sons.

Ngearnpat, N. y Peerapornpisal, Y. (2007). Application of desmid diversity in assessing the water quality of 12 freshwater resources in Thailand. *Journal of Applied Phycology*, 19, 667-674.

Nogueira, M. G., Henry, R. y Maricatto, F. E. (1999). Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes y Reservoirs: Research y Management*, 4(3,4), 107-120.

Ortega, E. y Rojo, C. (2000). Fitoplancton del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel. II. Diatomeas y clorofitas. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 58(1), 17-37.

Paggi, A. C. (2009). Diptera Chironomidae. En: E. Domínguez y H. R. Fernández (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. (pp 389-411) Tucumán (Argentina): Fundación Miguel Lillo.

Paredes, C., Iannaccone, J. y Alvarino, L. (2007). Biodiversidad de invertebrados de los humedales de Puerto Viejo, Lima, Perú. *Neotropical Helminthology*, 1, 21-30.

Pedroza-Ramos, A., Caraballo, P. y Aranguren-Riaño, N. (2016). Estructura trófica de los invertebrados acuáticos asociados a *Egeria densa* (Planch. 1849) en el lago de Tota (Boyacá-Colombia). *Revista Intropica*, 11, 21-34.

Pérez, M. J. (2009). Estructura de la comunidad zooplanctónica en un humedal urbano andino neotropical por un periodo de siete meses. (Trabajo de Grado no publicado). Bogotá D.C., Colombia: Universidad Militar Nueva Granada.

Popp, A., Hoagland, K. y Hergenrader, G. (1996). Zooplankton community response to reservoir aging. *Hydrobiologia*, 339, 13-21.

Posada, J. A. y López, M. T. (2011). Plantas acuáticas del altiplano del Oriente antioqueño, Colombia. Rionegro, Colombia: Grupo de Limnología y Recursos Hídricos-Universidad Católica de Oriente. Recuperado de <http://www.ianas.org/books/plantasAcuaticas.pdf>.

Pourriot, 1965. Recherches sur l'ecologie des Rotifères. *Vie Milieu*, suppl. 21, 224 p.

Ramírez-Gil, H. y Ajiaco Martínez, R. E. (2001). La pesca en la baja Orinoquia colombiana: una visión integral (No. 639.2 P473). Bogotá: Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Bogotá, DC (Colombia) Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Bogotá, D.C. (Colombia) Programa Nacional de Transferencia de Tecnología Agropecuaria, Bogotá, DC (Colombia) COLCIENCIAS.

Ramos Montaña, C., Cárdenas-Avella, N. M. y Herrera Martínez, Y. (2013). Caracterización de la comunidad de macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Ciencia en desarrollo*, 4(2), 73-82.

Reading, C. J., L. M. Luiselli, G. C. Akani, X. Bonnet, G. Amori, J. M. Ballouard, E. Filippi, G. Naulleau, D. Pearson y L. Rugiero. (2010). ¿Are snake populations in widespread decline? *Biology Letters*, 6 (6): 777-780.

Renjifo, L. M., Gómez, M. F., Tibatá, J. V., Villarreal, Á. M. A., Kattan, G. H., Espine, J. D. A. y Girón, J. B. (2013). Libro rojo de aves de Colombia: Vol 1. Bosques húmedos de los Andes y Costa Pacífica. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana.

Reynolds, C. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Rivera, C. A., Zapata, A. M., Pérez, D., Morales, Y., Ovalle, H. y Álvarez, J. P. (2010). Caracterización limnológica de humedales de la planicie de inundación del río Orinoco (Orinoquía, Colombia). *Acta biológica colombiana*, 15(1), 145-166.

Rivera, J. J., Pinilla, G. y Rangel, J. O. (2013a). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque-Colombia. *Caldasia*, 35, 389-408.

Rivera, J. J., Pinilla, G. y Camacho, D. L. (2013b). Grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos en un humedal urbano andino de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 18, 279-292.

Rivera, J. J., Pinilla, G., Rangel-Churio, J. O., Castro, M. I. y Camacho-Pinzón, D. L. (2015). Biomass of macroinvertebrates and physicochemical characteristics of water in an Andean urban wetland of Colombia. *Brazilian Journal of Biology*, 75, 180-190.

Roldán, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Bogotá: Fondo FEN- Colombia. Editorial Presencia.

Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Bogotá: Pama Editores Ltda.

Román-Valencia, C., Vanegas-Ríos, J. A. y Ruiz, R. (2008). Una nueva especie de pez del género *Bryconamericus* (Ostariophysi: Characidae) del río Magdalena, con una clave para las especies de Colombia. *Revista Biología Tropical*, 56 (4), 1749-1763.

Román-Valencia, C., Ruiz, R., Taphorn, D. C., Mancera-Rodriguez, N. J. y García-Alzate, C. A. (2013). Three new species of *Hemibrycon* (Characiformes: Characidae) from the Magdalena River Basin, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 61, 1365-1387.

Romero, L. X. (2015). Diagnóstico hidrobiológico (macrófitas y macroinvertebrados acuáticos) para el humedal urbano Panamericano en el Valle del Cauca, como insumo para la formulación de un plan de manejo. (Proyecto de grado no publicado). Santiago de Cali: Universidad Autónoma de Occidente.

Round, F. (1983). *Biologia das algas*. 2 ed. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Dois.

Rueda-Almonacid, J. V., J. D. Lynch y A. Amézquita. (2004). Libro rojo de anfibios de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá: Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales - Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente.

Ruiz-C., P.M. y Lynch, J.D. (1997). Ranas Centrolenidae de Colombia X. Los Centrolénidos de un perfil del flanco oriental de la Cordillera Central en el Departamento de Caldas. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*. 21: 541 -553.

Segnini, S. (2003). El uso de los macro-invertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16, 45-63.

Skuja, H. (1956). Taxonomische und biologische Studien über das Phytoplankton schwedischer Bienenengewässer. *Nova Acta Regiae Societatis Scientiarum Upsaliensis*, 16(3), 228-250.

Sladeček, V. y Sladečková, A. (1996). Atlas of aquatic organisms with respect to the water supply, surface waters and wastewater treatment plants. Praha: Česk. vědeckotechnick. vodohospod.řrsk. společnost.

Tapia, C., Bertel, A., Hernández, R., Guerra, M. y Verbel, J. (2015). Caracterización del plancton de las ciénagas del Opón y Miramar. En: J. Verbel (Ed.). *Perfil ambiental de la ciénaga Miramar, Barrancabermeja – Santander*. Cartagena: Universidad de Cartagena.

Tomanova, S., Goitia, E., Helesic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556, 251-264.

Torres, G., Palacios, C., Calderón, T. y Recalde, S. (2006). Interacción del fitoplancton y zooplancton y sus condiciones oceanográficas durante el verano austral 2004 (Isla Greenwich-Antártica). *Revista Tecnológica ESPOL*, 19(1),153-160.

Tundisi, J.G. y Matsumura-Tundisi, T. (2008). *Limnologia*. Sao Paulo: Editora Oficina de Textos.

Uetz, P. (2018). The Reptile Database. Recuperado el 23 de mayo de 2018, de <http://www.reptile-database.org>.

Universidad Católica de Oriente. (2018). Colección de peces. Recuperado el 17 de febrero de 2018, de <http://ipt.biodiversidad.co/sib/resource?r=uco-001>.

Van den Hoek, C., Mann, D. y Jahns, H. (1995). *Algae: An Introduction to Phycology*. Cambridge: Cambridge University Press.

Vásquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R. y Castro, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS*, 60, 41-48.

Vélez, C.M. y Ruiz-C., P.M. 1997. Una nueva especie de *Ate/opus* (Amphibia: Bufonidae) de la Cordillera Central de Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*. 21: 555-563.

Venegas-Escovar, M. (2017). Estado limnológico de los humedales Tibanica, Guaymaral, Jaboque y Medidor utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. En G. Guillot-Monroy y G. Pinilla (Eds.), *Estudios ecológicos en humedales de Bogotá: aplicaciones para su evaluación, seguimiento y manejo*. (pp. 218- 231) Bogotá: Editorial Universidad Nacional de Colombia (sede Bogotá).

Welcomme, R. (1992). *Pesca fluvial: Documento técnico de estudio*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

Wilhm, J., Dorris, C. (1968). Biological parameters for water quality criteria. *BioScience*, 18(6), 477-480.

Wołowski, K. (1998). Taxonomic and environmental studies on euglenophytes of the Krakow-Częstochowa Upland (Southern Poland). *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 6, 3-192.

Wołowski, K. (2002). Phylum Euglenophyta. En D. John, B. Whitton y A. Brook (eds). *The freshwater alga flora of the British Isles*. Cambridge: Cambridge University Press.

Young, B. E., S. N. Stuart, J. S. Chanson, N. A. Cox y T. M. Boucher. (2004). *Disappearing Jewels: The Status of New World Amphibians*. Arlington: Nature Serve.

Zambrano, L., Zamora, H., Vásquez, G. L. y López, A. (2015). Determinación del estado sucesional de humedales en la cuenca alta del río Cauca, departamentos del Cauca y Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 7, 58-69.

Este libro se terminó de imprimir
en los talleres Divegráficas
en el mes de septiembre de 2018.

