

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Artículos

**Avances en el estudio de humedales urbanos en Chile:
una revisión sistemática para fortalecer la
implementación de la Ley 21.202**

**Advances in the study of urban wetlands in Chile: A
systematic review to strengthen the implementation of
Law 21.202**

Jorge Gallardo-Fuentes¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1701-173X>

Jimmy Pincheira-Ulbrich², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9841-7426>

¹Universidad Mayor- Facultad de Medicina y Ciencias de la Salud-Escuela de Medicina Veterinaria, Temuco, Chile. Universidad Católica de Temuco- Facultad de Recursos Naturales, Temuco, Chile, jorge.gallardo@umayor.cl

²Universidad Católica de Temuco-Facultad de Recursos Naturales- Departamento de Ciencias Ambientales-Núcleo de Estudios Ambientales y Laboratorio de Planificación Territorial, Temuco, Chile, jpincheira@uct.cl

Autor para correspondencia: Jimmy Pincheira-Ulbrich, jpincheira@uct.cl

Resumen

Los humedales urbanos son esenciales para el bienestar humano al proveer servicios ecosistémicos y hábitats para una gran diversidad biológica. Pese al aumento de estudios en Chile, la evidencia permanece dispersa y con baja comparabilidad entre regiones y tipologías, lo que limita su uso en la gestión y la política pública. El objetivo de este estudio fue sistematizar el conocimiento científico sobre humedales urbanos en Chile (1998-2025) para aportar evidencia que fortalezca su protección y respalde la implementación de la Ley 21.202. Se realizó una revisión sistemática PRISMA 2020 en Scopus, ScienceDirect y SciELO, con palabras clave y criterios de inclusión/exclusión. Se identificaron 173 artículos, concentrados en Concepción y Valdivia, con un incremento de los estudios desde 1 (1998) hasta 18 (2024), lo que reveló un crecimiento reciente de la producción científica. El análisis de contenido agrupó los hallazgos en cuatro dimensiones: 1) propiedades físico-químicas, que evidenciaron deterioro de la calidad del agua; 2) medio biótico, con cambios en la composición de macroinvertebrados (incluidos crustáceos e insectos); 3) dimensión humana, que destacó procesos de autoorganización y participación social; y 4) ordenamiento territorial, que da cuenta de amenazas ligadas con la expansión urbana y una débil planificación ambiental. En conjunto, los humedales urbanos en Chile enfrentan desafíos ambientales y de gestión que exigen fortalecer la implementación de la Ley 21.202 y priorizar investigación en vegetación hidrófita, microbiota, suelos hídricos y series hidrológicas, para orientar ordenanzas, programas de monitoreo e instrumentos de gestión hacia una planificación territorial informada.

Palabras clave: Ley 21.202, PRISMA 2020, humedal, biodiversidad, protección medioambiental, planificación urbana, ecosistema, calidad del agua, bibliografía, participación comunitaria, Chile.

Abstract

Urban wetlands are essential for human well-being because they provide key ecosystem services and habitats for high biological diversity. Despite the increase in studies in Chile, the evidence remains scattered and poorly comparable across regions and wetland types, which limits its use in management and public policy. The aim of this study was to systematize scientific knowledge on urban wetlands in Chile (1998-2025) to provide evidence that strengthens their protection and supports the implementation of Law 21.202. A systematic review was conducted following PRISMA 2020 in Scopus, ScienceDirect and SciELO, using predefined keywords and inclusion/exclusion criteria. A total of 173 articles were identified, strongly concentrated in Concepción and Valdivia, with an increase from 1 study (1998) to 18 (2024), revealing recent growth in scientific production. Content analysis grouped the findings into four dimensions: (i) physicochemical properties, showing deterioration of water quality; (ii) biotic environment, with changes in macroinvertebrate composition (including crustaceans and insects); (iii) human dimension, highlighting processes of self-organization and social participation; and (iv) spatial planning, reflecting threats linked to urban expansion and weak environmental planning. Overall, urban wetlands in Chile face environmental and management challenges that call for strengthening the implementation of Law 21.202 and prioritizing research on hydrophytic vegetation, microbiota, hydric soils and long-term hydrological series, in order to inform local ordinances, design monitoring programs and

improve management instruments, thereby integrating ecological criteria into territorial planning.

Keywords: Law 21.202, PRISMA 2020, wetlands, biodiversity, environmental protection, urban planning, ecosystems, water quality, bibliographies, community participation, Chile.

Recibido: 25/02/2025

Aceptado: 02/12/2025

Publicado *ahead of print*: 27/01/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

Los humedales son ecosistemas vitales que desempeñan un papel esencial en la regulación del clima, el suministro de agua dulce y la mitigación de desastres naturales, como inundaciones y tsunamis, ofreciendo múltiples servicios a las comunidades humanas (Ewel, 1997; Bolund & Hunhammar, 1999; Convención de Ramsar, 2006; Mitsch *et al.*, 2015). Entre estos servicios ecosistémicos destacan el secuestro de carbono, y la regulación de procesos hidrológicos y biogeoquímicos, así como el soporte de una gran diversidad biológica, lo que subraya su importancia para la estabilidad ambiental y la mitigación del cambio climático (Mitsch *et al.*, 2015), y los sitúa como elementos clave en la estructura y funcionamiento del paisaje.

Asimismo, los humedales brindan oportunidades recreativas, educación ambiental, tratamiento de aguas residuales y suministro de recursos energéticos, impactando positivamente en el bienestar humano

(Ewel, 1997; Bolund & Hunhammar, 1999; Convención de Ramsar, 2006; Mitsch *et al.*, 2015). En áreas urbanas, los servicios recreativos que ofrecen, como la observación de la naturaleza y los beneficios espirituales asociados, son especialmente valorados por la población, lo que contribuye a mejorar la calidad de vida, sobre todo en entornos urbanos densamente poblados (Alves *et al.*, 2008; Aspinall *et al.*, 2010; Hartig *et al.*, 2014). A pesar de estos beneficios, los humedales urbanos globalmente se encuentran cada vez más amenazados por el avance de las ciudades y la actividad humana intensiva (Alikhani *et al.*, 2021).

La Convención de Ramsar (2008) define los humedales urbanos y periurbanos como aquellos localizados dentro y alrededor de áreas metropolitanas. Debido a su ubicación, estos ecosistemas son particularmente vulnerables a la presión antrópica, ya que suelen situarse en las inmediaciones de cursos de agua que, con el tiempo, son absorbidos por la expansión urbana (Zhu & Ehrenfeld, 1999). Como resultado, los humedales urbanos con frecuencia son los primeros en sufrir los efectos negativos de la actividad humana, como la contaminación, el drenaje y la sedimentación (Dugan, 1990; Retamal *et al.*, 2013). Ante tal situación, es necesario que los países implementen políticas que equilibren el desarrollo urbano con la conservación de estos ecosistemas vulnerable (Moschella *et al.* 2024).

En América Latina, la pérdida de humedales ha sido alarmante, alcanzando una disminución del 59 % en las últimas décadas (Darrah *et al.*, 2019). Este fenómeno ha sido impulsado por factores como la migración del campo a la ciudad y el crecimiento descontrolado de asentamientos urbanos (Hidalgo & Zunino, 2012; INE, 2020). La situación se agrava debido a los altos niveles de desigualdad y pobreza que caracterizan a la región, lo cual limita las capacidades institucionales para

la gestión y protección de estos ecosistemas vitales (CEPAL, 2019). Dicha pérdida no solo afecta la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, sino que también exacerba la vulnerabilidad de las poblaciones urbanas ante eventos climáticos extremos (Dodman *et al.*, 2022).

Ante este panorama, algunos países latinoamericanos han comenzado a adoptar marcos legales específicos para equilibrar el desarrollo urbano con la conservación de los humedales. En Bogotá, Colombia, 11 humedales urbanos han sido reconocidos como sitios Ramsar, y son gestionados en conjunto por autoridades locales y organizaciones comunitarias, estableciendo un modelo de colaboración para su protección (Méndez *et al.*, 2020). Chile, en particular, ha sido pionero en la región al promulgar en 2020 la Ley 21.202, una legislación dedicada en exclusiva a la protección de humedales urbanos (BCN, 2020; Estado de Chile, 2020).

Esta ley incorpora estos ecosistemas en los planes reguladores urbanos y establece criterios de sostenibilidad que incluyen la preservación de sus características ecológicas y de sus regímenes hidrológicos, tanto superficiales como subterráneos (Rojas, 2019; Rojas *et al.*, 2019). Sin embargo, su efectividad depende de articular la evidencia científica con otros factores que inciden en la gestión ambiental, como la presión social, las controversias judiciales y las decisiones administrativas. En Chile, la política pública ambiental no siempre se funda en dicha evidencia, pero esta constituye un insumo indispensable para orientar la implementación de la Ley 21.202 y robustecer sus instrumentos de gestión (Guerra-Schleef & Lara-Sutulov, 2023).

La declaración de un humedal urbano en Chile puede ser solicitada por los municipios o realizada directamente por el Ministerio del Medio Ambiente. Este proceso incluye la delimitación del humedal según los

criterios establecidos en el artículo N° 8 del Reglamento de la Ley 21.202, basados en la identificación de características clave como la presencia de vegetación hidrófita, suelos hídricos y regímenes de saturación hidrológica. Además, las obras o actividades que puedan alterar física o químicamente estos humedales deben someterse al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental conforme a las letras p) y s) del artículo 10 de la Ley N° 19.300 (Estado de Chile, 1994), incluso si el humedal aún no ha sido formalmente declarado, de acuerdo con lo resuelto por la Contraloría General de la República (2021) en el Dictamen N° E157665/2021.

Dado el crecimiento sostenido de las áreas urbanas (INE, 2020) y las amenazas que ello representa para los humedales (Dodman *et al.*, 2022), es vital comprender el estado actual del conocimiento científico sobre estos ecosistemas en Chile. A pesar de los avances legislativos, la implementación efectiva de las políticas de conservación se ve obstaculizada tanto por la dispersión y heterogeneidad de la información científica y técnica disponible como por limitaciones institucionales, falta de capacidades locales y debilidades en los mecanismos de gobernanza ambiental (Correa *et al.*, 2018; Dodman *et al.*, 2022). En este contexto, la evidencia generada sobre humedales urbanos en Chile durante al menos las dos últimas décadas carece, hasta donde conocemos, de una síntesis sistemática y reproducible de alcance nacional.

En este contexto, este estudio tiene como objetivo sistematizar la información científica disponible sobre los humedales urbanos en Chile, no solo para identificar vacíos de conocimiento, sino también para fortalecer la base científica que respalde la protección de estos ecosistemas y la implementación de la Ley 21.202. Específicamente, se busca evaluar el estado actual del conocimiento sobre los humedales

urbanos, identificar los principales factores que contribuyen a su degradación y destacar las áreas de investigación que requieren mayor atención.

Materiales y métodos

Este estudio se estructuró en torno a dos enfoques metodológicos complementarios: un análisis bibliométrico sistemático, desarrollado conforme a las directrices PRISMA 2020 (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*) (Page *et al.*, 2021), y un análisis de contenido temático (Krippendorff, 2018), orientado a la interpretación estructurada de la literatura científica sobre humedales urbanos en Chile. Ambos enfoques se integraron para generar dos niveles analíticos de resultados: (i) el análisis de los patrones generales de investigación sobre humedales urbanos en Chile, que sintetiza los aspectos bibliográficos, espaciales y ecosistémicos de los estudios revisados; y (ii) el análisis de contenido de los principales hallazgos clasificados por dimensión temática, centrado en la síntesis de los métodos, resultados y contribuciones de cada artículo, incluyendo su vinculación con la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020).

Revisión bibliográfica

La revisión bibliográfica, desarrollada en el marco del protocolo PRISMA 2020, constó de tres etapas principales: identificación, cribado y elegibilidad-inclusión. En la fase de identificación, se realizó una búsqueda exhaustiva y secuencial en tres bases de datos científicas de amplia cobertura: primero en Scopus, luego en ScienceDirect y finalmente en

SciELO. Las búsquedas se restringieron a los campos de título, resumen y palabras clave, abarcando el periodo 1998 a septiembre de 2025. Solo se consideraron artículos científicos arbitrados, excluyéndose capítulos de libros.

Se emplearon ocho combinaciones de palabras clave en español e inglés: humedal ciudad, humedal urbano, humedal río, humedal lago, *wetland city*, *wetland urban*, *wetland river* y *wetland lake*. En todas ellas se incorporó el término Chile, con el propósito de acotar los resultados a investigaciones desarrolladas en el territorio nacional. Las combinaciones de búsqueda se aplicaron en cada base de datos tal como fueron formuladas, verificándose de manera iterativa la coherencia temática y la pertinencia de los estudios recuperados. En total se identificaron 466 registros, de los cuales 118 fueron eliminados por duplicación, quedando 348 artículos únicos para el cribado inicial (Figura 1).

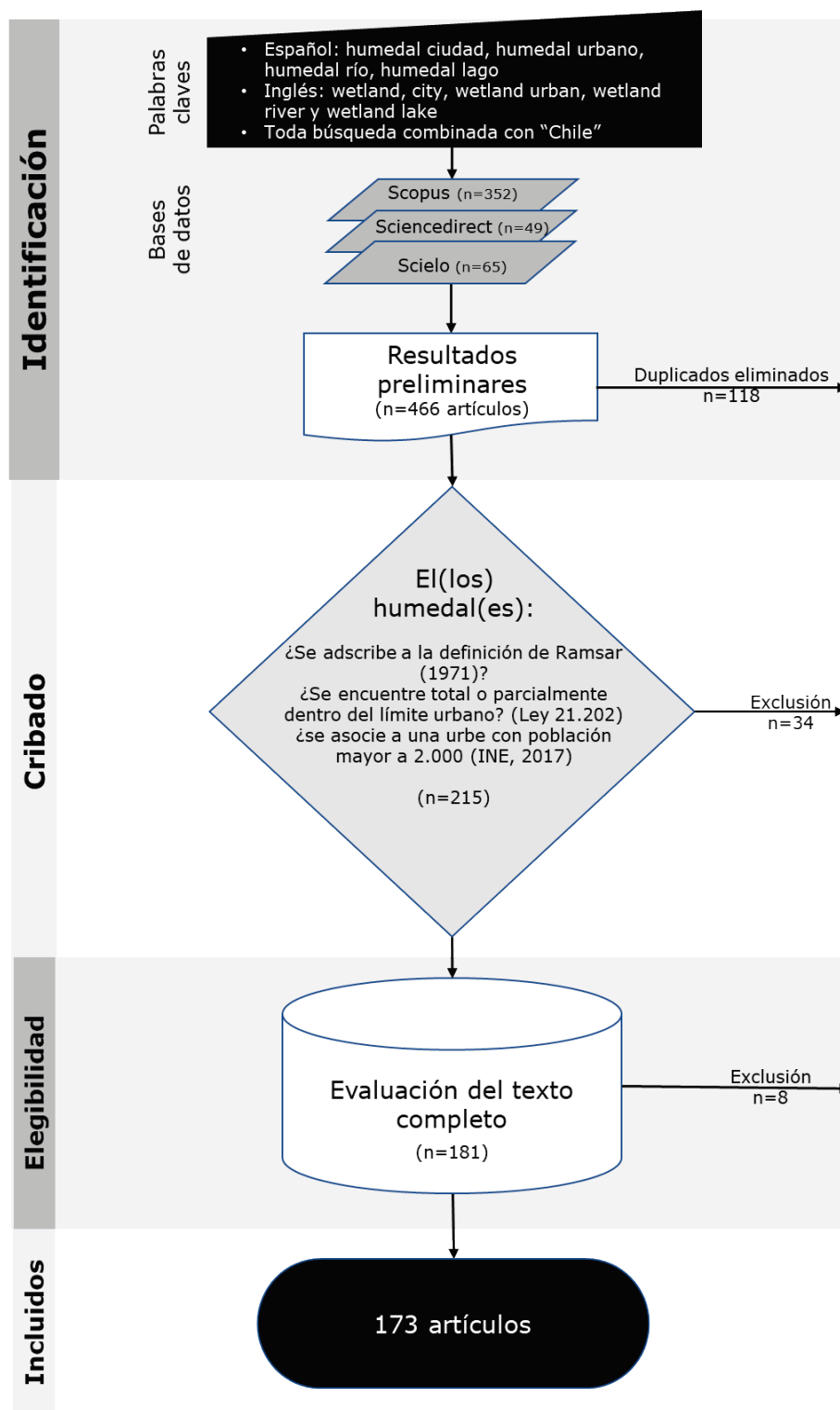


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de selección de artículos (PRISMA 2020; Page *et al.*, 2021).

La fase de cribado consistió en la revisión manual de los títulos y resúmenes de los registros recuperados. Cada artículo fue evaluado mediante tres preguntas de decisión: (i) ¿el ecosistema se adscribe a la definición de humedal de la Convención Ramsar (1971)?; (ii) ¿se encuentra total o parcialmente dentro del límite urbano, conforme a la Ley 21.202?; y (iii) ¿se asocia a una urbe con población superior a 2.000 habitantes, según el INE (2018)? En los casos en que la información fue ambigua o insuficiente, se consultaron secciones clave del texto completo —principalmente la introducción y la metodología— hasta resolver con certeza los criterios de inclusión. Los registros que no cumplían con una o más de estas condiciones fueron descartados en esta fase. En total, 215 artículos cumplieron los criterios mínimos y pasaron a la etapa siguiente (Figura 1).

Durante la fase de elegibilidad, se revisaron en detalle los textos completos para confirmar su correspondencia con los criterios de inclusión, excluyéndose ocho estudios que no los cumplían. Finalmente, en la fase de inclusión, se seleccionaron 173 artículos científicos, los cuales cumplieron todos los criterios establecidos y constituyeron la base del análisis posterior.

Construcción y estructura de la base de datos

Concluida la fase de inclusión del protocolo PRISMA 2020, se construyó una base de datos estructurada en Microsoft Excel, destinada a integrar de manera estandarizada la información proveniente de los artículos seleccionados y a servir de soporte para su análisis posterior. Durante este proceso se aplicó una normalización tipográfica y semántica de

nombres de autores, regiones y humedales, con el propósito de asegurar la coherencia entre registros procedentes de distintas bases de datos.

La base se organizó mediante un conjunto de 24 campos definidos, los cuales fueron agrupados funcionalmente en cuatro componentes principales (bibliográfico, temático, espacial y ecosistémico), de acuerdo con la naturaleza de la información registrada y su papel en el proceso de análisis.

El componente bibliográfico estuvo orientado a describir la procedencia y las características formales de cada registro, e incluyó los campos: 1) ID (identificador único para cada manuscrito); 2) base de datos (p. ej., Scielo); 3) referencia corta; 4) autores; 5) año; 6) título; 7) revista; 8) enlace DOI/URL; 9) tipo de contribución, y 10) idioma. El componente temático permitió caracterizar el contenido conceptual y el propósito de los estudios, integrando los campos: 11) palabras clave del artículo (traducidas al español) y 12) objetivo del estudio. Por su parte, el componente espacial y ecosistémico se centró en los atributos geográficos, ambientales y analíticos de cada investigación, y estuvo conformado por los campos: 13) escala geográfica; 14) región de estudio; 15) ciudad; 16) nombre local del humedal; 17) tipo de humedal; 18) trabajo de campo; 19) síntesis del método; 20) dimensión de estudio; 21) principales resultados; 22) contribución a la Ley 21.202/DS 15/2020; 23) financiamiento, y 24) disciplina.

Análisis de contenido temático

Una vez organizada la información en la base de datos, se realizó un análisis de contenido orientado a sistematizar los métodos, resultados y dimensiones temáticas de los estudios. Este procedimiento se desarrolló

bajo un enfoque deductivo, dado que las categorías analíticas fueron definidas a priori (Krippendorff, 2018).

El eje central del análisis fue el campo Dimensión de estudio, entendida como el criterio que permite agrupar los artículos según el tipo de evidencia aportada, el enfoque metodológico y la naturaleza del objeto investigado. Se distinguieron cuatro categorías: 1) medio biótico, enfocado en especies, comunidades y grupos taxonómicos (Margalef, 1983; Roldán & Ramírez, 1992; Giller & Malmqvist, 1998); 2) propiedades físico-químicas, relacionadas con el estudio del agua, los suelos o los sedimentos (Wetzel, 2001; Mitsch & Gosselink, 2000); 3) dimensión humana, orientada a las interacciones entre sociedad y humedal, incluyendo ocupación, percepción y gobernanza (Herrera, 1976; Berkes *et al.*, 2000), y 4) ordenamiento territorial, que comprende la planificación urbana, el uso de suelo y la expansión de infraestructuras (McHarg, 1969; Forman, 1995; Batty, 2008).

Tras la clasificación de las investigaciones según su dimensión de estudio, el análisis se aplicó sobre los campos que requirieron procesamiento interpretativo o clasificación experta: 17) tipo de humedal; 18) trabajo de campo (sí/no); 19) síntesis del método; 20) dimensión de estudio; 21) principales resultados; 22) contribución a la Ley 21.202/DS 15/2020, y 24) disciplina (véase Anexo).

El Tipo de humedal se clasificó conforme a la tipología de la Convención Ramsar (1971), armonizada con el Inventario Nacional de Humedales del Ministerio del Medio Ambiente y con la Ley 21.202 y su Reglamento (DS N° 15/2020). Esta tipología distinguió las categorías palustre, lacustre, ribereño, costero, estuarino y artificial.

El campo Síntesis del método correspondió a la extracción de los elementos principales de la descripción metodológica declarada en cada artículo. Trabajo de campo se codificó de manera dicotómica (sí/no) según la presencia de recolección de datos primarios, mientras que Principales resultados se sistematizaron de forma descriptiva y objetiva, priorizando evidencias verificables y evitando interpretaciones subjetivas.

La Disciplina se clasificó según la *Revised Field of Science and Technology Classification* de la OECD (2015), lo que permitió organizar los estudios en áreas y subáreas del conocimiento, distinguiendo las principales contribuciones desde Ciencias de la Tierra y del Medioambiente, Ciencias Biológicas, Ciencias Sociales, Ingeniería y Tecnología y Humanidades.

Finalmente, la Contribución a la Ley 21.202 se estableció vinculando los hallazgos de cada estudio con los artículos pertinentes del Reglamento (DS N° 15/2020), en particular el artículo 3 (criterios mínimos de sustentabilidad), el artículo 8 (delimitación), los artículos 15 y 18 (instrumentos de gestión municipal y territorial) y el artículo 22 (guías técnicas del SEA). Esta clasificación admitió múltiples correspondencias según la naturaleza de la evidencia (biológica, hidrológica, físico-química o socioecológica).

Validación y control de calidad

La clasificación y codificación de los registros fueron realizadas por un revisor y auditadas posteriormente mediante una submuestra aleatoria de 40 artículos (23 % del total). La validez y confiabilidad del procedimiento se reforzaron mediante: (i) la definición de categorías a priori; (ii) controles de consistencia entre campos (verificación del DOI,

normalización de nombres de ciudades y regiones); y (iii) triangulación de fuentes internas de cada artículo, contrastando la información reportada en el texto principal.

Resultados

Patrones generales de investigación sobre humedales urbanos en Chile

La búsqueda bibliográfica identificó un total de 173 artículos publicados entre 1998 y 2025, evidenciando una tendencia creciente en la investigación sobre humedales urbanos en Chile (Figura 2). La producción anual varió desde un artículo en 1998 hasta un máximo de 18 en 2024, concentrándose el 64 % de las publicaciones entre 2017 y 2024. En contraste, en los años 1999 a 2004 se observa una completa inactividad, retomando lentamente el año 2005 con solo dos artículos. Algunos picos se observan en 2009 ($n = 11$), 2014 ($n = 9$) y 2016 ($n = 10$).

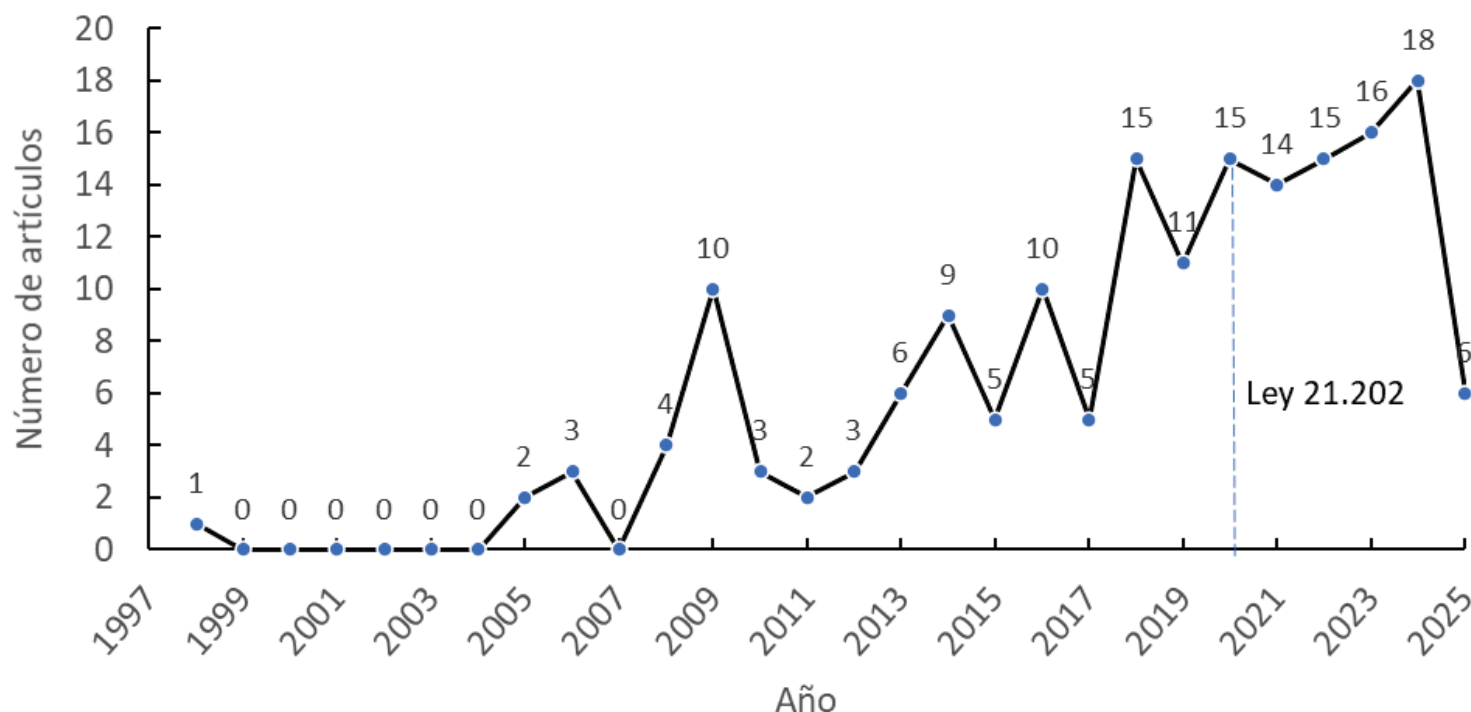


Figura 2. Evolución anual del número de artículos científicos sobre humedales urbanos en Chile (1998-2025).

Se identificaron más de 500 palabras clave distintas en los artículos revisados, lo que refleja la diversidad temática y los principales focos de investigación sobre humedales urbanos en Chile. Sobresalen los términos asociados a humedales y sus variantes, como "humedales urbanos" y "humedales costeros"; aquellos vinculados con los procesos de urbanización, entre ellos "expansión urbana", "fragmentación urbana" y "urbanismo"; y los relacionados con la biodiversidad, como "especies endémicas" y "especies invasoras". Es relevante mencionar que el idioma de las publicaciones se distribuyó en un 64 % inglés y 36 % español, lo que indica una predominancia del idioma inglés (véase Anexo).

Las 173 publicaciones se distribuyen en 114 revistas científicas ($\approx 1,52$ artículos por revista), lo que evidencia alta diversidad y baja concentración editorial del tema. Las revistas chilenas aportan cerca del 16 % del total (28 artículos), destacando *Urbano, Revista de Geografía Norte Grande, Gayana* (Concepción) y *Revista Chilena de Historia Natural*, que reflejan el arraigo local y los enfoques territoriales/urbanos. Entre las internacionales sobresalen *Science of The Total Environment* (Países Bajos), *Sustainability* (Suiza) y *Water* (Suiza), lo que muestra la inserción del caso chileno en circuitos globales de investigación ambiental. En menor medida, títulos como *Latin American Journal of Aquatic Research* (Chile), *Applied Geography* (Reino Unido) o *Ecological Indicators* (Países Bajos) amplían la difusión regional e internacional. En conjunto, el patrón sugiere equilibrio entre producción nacional y proyección global, con predominio de revistas europeas en el ámbito ambiental y revistas chilenas en estudios de ordenamiento territorial y ciudad.

La escala local domina ampliamente la investigación, con más de cien estudios (100 exclusivamente locales y varios adicionales con alcance mixto), lo que representa una clara preferencia por análisis de sitio o de humedales específicos. Esta tendencia se refuerza con los trabajos de escala local/regional ($n = 26$) y comunal ($n = 19$). En contraste, los estudios de alcance regional o nacional son menos frecuentes (6 y 10 respectivamente), lo que evidencia una brecha en investigaciones de síntesis o comparativas entre ciudades y regiones.

En cuanto a la tipología de los humedales estudiados (Figura 3), los ribereños fueron los más frecuentemente abordados (33 estudios), lo que refleja la importancia de los sistemas fluviales y esteros urbanos en la investigación nacional. Les siguieron los humedales lacustres ($n = 11$) y palustres ($n = 10$), tanto en forma pura como en combinaciones

frecuentes con otros tipos (por ejemplo, palustre; lacustre y estuarino; lacustre; palustre). Los humedales con influencia costera ($n = 10$) y/o estuarina ($n = 9$) constituyen otro grupo relevante, concentrados en zonas litorales urbanizadas (p. ej., Valdivia). Además, se registran humedales mixtos que integran gradientes ribereños, palustres, lacustres y estuarinos, junto con un número menor de bosques pantanosos ($n = 4$) y humedales artificiales ($n = 3$), asociados principalmente a experiencias de restauración, tratamiento de aguas o modelación hidráulica.

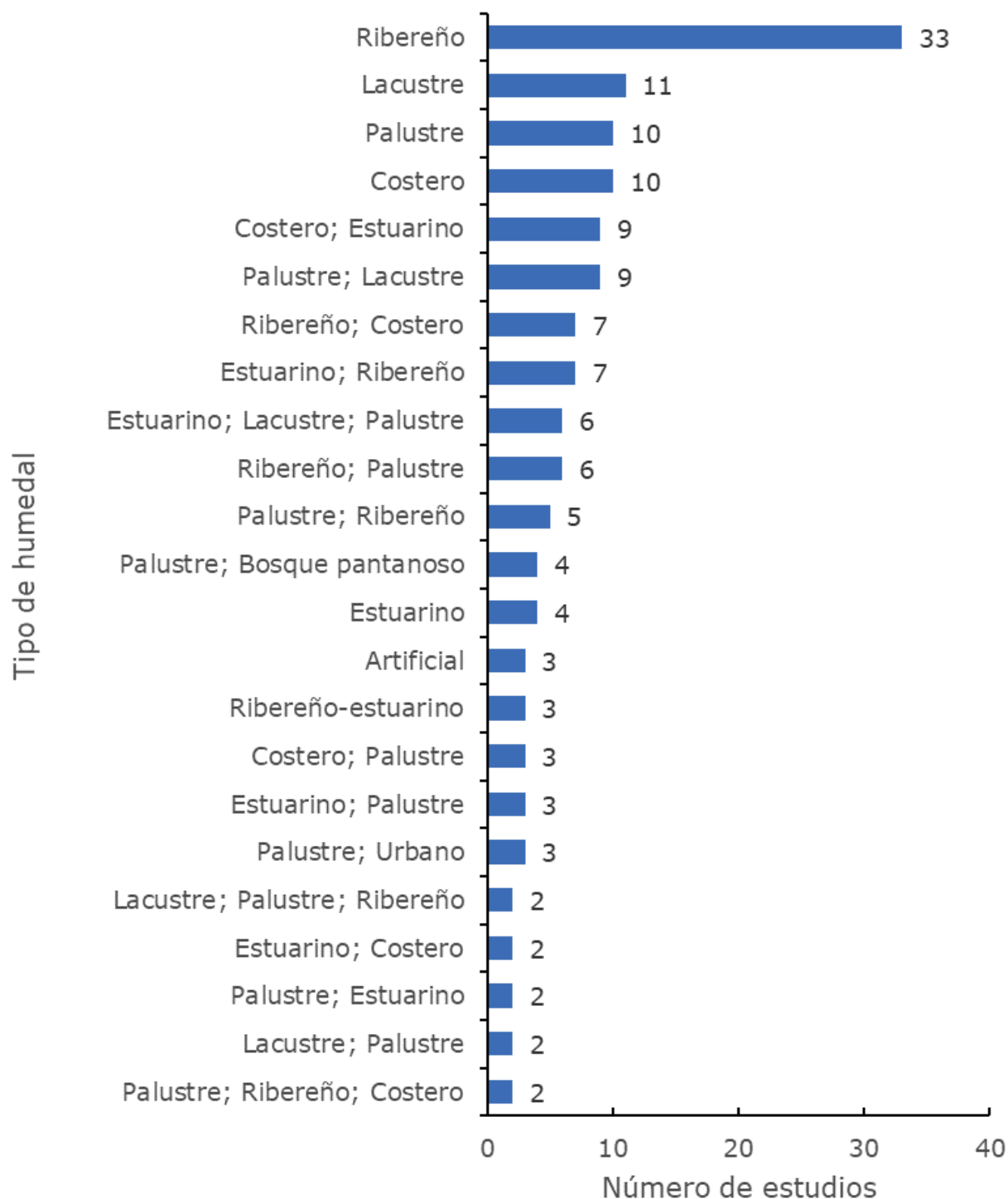


Figura 3. Número de estudios por tipo o combinación de tipos de humedal urbano en Chile (solo categorías con ≥ 2 estudios).

En cuanto a los sitios efectivamente abordados por los estudios, los resultados muestran una alta dispersión geográfica, con cerca de 190 humedales urbanos y periurbanos identificados en el conjunto de manuscritos analizados (Figura 4). Esta amplitud territorial se distribuye de manera desigual entre regiones donde Biobío (46 artículos) y Los Ríos ($n = 38$) concentran la mayor producción científica, mientras que el norte árido (Antofagasta y Atacama), y la Patagonia austral (Aysén Magallanes) presentan una cobertura mucho más limitada. Cabe notar que Tarapacá no presenta estudios.

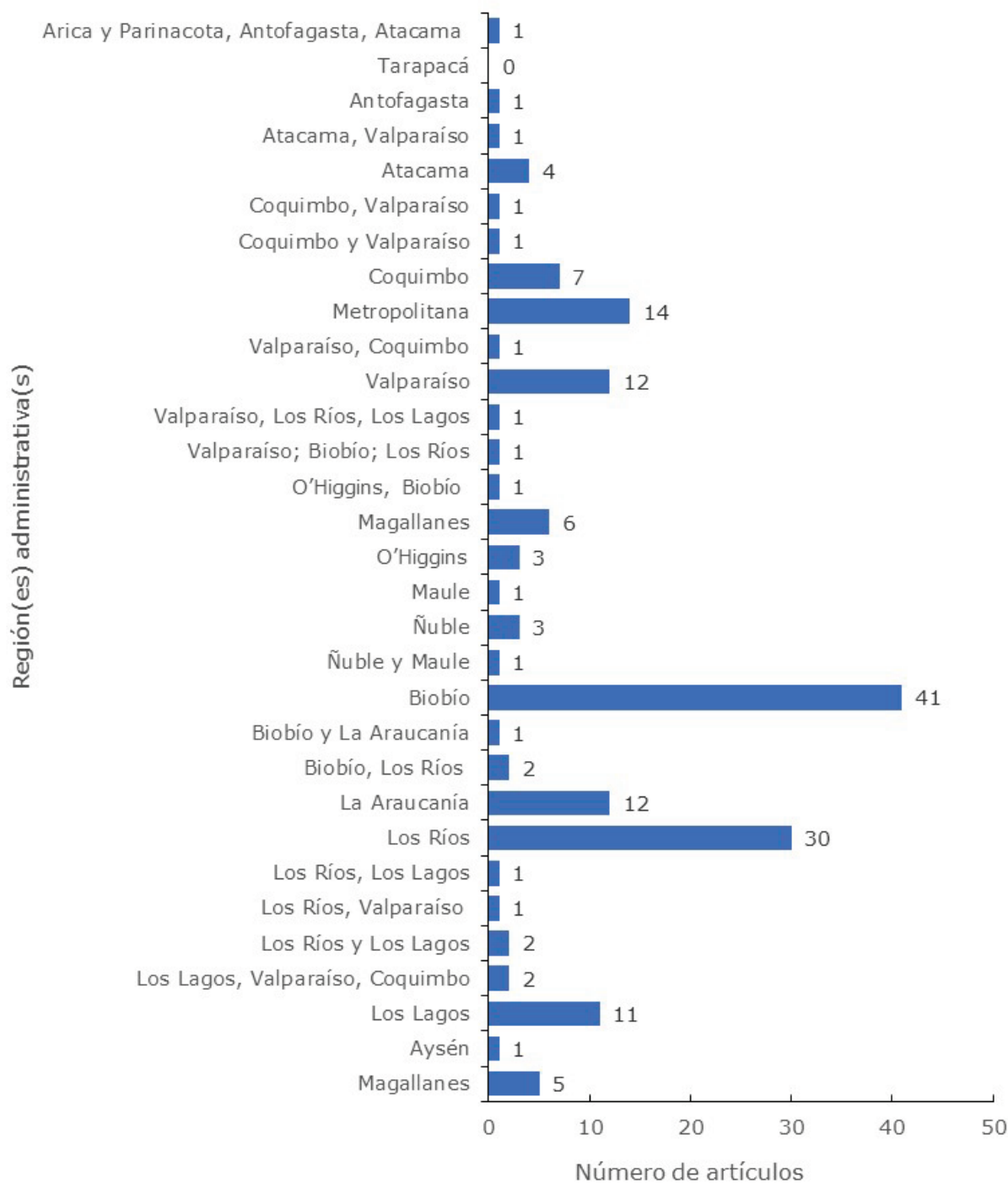


Figura 4. Distribución regional de los artículos sobre humedales urbanos en Chile, con las regiones ordenadas geográficamente de norte a sur.

Pese a esta amplitud territorial, se observa una concentración de esfuerzos en determinados sistemas: sobresale el complejo del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter-Río Cruces ($n = 17$), que junto con Angachilla ($n = 7$), El Bosque ($n = 4$) y Miraflores ($n = 3$) conforma el principal polo de investigación en Valdivia (Región de Los Ríos) (Figura 5).

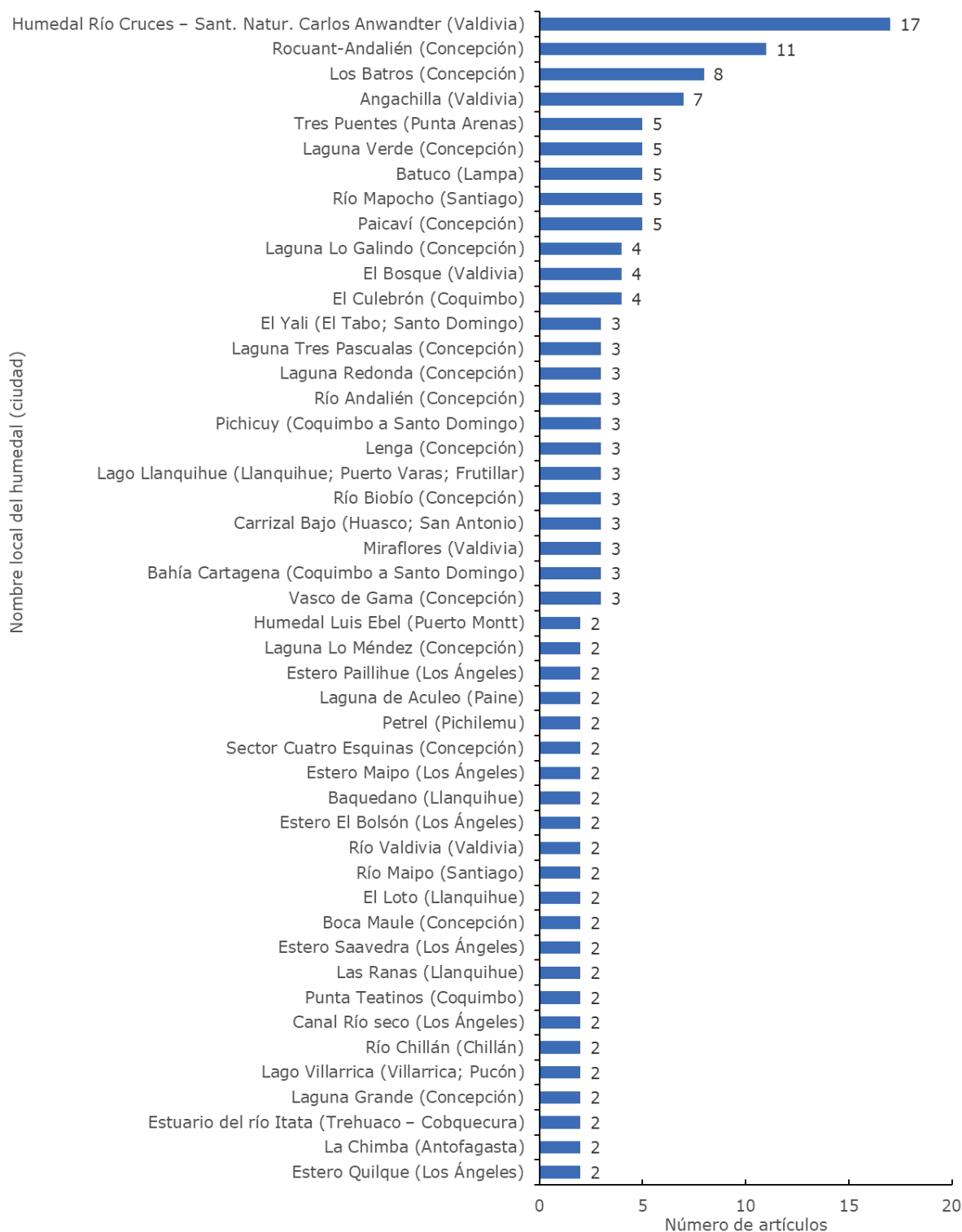


Figura 5. Individualización de los sistemas de humedales locales en Chile con al menos dos estudios.

Un segundo núcleo destacado se localiza en el Gran Concepción (Región del Biobío), donde los humedales Rocuant-Andalién ($n = 11$), Los Batros ($n=8$), Paicaví ($n = 5$) y Laguna Verde ($n = 5$) han sido analizados en varias ocasiones, en algunos estudios, de manera complementaria o comparativa con otros humedales urbanos del área (Espejo *et al.*, 2024).

En el norte del país los humedales han sido escasamente estudiados, como queda de manifiesto en los trabajos sobre bahía Chañaral ($n = 1$), Totoral ($n = 1$) y Carrizal Bajo ($n = 3$), mientras que en la zona centro-norte destaca el humedal El Culebrón, en Coquimbo ($n = 4$) (Tovar-Salvador *et al.*, 2023). En la Región Metropolitana, el río Mapocho ($n=5$) se configura como el principal referente de análisis (Castillo, 2009), mientras que la laguna de Aculeo, localizada al sur de Santiago, en la comuna de Paine (dos estudios), ha sido objeto de particular atención debido a sus severos procesos de desecación (Valdés-Pineda *et al.*, 2020). Hacia el centro-sur se distingue el humedal costero Petrel, en Pichilemu ($n = 2$), mientras que en el sur del país sobresale el lago Llanquihue, en la Región de Los Lagos ($n = 3$) (Abarca *et al.*, 2023), junto con el humedal Tres Puentes, en Punta Arenas (cinco estudios), ubicado en el extremo sur de Chile (Gómez *et al.*, 2014).

A nivel metodológico, el corpus analizado evidencia una notable amplitud de enfoques y técnicas aplicadas al estudio de los humedales urbanos en Chile. Cerca del 62 % de los estudios ($n = 108$) incorporaron levantamiento de información en terreno, empleando métodos cualitativos y cuantitativos como encuestas, entrevistas, inventarios taxonómicos y mediciones fisicoquímicas, junto con un número creciente de aplicaciones moleculares (ADN ambiental y metagenómica) y modelos hidrodinámicos (HEC-HMS, Iber, SWMM) (p. ej., Novoa *et al.*, 2020). En

contraste, 65 investigaciones se desarrollaron sin recolección directa en terreno, basándose en análisis espaciales, modelación de datos o enfoques documentales e históricos (p. ej., Rojas *et al.*, 2019; Martínez *et al.*, 2020). Predominan los métodos sustentados en sistemas de información geográfica, teledetección y análisis espacial ($\approx 40\%$), que respaldan la mayoría de los estudios orientados al ordenamiento territorial, la conectividad ecológica y la transformación del paisaje urbano.

En el ámbito social, se observa la consolidación de encuestas estructuradas, entrevistas y análisis econométricos de disposición a pagar, complementados con metodologías participativas y de análisis de redes sociales (PPGIS, ARS). Asimismo, se amplía la presencia de estudios jurídicos y normativos que examinan la implementación de la Ley N° 21.202 y la jurisprudencia ambiental. En conjunto, esta diversidad metodológica refleja un campo de investigación en maduración, que transita desde enfoques descriptivos y disciplinares hacia perspectivas integradas y multiescalares, aunque aún con escasa experimentación y limitada estandarización de indicadores que permitan comparaciones sistemáticas entre regiones o tipos de humedal.

En materia de financiamiento, predomina ampliamente el apoyo de ANID/CONICYT, a través de instrumentos como FONDECYT (Regular, Iniciación y Postdoctorado), FONDAP y PIA-BASAL, junto a FONIS, FONDEF, Fondequip y diversas becas de posgrado, que reflejan el rol protagónico de investigadores en formación. Les siguen los fondos internos universitarios (UdeC-VRID/DIUC, UACH-DID/CEHUM, USS-VRID, UCT-DGIP, entre otros), que aportan de manera sostenida al desarrollo de capacidades locales. La colaboración internacional es consistente, aunque secundaria, con participación de la *National Science Foundation*

(EE. UU.), la Unión Europea, agencias suecas (VR, FORMAS) y el programa SATREPS JICA/JST, además de apoyos puntuales del PNUD/GEF. También se registran aportes de organismos públicos y regionales (DGA, GORE, FIC-R, CONAF, SAG, CORFO) y de entidades privadas o fundaciones (Arauco, COPEC, Manomet, Fundación Kennedy, entre otras). Finalmente, más de una treintena de estudios no declara financiamiento específico, lo que podría reflejar tanto una falta de información como la ejecución de investigaciones de bajo costo o con financiamiento propio, sustentadas en trabajo académico, voluntario o institucional.

En términos disciplinares, predominan las Ciencias de la Tierra y del Medioambiente (67 artículos), seguidas por las Ciencias Sociales ($n = 49$) y las Ciencias Biológicas ($n = 39$). En el primer grupo destacan los estudios sobre hidrología, limnología, geoquímica y gestión ambiental, junto con enfoques aplicados de ecología del paisaje, teledetección y sistemas de información geográfica. Las Ciencias Sociales concentran sus aportes en geografía, urbanismo y planificación territorial, complementados por investigaciones en derecho, gobernanza y política ambiental, mientras que las Ciencias Biológicas se enfocan en ecología, ornitología, botánica y biodiversidad de humedales. Por su parte, la Ingeniería y Tecnología (13 artículos) se orienta a la gestión de aguas, modelación hidrológica, monitoreo ambiental y mitigación de riesgos, y las Humanidades ($n = 3$) junto con las Artes (un artículo) ofrecen perspectivas históricas, culturales y paisajísticas que vinculan los humedales con los procesos urbanos de largo plazo.

Hallazgos por dimensión temática

En esta sección se presenta una síntesis de las cinco dimensiones analizadas. Cada dimensión refleja un aspecto del estudio de estos ecosistemas, abarcando desde la evaluación de las características del medio biótico hasta la interacción con el ordenamiento territorial (Figura 6), culminando con la contribución de los estudios a la Ley 21.202 y su Reglamento. En términos de frecuencia temática, la dimensión de Ordenamiento territorial es la mejor representada: aparece como eje principal en 50 estudios. Le siguen Medio biótico (59 artículos) y Físico-química (46 estudios), mientras que la dimensión Humana presenta una proporción relativamente menor (35 estudios), y los aportes desde Ingeniería y Tecnología se materializan en 13 estudios. Varias contribuciones integran más de una dimensión (por ejemplo, Medio biótico-Físico-química u Ordenamiento territorial-Humana), lo que muestra aproximaciones interdisciplinarias aún incipientes en la literatura.

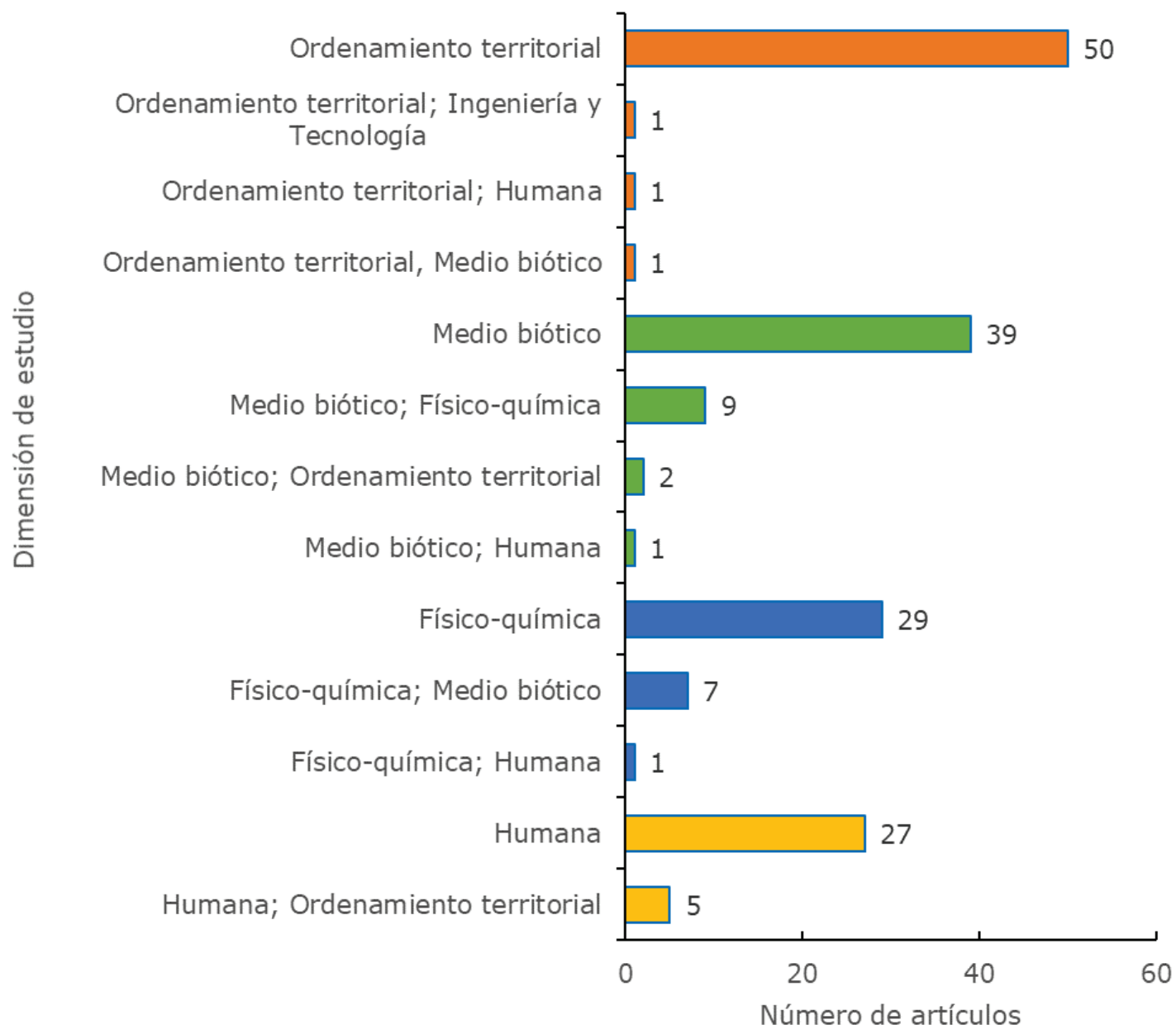


Figura 6. Número de artículos según dimensión o combinación de dimensiones de estudio sobre humedales urbanos en Chile.

Medio biótico

Los estudios relacionados con el medio biótico ($\approx$ 39 artículos) se han centrado principalmente en la elaboración de inventarios de especies y en la cuantificación de la similitud en la composición de comunidades entre sitios. En muchos casos, se trata de investigaciones con un enfoque estrictamente biológico, valiosas para documentar biodiversidad y conservación, pero con limitada integración de variables físico-químicas, hidrológicas o sociales como variables de respuesta, lo que restringe la explicación causal de los fenómenos estudiados. No obstante, investigaciones recientes han comenzado a explorar la relación entre la estructura de la biota y los atributos del paisaje circundante, mostrando la influencia de la humedad, la cobertura vegetal y el vigor fotosintético sobre la densidad de aves acuáticas en estuarios del centro de Chile (Acuña *et al.*, 2019).

Respecto de la avifauna, se han realizado numerosos inventarios a lo largo del país. En el humedal El Culebrón (Coquimbo) se documentaron 37 especies —entre ellas el pelícano (*Pelecanus thagus*), la garza cuca (*Ardea cocoi*) y la gaviota dominicana (*Larus dominicanus*)— y se registró un incremento del 39 % en ataques de perros en el borde de playa en comparación con el interior del humedal (Bravo-Naranjo *et al.*, 2019). Por su parte, en Valdivia se registraron 32 especies asociadas a ambientes urbanos y periurbanos, incluyendo al cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y al cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) (Silva *et al.*, 2015). Asimismo, en Temuco, los humedales Antumalén y Vegas de Chivilcán albergaron 50 especies, con diferencias de composición entre sitios —destacan la bandurria (*Theristicus melanopis*) y la golondrina

(*Tachycineta leucopyga*)—, lo que refleja la influencia de factores locales (Tardone *et al.*, 2024).

En Punta Arenas, el humedal Tres Puentes presentó 91 especies (70 observadas entre 2007-2013 y 22 provenientes de literatura y datos inéditos), incluyendo especies en categoría de conservación como el flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*) y el caiquén colorado (*Chloeophaga rubidiceps*) (Gómez *et al.*, 2014). Además, la respuesta de las comunidades de aves frente a disturbios naturales ha sido documentada en la Bahía de Coquimbo, donde el terremoto y tsunami de 2015 alteraron temporalmente la composición específica en humedales costeros y estuarinos (Chávez-Villavicencio *et al.*, 2019). De manera concordante con su valor de conservación, el humedal Petrel (Pichilemu) fue identificado como sitio prioritario, con abundancias promedio de 38,5 individuos de cisne coscoroba y 11,6 de cisne de cuello negro (Miranda-Cavallieri *et al.*, 2023). En este mismo humedal, se han registrado 113 especies, con mayor representación de Passeriformes y Charadriiformes; de ellas, 27 son migratorias y existen registros de reproducción en 17 especies (Allendes-Muñoz & Miranda-Cavallieri, 2023).

En relación con la ictiofauna, el río Andalién (Concepción) albergó 15 especies de peces, 10 nativas —como la perca trucha (*Percichthys trucha*), la sardina dulce (*Cheirodon galusdae*) y la carmelita (*Percilia irwini*)— y 5 introducidas —entre ellas trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y trucha café (*Salmo trutta*)—; no obstante, el dragado y la canalización se identificaron como amenazas significativas por la pérdida permanente de hábitats adecuados (Ortiz-Sandoval *et al.*, 2009).

Asimismo, los estudios sobre macroinvertebrados y artrópodos han sido relevantes. En Concepción se identificaron 62 especies de macrolepidópteros (mariposas nocturnas), con relaciones negativas

frente al oxígeno disuelto, la turbidez y la conductividad del agua (Villagrán *et al.*, 2006). A su vez, en el norte de Chile se registraron 111 especies de artrópodos —con presencia destacada de Tenebrionidae, Carabidae, Formicidae y Lycosidae—; de este conjunto, 24 % fue clasificado como nativo y 22 % como naturalizado, mientras el resto permanece sin categorizar.

Entre las principales amenazas se identificaron la fragmentación del hábitat, la extracción ilegal de agua y la presencia de especies invasoras (Pizarro-Araya *et al.*, 2022). En coherencia con lo anterior, se ha propuesto el uso de insectos como bioindicadores en humedales urbanos del centro-sur, relacionando la composición de comunidades con variables ambientales y fisicoquímicas (Rodríguez *et al.*, 2024). De forma convergente, otros trabajos reportan 42 taxones acuáticos y 192 terrestres, con alta representación de Chironomidae y Corixidae entre los acuáticos, y crustáceos isópodos entre los terrestres (Coccia *et al.*, 2022).

Además de los invertebrados, en los humedales urbanos estudiados se han identificado tres especies de anfibios: *Batrachyla leptopus*, *B. taeniata* y *Pleurodema thaul* (Espejo *et al.*, 2024). De igual modo, para mamíferos semiacuáticos destaca la nutria de río austral (*Lontra provocax*), cuya dieta dominada por crustáceos bentónicos y peces confirma su rol como indicador de la estructura trófica y su vulnerabilidad ante la pérdida de presas (Franco *et al.*, 2013).

En cuanto a la vegetación acuática, el sistema del río Cruces ha sido particularmente estudiado: la desaparición drástica de la planta acuática *Egeria densa* se asoció con aumentos de hierro, manganeso y sulfatos disueltos, con pérdida de cobertura vegetal y de aves acuáticas dependientes (Lagos *et al.*, 2008; Lovengreen *et al.*, 2008); posteriormente, se ha documentado una recuperación parcial de la

especie, lo que sugiere resiliencia frente a perturbaciones industriales y variaciones ambientales (Jaramillo *et al.*, 2019).

Finalmente, se han descrito patrones transversales que contribuyen a integrar evidencias. Por un lado, la diversidad y abundancia de insectos acuáticos se correlacionan positivamente con la naturalidad del entorno y el oxígeno disuelto —este último como predictor principal de la estructura del ensamble— (Villagrán *et al.*, 2006). Por otro, se han observado patrones de ocupación temporal de hábitats en aves; por ejemplo, en Tres Puentes se identificaron cinco cronotipos —grupos de especies con patrones similares de presencia estacional— entre 44 especies visitantes (Teneb *et al.*, 2013). En paralelo, trabajos recientes han comenzado a caracterizar la biota microbiana en humedales urbanos del sur de Chile, detectando microorganismos de relevancia veterinaria y zoonótica mediante enfoques metagenómicos (Opitz-Ríos *et al.*, 2024).

En conjunto, la evidencia disponible documenta una alta diversidad —especialmente de aves, macroinvertebrados y artrópodos—, con registros relevantes de especies nativas, migratorias y en categoría de conservación. Sin embargo, la concentración en grupos carismáticos y en ciertas localidades, junto con el menor abordaje de micromamíferos, reptiles y microbiota, sugiere un conocimiento aún fragmentario de la estructura y funcionamiento integral de estos ecosistemas. En este sentido, las aproximaciones que integran resiliencia de la vegetación acuática, interacciones tróficas y microbiología ambiental constituyen un avance hacia una visión más funcional e interdisciplinaria de la biodiversidad en humedales urbanos.

Propiedades físico-químicas

Los estudios sobre las propiedades físico-químicas (≈ 36 artículos) evidencian un amplio rango de alteraciones derivadas tanto de procesos naturales como de actividades antrópicas, incluyendo eutrofización, acumulación de metales pesados, presencia de contaminantes emergentes y pérdida de capacidad de los sedimentos para sostener funciones ecológicas esenciales. En humedales costeros y ribereños, como el del río Cruces, se han documentado procesos de eutrofización y pérdida de macrófitas (plantas acuáticas) asociados al aumento de sólidos en suspensión, cambios en la composición química del agua y deterioro de la calidad ambiental, fuertemente vinculados al ingreso de efluentes industriales de la planta de celulosa y a modificaciones hidrológicas en la cuenca (Lagos *et al.*, 2008; Delgado *et al.*, 2014).

En cuanto a nutrientes, diversos cuerpos de agua presentan un avanzado proceso de eutrofización asociado a concentraciones críticas de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). En la cuenca del Biobío, el DS N° 9/2015 establece valores objetivo de PT entre 0,02 y 0,10 mg L⁻¹ y de NT entre 0,2 y 0,6 mg L⁻¹, según tramo y estación de monitoreo; en algunos sistemas urbanos se registran concentraciones cercanas al extremo superior de estos rangos.

En el lago Villarrica, el incremento sostenido de PT y clorofila-a motivó su declaración como zona saturada (DS N° 19/2013), reflejando un estado avanzado de deterioro. De manera concordante, en las lagunas urbanas de Concepción se han descrito condiciones de eutrofia e hipereutrofia, con altas concentraciones de PT, NT y clorofila-a y floraciones recurrentes de cianobacterias, asociadas al crecimiento urbano y a los aportes de aguas servidas y escorrentía pluvial desde la

conurbación (Almanza *et al.*, 2016). En humedales urbanos del sur de Chile, como El Loto en Llanquihue, se ha confirmado una alta abundancia de la cianobacteria potencialmente tóxica *Microcystis aeruginosa* mediante enfoques moleculares y metagenómicos, en un contexto de urbanización acelerada del entorno inmediato (Rocha *et al.*, 2025). En los ríos Imperial y Toltén (Región de La Araucanía) se han reportado aumentos estivales de PT y carbono orgánico en sedimentos bajo fuerte influencia antrópica —principalmente usos agrícolas, forestales y asentamientos humanos en los tramos bajos—, lo que sugiere un riesgo de pérdida funcional y de reducción de la biodiversidad asociada a estos sistemas fluviales (Campos *et al.*, 2021).

La contaminación por metales constituye otro problema crítico. En las lagunas Batuco y Carén (Región Metropolitana) se ha constatado la presencia de plomo (Pb) en el agua superficial, atribuida a fuentes antrópicas externas ligadas al entorno urbano e industrial de Santiago, como escorrentía de caminos, emisiones atmosféricas y descargas de origen domiciliario (Rocco & Rubio, 2010). En los sedimentos del río Cachapoal se han descrito concentraciones muy elevadas de cobre (Cu), molibdeno (Mo), arsénico (As) y antimonio (Sb), asociadas al efecto combinado de la minería de El Teniente y los aportes urbanos e industriales en el tramo medio del río; por ejemplo, las concentraciones de Cu en sedimentos finos alcanzan del orden de $700\text{--}1400\text{ mg kg}^{-1}$, superando las *Probable Effect Concentrations* (PEC) internacionales para este metal (Lacassie & Ruiz-del-Solar, 2021). En la bahía de Chañaral persisten condiciones extremas de degradación por vertidos históricos de relaves mineros al mar, que han generado sedimentos fuertemente enriquecidos en metales y efectos severos sobre la biota marina (Bonnail *et al.*, 2020).

Otros trabajos amplían este panorama a contaminantes emergentes y otros parámetros fisicoquímicos. Algunos humedales urbanos (Luis Ebel) presentan PT de hasta $0,10 \text{ mg l}^{-1}$ (Terre *et al.*, 2025). En la cuenca del río Biobío se han detectado microplásticos con una media de $22 \pm 0,4$ partículas m^{-3} en aguas superficiales, con un marcado aumento en el gradiente alto-bajo cauce, atribuible al uso antrópico de la cuenca (población, industria, infraestructura y descargas de aguas servidas) (Correa-Araneda *et al.*, 2022). En el río Traiguén, las concentraciones de coliformes fecales oscilan entre 11 y 22.000 NMP 100 mL^{-1} , de modo que ninguna de las estaciones cumple los criterios de la NCh409/1.Of2005 para agua potable —que exige ausencia de *Escherichia coli*— ni el límite de 1000 NMP 100 mL^{-1} establecido por la NCh 1333/78 para riego y recreación con contacto directo; los autores asocian estas cargas a descargas de aguas servidas y actividades agropecuarias en la cuenca (Rivera *et al.*, 2009).

En la cuenca del río Aconcagua se han identificado mezclas complejas de contaminantes emergentes —incluyendo clorpirifos, sucralosa y trenbolona— que generan riesgos ecológicos crónicos y están dominadas por un pequeño grupo de sustancias "impulsoras de riesgo", estrechamente vinculadas a aportes urbanos, agrícolas y de aguas residuales (Inostroza *et al.*, 2024). En sedimentos costeros del norte de Chile se han registrado concentraciones muy altas de nonilfenoles —hasta $333,5 \text{ ng g}^{-1}$ en el humedal de Carrizal Bajo—, con cocientes de riesgo (HQ) superiores a 1, es decir, niveles de riesgo ecológico altos para organismos bentónicos, asociados principalmente a descargas de aguas residuales urbanas e industriales. En estos sistemas, los nonilfenoles corresponden a productos de transformación de un tipo de detergentes domésticos e industriales (tensioactivos no iónicos, como el nonilfenol

etoxilado) presentes en las aguas servidas (Tovar-Salvador *et al.*, 2023). En el río Biobío se ha demostrado la presencia de nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2) de origen antropogénico en concentraciones del orden de decenas de $\mu\text{g L}^{-1}$, probablemente vinculadas a descargas de aguas servidas tratadas y de efluentes industriales (p. ej., pinturas) que contienen este tipo de nanomateriales (Gutiérrez *et al.*, 2024).

La calidad microbiológica refleja también presiones urbanas significativas. En el humedal costero Rocuant-Andalién se han descrito concentraciones elevadas de coliformes fecales en estaciones influenciadas por el área urbana de Concepción (con máximos de 3500 NMP 100 mL^{-1}), con una calidad de agua significativamente más degradada que en el humedal de referencia Tubul-Raqui (con máximos de 1700 NMP 100 mL^{-1}); las fuentes principales corresponden a descargas de aguas servidas, escorrentía urbana y rellenos en el entorno del humedal (Novoa *et al.*, 2020). A modo de referencia, la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la cuenca del río Biobío (DS N° 9/2015) fija valores guía de coliformes fecales de hasta 1000 NMP 100 mL^{-1} en algunos tramos, lo que permite dimensionar la magnitud de las cargas bacterianas consideradas críticas en sistemas fluviales chilenos. En la Región de Los Lagos, la detección de patógenos zoonóticos y genes de resistencia antimicrobiana mediante metagenómica en humedales urbanos sometidos a la influencia combinada de actividades ganaderas, presencia de animales domésticos y descargas urbanas refuerza la necesidad de incorporar vigilancia molecular en los programas de monitoreo bajo un enfoque *One Health* (Opitz-Ríos *et al.*, 2024).

Los sedimentos evidencian, además, alteraciones en su estructura y en el ciclado de nutrientes en áreas de alta presión antrópica. En el humedal del río Cruces se han descrito variaciones espaciales y

estacionales en textura, contenido de materia orgánica y condiciones redox de los planos intermareales, que se vinculan con cambios tróficos y un estado entre eutrófico e hipereutrófico del sistema, en un contexto de influencias industriales y cambios en el uso de suelo de la cuenca (Manzano-Castillo *et al.*, 2020; Marín *et al.*, 2014). En la cuenca del río Chillán, las lluvias invernales transportan sedimentos finos y mezclas de xenobióticos que incrementan la toxicidad para *Daphnia* en tramos agrícolas, mientras que la reducción de caudales estivales intensifica la concentración de contaminantes asociados a descargas urbanas aguas abajo de la ciudad (Cooman *et al.*, 2005; Debels *et al.*, 2005). Estos patrones son coherentes con la Guía Técnica de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales superficiales (MMA, 2017), que enfatiza la incorporación de la variabilidad temporal (estacional e interanual) en los programas de monitoreo.

En conjunto, la evidencia muestra que múltiples parámetros — nutrientes, metales, bacterias e incluso algunos contaminantes tradicionales— alcanzan en determinados sitios concentraciones que igualan o superan valores de referencia establecidos en normas nacionales de calidad y emisión (DS N° 53/2014; DS N° 9/2015; DS N° 75/2009; DS N° 90/2000; NCh409/1.Of2005; NCh 1333/78) o en guías internacionales para sedimentos y microcontaminantes (por ejemplo, PEC, *Predicted Environmental Concentration*; PNEC, *Predicted No-Effect Concentration*; y HQ, *Hazard Quotient* > 1). En otros casos, como los contaminantes emergentes y varios indicadores de calidad de sedimentos, la ausencia de estándares específicos revela vacíos normativos. Estos hallazgos plantean la necesidad de avanzar hacia programas de monitoreo adaptativo y multiescalar, y hacia una norma de calidad de agua

específica para humedales urbanos, coherente con la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020).

Dimensión humana

La Dimensión humana (≈ 27) se ha desarrollado principalmente en las Regiones de Los Ríos y Biobío, mientras que Tarapacá, O'Higgins, Maule, La Araucanía, Los Lagos, Aysén, Magallanes y Ñuble no registraron estudios en esta categoría. Los trabajos revisados destacan cómo las interacciones humanas con los ecosistemas acuáticos están moldeadas por procesos históricos, sociales y económicos, lo que refleja tanto la dependencia como los conflictos asociados a estos entornos.

Los estudios revisados emplean una diversidad de enfoques, que incluyen etnografías y observación participante en procesos comunitarios (Skewes *et al.*, 2012), entrevistas y talleres participativos para examinar gobernanza y acción colectiva (Ugarte & Salgado, 2014; Quevedo *et al.*, 2022), encuestas estructuradas y georreferenciadas sobre percepción ambiental, bienestar y valores biofílicos (Rojas-Quezada *et al.*, 2024; Sapiains *et al.*, 2024; Poblete, 2024), y métodos mixtos como análisis de redes sociales y modelos econométricos espaciales (Muñoz-Lobos *et al.*, 2020; Báez-Montenegro *et al.*, 2022).

En Valdivia, los registros arqueológicos muestran la importancia de los ambientes inundados para las comunidades prehispánicas (Cirera *et al.*, 2019). Pero el uso contemporáneo de los bordes fluviales está marcado por una segregación socioespacial vinculada con la especulación inmobiliaria y usos privativos, lo que limita el acceso público y subestima su valor social (Muñoz-Pedreros *et al.*, 2012; Correa *et al.*, 2018; Dhawan *et al.*, 2018). En el humedal de Angachilla, los procesos de

autoorganización comunitaria han jugado un papel crucial en la conservación, especialmente frente a problemas como la presencia de vertederos clandestinos. Estas acciones subrayan la importancia de estrategias de gobernanza basadas en la autoorganización, y de una mayor articulación institucional y social (Skewes *et al.*, 2012; Correa *et al.*, 2018; Quevedo *et al.*, 2022; Delooz, 2024).

En Coquimbo, el conflicto por los recursos hídricos en el acuífero Culebrón-Lagunillas ilustra la histórica competencia entre usos urbanos, industriales y agrícolas. Esta situación ilustra un panorama incierto debido a la falta de herramientas de gestión adecuadas y al limitado reconocimiento de las particularidades de los humedales áridos. Con todo, se han identificado iniciativas de conservación lideradas por organizaciones científicas, ONG y algunos actores políticos (Salinas *et al.*, 2016; Piñones *et al.*, 2019; Araya *et al.*, 2019; Navarro *et al.*, 2021).

En Valparaíso, el humedal de Pichicuy es un ejemplo relevante de gobernanza colaborativa, con una red de 20 actores, en su mayoría del sector público, que trabajan en su protección. Este caso destaca la importancia de los gobiernos locales como actores clave en la conservación de los humedales (Muñoz-Lobos *et al.*, 2020; Báez-Montenegro *et al.*, 2022). Sin embargo, la falta de mecanismos formales de participación y coordinación entre actores locales y nacionales sigue siendo un desafío para implementar estrategias de conservación efectivas (Quevedo *et al.*, 2022; Silva-Villarreal *et al.*, 2024). Además, en las zonas costeras, el turismo masivo y la expansión urbana informal han contribuido a la degradación ambiental, generando riesgos tanto para los residentes como para los visitantes (Muñoz-Pedreros & Quintana, 2010; Carraro *et al.*, 2021).

En Santiago, la canalización del río Mapocho ha sido un hito significativo de ocupación y transformación fluvial, impulsado por intereses económicos y urbanísticos. Este proceso, alineado con el modelo de desarrollo urbano neoliberal, ha propiciado una transformación de los entornos populares, y refleja mecanismos de desposesión y una visión mercantilista de los espacios naturales (Janoschka, 2016; Rojas *et al.*, 2018; Salas-Salazar, 2025).

En el sur de Chile, investigaciones recientes muestran que la conexión emocional con la naturaleza y el apego al lugar influyen en las intenciones de conservación de los humedales urbanos, lo que destaca el papel de la experiencia directa en la promoción de comportamientos proambientales (Sapiains *et al.*, 2024). De forma complementaria, en los humedales mediterráneos urbanos se ha documentado una alta percepción de riesgo sanitario y ecológico por la presencia de animales domésticos de libre tránsito, lo que argumenta la necesidad de políticas integradas de salud humana, animal y ambiental bajo el enfoque "Una Salud" (Poblete, 2024).

En síntesis, los estudios revisados evidencian que los sistemas socioecológicos de los humedales urbanos presentan alta fragilidad frente a cambios rápidos impulsados por actividades humanas —como la expansión urbana, el turismo y la canalización fluvial— y también ante fenómenos naturales, como tormentas e inundaciones. La literatura documenta que estas dinámicas han intensificado conflictos sociales y territoriales, a la par que han generado experiencias de autoorganización y gobernanza local en diversos contextos. Asimismo, se señala que procesos de educación ambiental con enfoque transgeneracional constituyen un factor recurrente en la construcción de conciencia pública, y en el fortalecimiento del vínculo entre comunidades y ecosistemas

(Araya *et al.*, 2019; Ojeda-Leal & Bergamini-Ladrón-de-Guevara, 2022; Rojas-Quezada *et al.*, 2024; Silva-Villarroel *et al.*, 2024; Sapiains *et al.*, 2024; Sauer *et al.*, 2024).

Ordenamiento territorial

Esta categoría es la mejor representada (≈ 50 estudios), al concentrar un número significativo de estudios en la región del Biobío —en particular en el área metropolitana de Concepción— y en menor medida en la región Metropolitana, lo que da cuenta una distribución geográfica desigual del análisis territorial en el país. En general, los resultados indican que la expansión urbana ha deteriorado la calidad ambiental de los humedales, al afectar sus servicios ecosistémicos, reducir su funcionalidad ecológica y disminuir su capacidad de respuesta ante situaciones de emergencia (Rojas *et al.*, 2013; Rojas *et al.*, 2020). Este patrón se vincula, además, con pérdidas de conectividad ecológica y degradación por infraestructura y contaminación lumínica en frentes costeros urbanizados, con efectos directos sobre humedales y zonas intermareales (Aguilera & González, 2023).

En Concepción, la urbanización ha llevado a una desconexión entre los humedales y el tejido urbano, limitando el acceso de la población a estos espacios y restringiendo sus beneficios potenciales (Rojas & Jorquera, 2021). La planificación urbana presenta deficiencias en la integración de los espacios naturales y la red de transporte prioriza el uso del automóvil en lugar de alternativas sostenibles (Rojas, 2019; Rojas *et al.*, 2019). Además, el 5 % del área urbana de Concepción está en alto riesgo de inundación, siendo el río Andalién un punto crítico por su desconexión con el río Biobío, lo que agrava el riesgo en eventos extremos

(Link *et al.*, 2019). La evidencia espacial reciente confirma la reducción de la superficie de humedales costeros y la fragmentación asociada con el crecimiento urbano, destacando el valor del aprendizaje automático para el monitoreo territorial (Munizaga *et al.*, 2022), así como señales de recuperación de cobertura vegetal en procesos de restauración validados con teledetección y ciencia ciudadana (Munizaga *et al.*, 2024). De manera similar, la expansión urbana y la erosión costera están afectando a poblados como Concón (Valparaíso), donde el 67.5 % de su área se encontraría en alto riesgo de inundación por tsunami debido a estos factores (Martínez *et al.*, 2020).

En Coquimbo, la planificación territorial carece de regulaciones vinculantes, lo que ha incrementado la vulnerabilidad de los humedales frente a la expansión industrial y la contaminación (Aguilera *et al.*, 2020). En Valparaíso, las quebradas, pese a su alto valor ambiental y paisajístico, se han visto amenazadas por procesos de ocupación urbana frecuentemente condicionados por intereses económicos (Hidalgo & Zunino, 2012). De forma similar, en zonas como La Serena y Chaitén, las condiciones geomorfológicas y topográficas agravan la susceptibilidad a inundaciones, ya sea por escorrentía superficial o por el desbordamiento de canales en escenarios de erupciones volcánicas (Basso-Báez *et al.*, 2020; Soto *et al.*, 2017). Frente a este escenario de vulnerabilidad territorial y conflictos de uso de suelo, desde el prisma de la gobernanza se ha propuesto "comunalizar" la gestión de los humedales urbanos como bienes comunes verdes, superando la fragmentación institucional mediante modelos participativos e intermunicipales (Delooz, 2024).

A nivel nacional, estudios han revelado que el cambio en el uso del suelo, sobre todo la urbanización, las plantaciones forestales y la fragmentación de la vegetación nativa, han reducido la resiliencia de los

ecosistemas frente a impactos climáticos y humanos. En el área metropolitana de Concepción, la cobertura de humedales disminuyó del 0.77 al 0.31 % entre 2001 y 2016, mientras que la superficie urbana se duplicó, lo que muestra un patrón de crecimiento descontrolado que prioriza el desarrollo urbano sobre la conservación de los ecosistemas (Smith & Romero, 2009; Jaque *et al.*, 2020). De forma similar, en la costa de la Araucanía se ha documentado la alta fragmentación de los bosques pantanosos (humedales boscosos), y su fuerte dependencia de suelos mal drenados o napas someras, antecedentes clave para su delimitación y gestión en el marco de la expansión de núcleos urbanos (Peña-Cortés *et al.*, 2011). Por su parte, en ciudades costeras del centro-sur, los escenarios cercanos de cambio climático dan cuenta de compensaciones espaciales entre biodiversidad, recreación y desarrollo urbano, con descensos de servicios ecosistémicos de regulación y hábitat hacia mayor densidad urbana (León *et al.*, 2023).

La aplicación de los criterios de la Ley 21.202 ha evidenciado subestimaciones del inventario oficial —como en Coronel, donde se cuadruplicó la superficie identificada—, con implicancias directas para la zonificación urbana (Galilea & Medel, 2024). Si bien la descentralización puede contribuir a agilizar estos procesos, la transferencia de competencias hacia gobiernos regionales enfrenta brechas técnicas y de recursos para un ordenamiento territorial efectivo (Martínez-Vicencio *et al.*, 2023). Así, aunque la Ley 21.202 ha permitido avances en el reconocimiento normativo y cartográfico de humedales urbanos, los estudios coinciden en que su aplicación territorial ha sido discontinua y fuertemente dependiente de las capacidades técnicas municipales (Martínez-Vicencio *et al.*, 2023).

En la práctica, la incorporación de humedales urbanos en los Planes Reguladores Comunes y Metropolitanos —obligación establecida en el DS 15/2020— se ha concretado solo de modo parcial debido a la falta de lineamientos técnicos homogéneos y a los rezagos en la actualización de instrumentos de planificación (Galilea & Medel, 2024). Esta brecha institucional explica que incluso cuando existen inventarios más completos y precisos, su traducción en zonificaciones y normas de uso de suelo ambientalmente vinculantes siga siendo limitada (Rojas-Quezada *et al.*, 2022).

En síntesis, los estudios revisados han planteado la integración de medidas de mitigación y restauración —como la protección de espacios naturales estratégicos y la implementación de corredores ecológicos— como estrategias para fortalecer la conectividad natural y reducir la vulnerabilidad ante la expansión urbana y los riesgos de inundación. De igual modo, la literatura considera los humedales como elementos clave en la planificación territorial, aunque su incorporación en normativas vinculantes y en modelos de urbanización sostenible que reduzcan la dependencia del automóvil y promuevan una convivencia equilibrada entre áreas urbanas y entornos naturales sigue siendo limitada (Pauchard *et al.*, 2006; Castillo & Del-Castillo, 2017; Rojas *et al.*, 2022a). Los avances metodológicos en detección y monitoreo (teledetección, aprendizaje automático y ciencia ciudadana), y las propuestas de gobernanza local ofrecen rutas para cerrar esa brecha, en especial cuando se combinan con la actualización cartográfica bajo los criterios de la Ley 21.202, y con una efectiva transferencia de competencias a nivel regional y comunal (Munizaga *et al.*, 2022; Martínez-Vicencio *et al.*, 2023; Munizaga *et al.*, 2024; Galilea & Medel, 2024; Delooz, 2024).

Contribución a la ley de humedales

Los estudios revisados muestran una relación directa con los criterios establecidos en la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020), aportando información científica relevante para la implementación de ambos instrumentos. La mayoría de las publicaciones se vincula con el artículo 3 del Reglamento, que establece los criterios mínimos de sustentabilidad para resguardar las características ecológicas y el funcionamiento de los humedales urbanos. En particular, varios trabajos documentan la biodiversidad de especies y hábitats, entregando información de base para cumplir con la letra a.i del artículo 3, que exige la mantención y/o restauración de los componentes bióticos y abióticos del humedal (Pauchard *et al.*, 2006; Kusch *et al.*, 2008; Peña-Cortés *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2015; Aguilera & González, 2023; Galilea & Medel, 2024). Asimismo, otros estudios se relacionan con la letra a.ii del mismo artículo, al aportar evidencia sobre la conectividad biológica y la influencia de la matriz urbana en la conservación de especies y hábitats (Villagrán *et al.*, 2006; Rojas *et al.*, 2013; Rojas *et al.*, 2019; Rojas *et al.*, 2022a; Munizaga *et al.*, 2022; León *et al.*, 2023).

En cuanto a la delimitación técnica, los estudios hidrológicos y de calidad de agua, aunque menos numerosos, aportan directamente a la aplicación del artículo 8 del Reglamento, que establece los criterios técnicos para la delimitación de humedales urbanos con base en vegetación hidrófita, suelos hídricos y régimen hidrológico de saturación. Investigaciones sobre parámetros físico-químicos y microbiológicos del agua, incluidas aquellas realizadas en ríos y lagunas urbanas, constituyen evidencia empírica para acreditar estos criterios (Rivera *et al.*, 2009;

Rocco & Rubio, 2010; Peña-Cortés *et al.*, 2011; Tardone *et al.*, 2024; Galilea & Medel, 2024; Terre *et al.*, 2025).

Del mismo modo, ciertos estudios se vinculan con el artículo 10 del Reglamento, relativo a la necesidad de lineamientos metodológicos para la caracterización de humedales, al aportar indicadores biofísicos y sociales que pueden utilizarse en futuros protocolos de evaluación (Villagrán *et al.*, 2006; Muñoz-Pedreros *et al.*, 2012; Villagra-Islas & Dobbie, 2014; Möller & Muñoz-Pedreros, 2014; Villamar *et al.*, 2015).

En relación con la gestión sustentable y la gobernanza, algunos trabajos dialogan con lo dispuesto en el artículo 13 del Reglamento, que establece la obligación de incorporar los humedales urbanos en los instrumentos de planificación territorial. Dichos estudios demuestran cómo la expansión urbana y el cambio de uso de suelo afectan la superficie y conectividad de los humedales (Henríquez *et al.*, 2006; Torres-Gómez *et al.*, 2009; Smith & Romero, 2009), proporcionando insumos que pueden ser utilizados en procesos de planificación a escala comunal y regional.

En materia de gobernanza local y gestión municipal (artículo 15 del Reglamento), diversos estudios muestran mecanismos concretos de participación, educación y coordinación que respaldan la dictación de ordenanzas y la incorporación de humedales a los instrumentos territoriales. La recuperación comunitaria del humedal Angachilla en Valdivia muestra el rol de la organización vecinal en la protección y gestión local (Skewes *et al.*, 2012). En Concepción, la combinación de monitoreo ecológico y mapeos participativos vinculan biodiversidad, conectividad y bienestar, aportando criterios para la gestión urbana integrada de los humedales urbanos (Silva-Villaruel *et al.*, 2024); asimismo, los valores biofílicos percibidos se asocian con tipologías

barriales y accesibilidad, lo que orienta decisiones de diseño y gestión a escala local (Rojas-Quezada *et al.*, 2024). En este sentido, la conexión con la naturaleza y el apego al lugar predicen intenciones de conservación en Punta Arenas (Sapiains *et al.*, 2024), y la disposición a pagar en ciudades del sur (p. ej., Valdivia) respalda instrumentos municipales de financiamiento y priorización (Báez-Montenegro *et al.*, 2022).

A nivel de diseño institucional, se propone un modelo de gobernanza comunal para humedales como bienes comunes urbanos (Delooz, 2024), mientras que el proceso de descentralización y traspaso de competencias territoriales a los gobiernos regionales delimita oportunidades y brechas para articular la protección a escala regional (Martínez-Vicencio *et al.*, 2023).

Respecto del control, fiscalización y evaluación de impactos (artículo 21 del reglamento), la literatura aporta insumos empíricos y metodológicos para guías técnicas del SEA. Estudios que documentan cambios biogeoquímicos y microbiológicos en estuarios impactados por descargas (Pozo-Solar *et al.*, 2023), la presencia confirmada de *Microcystis aeruginosa* en humedales urbanos (Rocha *et al.*, 2025) y la detección metagenómica de patógenos y genes de resistencia antimicrobiana (Opitz-Ríos *et al.*, 2024) entregan líneas base y alertas tempranas útiles para predecir impactos y diseñar medidas de mitigación.

En términos de seguimiento y monitoreo, distintos estudios han avanzado en la definición de indicadores ecológicos y sociales aplicables a la evaluación de humedales urbanos, reforzando los artículos 3 y 21 del DS 15/2020. Para el monitoreo bioindicador, se proponen macroinvertebrados e insectos como indicadores de calidad de hábitat en ecosistemas lénticos urbanos (Rodríguez *et al.*, 2024), mientras que en el humedal Luis Ebel se han formulado índices de calidad de agua basados

en parámetros físico-químicos, directamente aplicables al seguimiento municipal (Terre *et al.*, 2025). En paralelo, la teledetección y el aprendizaje automático permiten cartografiar pérdidas y desconexiones en humedales costeros altamente urbanizados (Munizaga *et al.*, 2022), y la integración de imágenes satelitales con ciencia ciudadana aporta verificación independiente y trazabilidad de procesos de restauración (Munizaga *et al.*, 2024); en la misma línea, el monitoreo remoto de la calidad del agua en lagos urbanos mediante teledetección hiperespectral refuerza las herramientas de fiscalización y seguimiento ambiental (Yépez *et al.*, 2024). Asimismo, la evaluación conjunta de conectividad ecológica y bienestar social en Chillán ofrece un enfoque replicable para la gestión municipal (Silva-Villarroel *et al.*, 2024). Por su parte, en el ámbito tecnológico, la plataforma SIG web *URBANCOST* ofrece soporte para la toma de decisiones comunales mediante datos espaciales actualizados (Rueda-Seguel *et al.*, 2018).

En conjunto, estos aportes consolidan un cuerpo metodológico que vincula medición ecológica, percepción social y tecnología aplicada, alineando monitoreo, predicción y verificación con los requerimientos del artículo 21 del Reglamento, y con los principios de prevención, trazabilidad y participación contemplados en la Ley 21.202.

Por último, en el plano jurisprudencial, se observa un estándar de control reforzado por parte de la Corte Suprema en casos de humedales urbanos, con aplicación de principios preventivo, precautorio y de no regresión, y una tendencia a reconocer la autonomía municipal en su protección (Salas-Salazar, 2025). Este desarrollo judicial dialoga con los avances y vacíos normativos previamente identificados para humedales interiores (Möller & Muñoz-Pedrerros, 2014), lo que refuerza la necesidad

de articular la evidencia técnica con las obligaciones municipales y regionales establecidas en la Ley 21.202 y su Reglamento.

Tabla 1. Principales resultados por dimensión de análisis y su contribución a la Ley de humedales.

Dimensión	Principales resultados	Contribución a la Ley 21.202 (DS 15/2020)
Físico-química	Los humedales urbanos presentan signos avanzados de eutrofización y contaminación por nutrientes, metales y compuestos emergentes, con variabilidad estacional y efectos acumulativos. Se observan respuestas ecológicas a eventos extremos y descargas industriales, lo que afecta la calidad del agua y la integridad de los sedimentos. Experiencias recientes de humedales construidos muestran potencial de restauración y depuración, pero falta consolidar una red de monitoreo sistemático y protocolos estandarizados de evaluación	La evidencia de eutrofización, presencia de contaminantes y respuestas a eventos extremos aporta parámetros y umbrales para la mantención del régimen hidrológico y de la calidad del agua en humedales urbanos (DS N° 15/2020, art. 3 letra b) y para desarrollar guías técnicas y redes de monitoreo físico-químico que respalden la delimitación, caracterización y evaluación de impactos en estos ecosistemas (DS N° 15/2020, arts. 8, 19, 20 y 22)
Medio biótico	Los inventarios florísticos y faunísticos recientes confirman una alta diversidad, en especial de aves acuáticas, macroinvertebrados y vegetación hidrófita. Los humedales actúan como refugios para especies nativas, migratorias y sensibles, pero enfrentan presiones crecientes por urbanización, contaminación y pérdida de hábitat. Se consolida el uso de bioindicadores y monitoreos multiescalares para evaluar la salud ecológica, aunque persisten vacíos en grupos poco estudiados y en series temporales prolongadas	La evidencia sobre diversidad biológica, especies sensibles y uso de bioindicadores aporta bases empíricas para la mantención, restauración y monitoreo de los componentes bióticos de los humedales urbanos (DS N° 15/2020, art. 3 letra a) y para el diseño de guías técnicas y programas de monitoreo y seguimiento ecológico en criterios de sustentabilidad y en la delimitación y caracterización de humedales urbanos (DS 15/2020, artículos 19 y 20)

Dimensión	Principales resultados	Contribución a la Ley 21.202 (DS 15/2020)
Humana	Las ocupaciones históricas reflejan una planificación fragmentada y desactualizada, con pérdida sistemática de humedales y vegetación nativa. En respuesta, emergen procesos de autoorganización vecinal, educación ambiental y gobernanza colaborativa que revalorizan estos ecosistemas como espacios de bienestar, recreación y cohesión social. Pese a este avance, persisten brechas en la articulación institucional y en la capacidad municipal de gestión ambiental	La evidencia de autoorganización vecinal, educación ambiental y gobernanza colaborativa en torno a humedales urbanos respalda los comités y mecanismos de participación y gobernanza previstos para su gestión (DS 15/2020, artículos 4, 5 y 13), y las brechas en capacidades municipales justifican la dictación de ordenanzas y la actualización de instrumentos de planificación exigidas por la Ley 21.202 y su reglamento (Ley 21.202, artículo 2, inciso 2; DS 15/2020, artículos 15 y 18)
Ordenamiento territorial	La expansión urbana, industrial y de infraestructura ha reducido la superficie, conectividad y calidad ecológica de los humedales urbanos y periurbanos. Predomina la sustitución de coberturas naturales por usos residenciales y viales, acompañada de vacíos normativos y escasa coordinación institucional. Aunque se han incorporado herramientas de teledetección y monitoreo multitemporal, la planificación territorial aún prioriza intereses inmobiliarios sobre la sustentabilidad ecológica	La evidencia de pérdida de superficie y conectividad de humedales orienta la actualización de los instrumentos de planificación territorial para incorporar los humedales urbanos como áreas de protección de valor natural (Ley 21.202, artículo 5; LGUC, artículo 60), y aplicar los criterios de conectividad biológica, infraestructura ecológica y equilibrio urbano-natural establecidos en el DS 15/2020 (artículo 3, letras a y c; artículos 15 y 18)

Discusión

Medio biótico

Los avances en biodiversidad de humedales urbanos en Chile han sido sustantivos, aunque desiguales entre grupos biológicos y escalas de análisis. La avifauna concentra la mayor evidencia y se confirma como un indicador sensible de la funcionalidad ecosistémica y de los pulsos hidrológicos tanto por patrones espaciales asociados con el paisaje (cobertura vegetal, humedad del suelo, urbanización) como por respuestas a disturbios naturales extremos (Acuña *et al.*, 2019; Chávez-Villavicencio *et al.*, 2019; Tardone *et al.*, 2024). La síntesis nacional respalda estas tendencias, al evidenciar diferencias de diversidad α y β entre tipos de humedales —con alta diversidad en sistemas como río Cruces y tranque San Rafael—, lo que plantea que no todos los humedales urbanos aportan funciones equivalentes ni requieren idénticas medidas de manejo (Miranda-García *et al.*, 2021).

Más allá de estos patrones agregados, los estudios de caso muestran cómo la presión urbana modula la composición y el uso temporal del hábitat por aves: inventarios en El Culebrón, Valdivia, Temuco y Punta Arenas documentan ensamblajes ricos y la presencia de especies migratorias o en categoría de conservación, pero también impactos por factores urbanos directos (p. ej., mayor tasa de ataques de perros hacia el borde de playa en Coquimbo) y variaciones estacionales e interanuales ligadas con disponibilidad de recursos y cambios hidrológicos (Gómez *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2015; Bravo-Naranjo *et al.*, 2019; Norambuena *et al.*, 2023; Tardone *et al.*, 2024; Cursach *et al.*, 2025). Estos hallazgos fortalecen el papel de los humedales como infraestructura

ecológica en ciudades y sugieren medidas de ordenamiento que reduzcan perturbaciones crónicas (tránsito de mascotas, tránsito vehicular, accesibilidad no regulada) en sectores de alto valor para alimentación y reproducción (Moreno, 2024).

En invertebrados, la señal es consistente: la diversidad y abundancia de macroinvertebrados e insectos responden a gradientes de calidad de agua (oxígeno disuelto, turbidez, conductividad), reforzando su utilidad como bioindicadores costo-efectivos para monitoreo municipal y para apoyar declaratorias bajo la Ley 21.202 (Villagrán *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2024). En paralelo, la evidencia sobre artrópodos en el norte de Chile —con una fracción relevante de especies naturalizadas y muchos taxa aún sin clasificar— muestra tanto el potencial como la deuda en taxonomía aplicada para su gestión (Pizarro-Araya *et al.*, 2022). De ello se desprende la conveniencia de estandarizar protocolos de muestreo y paneles de indicadores bióticos comparables entre ciudades.

De manera integrada, estos antecedentes demuestran que las alteraciones fisicoquímicas —como el enriquecimiento por metales, la disminución del oxígeno disuelto y el aumento de la turbidez— tienen efectos directos sobre la estructura de las comunidades acuáticas, pues modifica la composición de macroinvertebrados, afectan la productividad de las macrófitas y reducen la disponibilidad de hábitats para aves acuáticas (Villagrán *et al.*, 2006; Lagos *et al.*, 2008; Jaramillo *et al.*, 2019; Opitz-Ríos *et al.*, 2024). Esta interrelación refuerza la necesidad de abordar calidad del agua y biodiversidad de manera integrada en los programas de monitoreo y conservación de humedales urbanos.

La vegetación acuática aporta un contrapunto funcional clave. El caso del río Cruces ilustra la vulnerabilidad de macrófitas acuáticas que actúan como ingenieras de ecosistemas frente a pulsos de degradación

de la calidad del agua (Fe, Mn, sulfatos) y de radiación UV incidente, con efectos en cascada sobre las aves acuáticas; al mismo tiempo, documenta trayectorias de resiliencia parcial de *Egeria densa* en el mediano plazo (Lagos *et al.*, 2008; Lovengreen *et al.*, 2008; Jaramillo *et al.*, 2019). En esta línea, la evidencia disponible destaca, por una parte, el oxígeno disuelto como un parámetro clave para la salud ecosistémica de los humedales urbanos, cuya reducción impacta severamente a macroinvertebrados y peces, y, por otra, el rol de determinados metales disueltos —en particular hierro y manganeso—, que se han relacionado con la pérdida de macrófitas y la alteración de las redes tróficas (Villagrán *et al.*, 2006; Lagos *et al.*, 2008; Lovengreen *et al.*, 2008).

Priorizar estos indicadores físico-químicos permitiría enfocar las estrategias de monitoreo y restauración en los factores con mayor influencia sobre la biodiversidad y la funcionalidad ecológica. En este sentido, la evidencia experimental sobre tolerancia al estrés (p. ej., exposición a cloratos en concentraciones subtóxicas y desecación) aporta insumos concretos para evaluar la sensibilidad de los organismos y definir umbrales de gestión (Palma *et al.*, 2013). Sin embargo, es necesario considerar que los gradientes biológicos —como la estructura de la vegetación de marismas— y su relación con perturbaciones naturales y antrópicas muestran que las trayectorias de cambio no son lineales y que la composición puede reflejar tanto enriquecimiento por disturbio como pérdida de funcionalidad, según el contexto y tipo de presión (Ramírez *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2018).

Hallazgos recientes de microorganismos y cianobacterias potencialmente tóxicas (*Microcystis*) en humedales urbanos del sur (p. ej., cuenca del lago Llanquihue) generan la necesidad de integrar vigilancia microbiológica y toxicológica al monitoreo ecológico estándar

(Opitz-Ríos *et al.*, 2024; Espejo *et al.*, 2024; Rocha *et al.*, 2025). En la misma línea, en bosques pantanosos, la configuración espacial de las poblaciones de epífitas y trepadoras plantea que los programas de monitoreo incorporen indicadores de conectividad estructural —con frecuencia ignorados en el diseño urbano-rural— para sostener comunidades de plantas especializadas o indicadoras (Pincheira-Ulbrich *et al.*, 2016; Pincheira-Ulbrich *et al.*, 2018; Pincheira-Ulbrich *et al.*, 2021). En este contexto, el monitoreo de largo plazo resulta fundamental: estudios en Concepción muestran cómo factores naturales (precipitaciones, tsunamis, inundaciones) interactúan con presiones urbanas (rellenos, vialidad, expansión) para reconfigurar la vegetación y favorecer el reemplazo de especies nativas por exóticas en zonas de mayor presión urbana (Madrid & Teillier, 2021; Munizaga *et al.*, 2024).

Por último, persisten grupos prácticamente ausentes de la investigación —anfibios, reptiles, micromamíferos, hongos y microbiota— que son fundamentales para comprender el funcionamiento de los ecosistemas. Esta falta de estudios limita la elaboración de diagnósticos integrales y la anticipación de riesgos sanitarios, con consecuencias directas para la política pública. En conjunto, los antecedentes revisados sugieren que los programas de monitoreo y conservación de humedales urbanos debiesen ampliar su foco taxonómico, integrar métricas bióticas y microbiológicas de manera sistemática, y fortalecer la comparabilidad de indicadores entre ciudades como base para decisiones de ordenamiento y gestión más coherentes con la biodiversidad.

Propiedades físico-químicas

La evidencia fisicoquímica disponible para humedales urbanos en Chile converge en un diagnóstico consistente: eutrofización, presencia de metales y contaminantes emergentes, junto con presiones microbiológicas, configuran un cuadro de riesgo ecológico y sanitario que se manifiesta con variaciones estacionales y espaciales marcadas. Más allá de describir estados, dichos hallazgos sugieren implicancias directas para la gestión adaptativa, la planificación territorial y el diseño regulatorio.

Primero, los procesos de enriquecimiento por nutrientes y sus manifestaciones biológicas demandan tratamientos diferenciados según el contexto hidrológico. Casos como los de Concepción —con floraciones de algas verde-azules en lagunas urbanas— y Llanquihue —donde se ha detectado *Microcystis aeruginosa*— muestran que la combinación de cargas internas y externas elevadas, junto con periodos de estratificación, puede sostener eventos recurrentes con implicancias en la salud pública y la gobernanza local (Almanza *et al.*, 2016; Rocha *et al.*, 2025). En paralelo, la síntesis sobre el río Cruces indica que el colapso y las posteriores reorganizaciones de la comunidad de macrófitas, junto con cambios en la estructura y funcionamiento ecológico del humedal, emergen de la interacción entre condiciones fisicoquímicas (p. ej., hierro, manganeso, sulfatos disueltos) y forzantes ambientales. Esto subraya la necesidad de integrar series temporales, líneas de evidencia múltiples y métricas funcionales en los programas de monitoreo (Lagos *et al.*, 2008; Delgado *et al.*, 2014; Marín *et al.*, 2014; Jaramillo *et al.*, 2019).

Segundo, la contaminación por metales y la degradación histórica de sedimentos presentan patrones contrastantes según la cuenca y el uso

del suelo. La señal antrópica documentada en Santiago —con presencia de plomo (Pb) en el agua superficial de lagunas urbanas— y en la cuenca del Cachapoal —con concentraciones elevadas de cobre (Cu), molibdeno (Mo), arsénico (As) y antimonio (Sb) asociadas con la minería, y con aportes urbanos e industriales— pone de relieve la necesidad de que los instrumentos de gestión consideren tanto fuentes puntuales como difusas, definiendo rutas de reducción compatibles con las capacidades y metas locales (Rocco & Rubio, 2010; Lacassie & Ruiz-del-Solar, 2021). El caso de Chañaral, marcado por un legado de vertidos mineros de larga data, sugiere la pertinencia de protocolos específicos de monitoreo de sedimentos para zonas áridas y altamente impactadas (Bonnail *et al.*, 2020).

En cuanto al cumplimiento normativo, los valores reportados en varios estudios muestran que en determinados sitios las concentraciones de nutrientes, coliformes y algunos metales igualan o superan los límites establecidos en normas nacionales de calidad y uso de agua, especialmente la NCh 1333/78 y las Normas Secundarias de Calidad Ambiental por cuenca (DS 9/2015; DS 53/2014; DS 75/2009); mientras que diversos contaminantes emergentes exceden valores de referencia o umbrales de riesgo definidos en guías internacionales (p. ej., PNEC, PEC y cocientes de peligro HQ > 1). Ejemplos como el río Traiguén —donde los coliformes fecales exceden sistemáticamente los criterios de la NCh409/1.Of2005 para agua potable y el umbral de 1 000 NMP 100 ml⁻¹ de la NCh 1333/78 para riego y recreación— o los máximos estivales registrados en Tubul-Raqui, con 1 700 NMP 100 ml⁻¹ de coliformes fecales en estaciones influenciadas por áreas urbanas, evidencian que los procesos de contaminación no son fenómenos locales aislados, sino expresiones de deficiencias estructurales en el control de cargas difusas

y descargas de aguas residuales (Rivera *et al.*, 2009; Novoa *et al.*, 2020) (NCh409/1.Of2005; NCh 1333/78). Su constatación tiene implicancias directas para la aplicación de los artículos 3 y 4 del DS 15/2020 —que obligan a mantener el régimen hidrológico y la calidad ambiental de los humedales urbanos— y refuerza la urgencia de implementar programas de monitoreo normativo comparables entre municipios, así como avanzar hacia una norma específica de calidad de agua para humedales urbanos alineada con la Ley 21.202.

De acuerdo con la clasificación de la NCh 1333/78, los límites de calidad de agua distinguen usos como abastecimiento, riego, recreación y protección de la vida acuática; los resultados revisados indican que al menos algunos humedales urbanos no cumplen las categorías mínimas para estos usos —por ejemplo, el río Traiguén y ciertas estaciones en Tubul-Raqui para riego y recreación con contacto directo—, lo que apunta a condiciones de degradación ecológica y sanitaria (Rivera *et al.*, 2009; Novoa *et al.*, 2020). En este contexto, la comparación con las Normas Secundarias por cuenca y con el DS 90/2000 como estándar de emisión para descargas líquidas ofrece una herramienta operativa para priorizar medidas correctivas en los planes municipales y regionales (DS 53/2014; DS 9/2015; DS 75/2009; DS 90/2000).

En términos espaciales, los casos revisados sugieren una mayor severidad de contaminación por metales en cuencas con presión minera del norte y centro-sur (p. ej., Cachapoal y el legado de Chañaral), enriquecimiento trófico y eventos de floración en sistemas lacustres del sur (Llanquihue/Villarrica), y cargas microbiológicas significativas en estuarios urbanos del Gran Concepción (Rocuant-Andalién), junto con la presencia de microplásticos y nanopartículas de dióxido de titanio (TiO₂) en tramos urbanos de grandes ríos como el Biobío (Correa-Araneda *et al.*,

2022; Gutiérrez *et al.*, 2024; Novoa *et al.*, 2020; Rocha *et al.*, 2025; Tovar-Salvador *et al.*, 2023). Esta lectura comparativa puede contribuir a priorizar la intervención por cuenca y tipo de humedal, articulando medidas de calidad de agua y restauración biótica según las presiones dominantes (Rojas *et al.*, 2024).

Tercero, el componente microbiológico y los contaminantes emergentes amplían el perímetro de gestión. Los registros de coliformes en Rocuant-Andalién y Tubul-Raqui, junto con la detección de patógenos y genes de resistencia antimicrobiana mediante análisis metagenómicos en humedales urbanos de la región de Los Lagos, evidencian la necesidad de incorporar vigilancia molecular y criterios sanitarios a la operación rutinaria de los sistemas de monitoreo (Novoa *et al.*, 2020; Opitz-Ríos *et al.*, 2024). A ello se suma la evidencia reciente de microplásticos en la cuenca del Biobío, de pesticidas, fármacos y tensioactivos en la cuenca del Aconcagua, y de nonilfenoles y nanomateriales en sedimentos costeros y aguas superficiales (Tovar-Salvador *et al.*, 2023; Jorquera *et al.*, 2024; Inostroza *et al.*, 2024; Gutiérrez *et al.*, 2024). Dado que muchos de estos compuestos carecen de estándares específicos, se refuerza la necesidad de actualizar los marcos regulatorios e integrar listas nacionales de vigilancia ambiental, idealmente coordinadas con las prioridades sanitarias y de conservación de la biodiversidad.

Más allá de los parámetros químicos normados, la incorporación sistemática de bioindicadores ofrece una línea de evidencia integradora entre la composición fisicoquímica, los efectos ecológicos y el riesgo sanitario. En los casos descritos para Concepción y Llanquihue, la clorofila-a, la ficocianina y las toxinas de cianobacterias funcionan como indicadores funcionales del estado trófico, permitiendo vincular las concentraciones de nitrógeno y fósforo con las respuestas biológicas

observadas (Almanza *et al.*, 2016; Rocha *et al.*, 2025). De manera complementaria, los cambios en la estructura y cobertura de macrófitas —como los documentados en el sistema del río Cruces— constituyen señales de alteración de la calidad del agua y del régimen hidrológico (Delgado *et al.*, 2014; Marín *et al.*, 2014).

En ambientes urbanos, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se han utilizado con éxito como indicadores de gradientes de materia orgánica, oxígeno y metales (Figueroa *et al.*, 2007), aportando una sensibilidad ecológica que complementa las mediciones fisicoquímicas convencionales. Asimismo, los indicadores microbiológicos tradicionales (*Escherichia coli*) y, de forma emergente, los genes de resistencia antimicrobiana, robustecen la lectura sanitaria observada en humedales como Rocuant-Andalién y en sistemas urbanos del sur (Novoa *et al.*, 2020; Opitz-Ríos *et al.*, 2024). Esta línea biológica de observación ayuda a traducir la variabilidad ambiental en señales tempranas de deterioro y puede fortalecer la detección de umbrales ecológicos relevantes para la gestión adaptativa y la protección de la salud pública.

Cuarto, la estacionalidad y el régimen hidrológico condicionan la eficacia de cualquier intervención. En verano, la reducción de caudales puede concentrar nutrientes y contaminantes; en invierno, los pulsos de lluvia incrementan la carga de sólidos y modulan la toxicidad biológica (Debels *et al.*, 2005; Cooman *et al.*, 2005). Estos patrones justifican diseños de monitoreo temporalmente estratificados y metas que reconozcan umbrales estacionales, en línea con la Guía Técnica de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales superficiales (MMA, 2017). En los sedimentos, las señales de pérdida de capacidad de almacenamiento y ciclado de nutrientes en sitios de alta presión, junto con variaciones estacionales en textura y contenido de

materia orgánica, invitan a vincular la restauración biótica con la gestión de sedimentos (Marín *et al.*, 2014; Manzano-Castillo *et al.*, 2020).

Dimensión humana

La dimensión humana en los humedales de Chile refleja interacciones dinámicas y complejas moldeadas por factores históricos, sociales, culturales y económicos. Estos patrones se insertan en un marco estructural más amplio, donde el modelo de desarrollo urbano chileno — altamente dependiente de la expansión inmobiliaria y la mercantilización del suelo— ha generado una planificación territorial fragmentada y desigual. Esta estructura reproduce inequidades en el acceso y la distribución de los beneficios ecosistémicos, profundizando la segregación socioambiental y la vulnerabilidad frente a su degradación (Smith & Romero, 2009; Rojas *et al.*, 2019; Aldana-Domínguez *et al.*, 2024; Rojas-Quezada *et al.*, 2024).

Diversos estudios muestran que la urbanización, especulación inmobiliaria e industrialización tienden a restringir el acceso y subestimar el valor social y cultural de estos ecosistemas; al mismo tiempo, emergen evidencias de valoración ciudadana y de arreglos de gobernanza local que buscan revertir dicha tendencia. En particular, la disposición a pagar por su conservación se asocia con la cercanía residencial, la educación y la conciencia ambiental, lo que sugiere un sustrato social favorable para políticas municipales y planes de gestión (Báez-Montenegro *et al.*, 2022).

La autoorganización comunitaria aparece como un eje clave cuando las respuestas institucionales son insuficientes. El caso del humedal Angachilla en Valdivia documenta cómo la acción vecinal transformó un espacio degradado en un bien socioecológico, fortaleciendo identidad

barrial, educación ambiental y gobernanza local (Skewes *et al.*, 2012). De modo complementario, aproximaciones de gobernanza comunal proponen reconocer a los humedales urbanos como bienes comunes urbanos verdes, articulando participación ciudadana, gestión intermunicipal y superación de la fragmentación institucional (Delooz, 2024; Stamm *et al.*, 2024).

No obstante, la fuerza de estas experiencias refleja también las limitaciones del aparato estatal para sostener una gestión ambiental equitativa. La falta de recursos técnicos y de capacidades dispares entre municipios y servicios públicos ha derivado en una delegación implícita de responsabilidades hacia las comunidades, generando una gobernanza reactiva más que preventiva (Martínez-Vicencio *et al.*, 2023; Del-Fierro, 2024). Reconocer este desequilibrio es clave para avanzar hacia una corresponsabilidad justa entre Estado y ciudadanía. En la escala judicial, la Corte Suprema ha consolidado un estándar de control reforzado en materia ambiental relativo a la Ley 21.202, con énfasis en los principios de prevención, precaución y no regresión, y un reconocimiento de la autonomía municipal en su protección (Rojas-Quezada, 2024; Salas-Salazar, 2025).

Las percepciones y valores sociales se materializan en disposiciones conductuales proconservación. En Patagonia, la conexión con la naturaleza y el apego al lugar predicen significativamente las intenciones de conservar humedales urbanos (Sapiains *et al.*, 2024). En el área metropolitana de Concepción, la percepción de valores biofílicos varía con la tipología barrial y la accesibilidad, identificándose *hotspots* de valoración positiva que orientan intervenciones y equipamientos (Rojas-Quezada *et al.*, 2024). Asimismo, evaluaciones socioecológicas en Concepción muestran que la ciudadanía asocia bienestar y paisaje con la

conservación y conectividad ecológica de humedales urbanos, en paralelo con una alta diversidad de aves nativas (Silva-Villarreal *et al.*, 2024).

Estas diferencias de acceso y percepción se inscriben en una dimensión de justicia ambiental, donde las comunidades más vulnerables enfrentan mayores riesgos ecológicos y menor capacidad de incidir en las decisiones sobre el uso del suelo. Integrar este enfoque permite reconocer los humedales urbanos no solo como ecosistemas, sino también como espacios de derecho, bienestar y equidad territorial.

En este marco, la gestión socioambiental de humedales urbanos requiere integrar distintas dimensiones del uso humano. Desde la perspectiva de salud y bienestar, el enfoque "Una Salud" (*One Health*) — que reconoce la interdependencia entre salud humana, salud animal y estado del ambiente— permite identificar riesgos sanitarios y ecológicos asociados con animales domésticos de libre tránsito en humedales mediterráneos urbanos, priorizando la regulación y la educación ambiental como medidas costo-efectivas (Poblete, 2024). En la interfaz conservación-uso público, las metodologías de valoración multicriterio aplicadas al ecoturismo permiten zonificar áreas según su valor de experiencia y conservación, orientando la gestión de presiones recreacionales y las expectativas de las comunidades locales (Muñoz-Pedrerros & Quintana, 2010; Iturriaga-del-Campo, 2024).

La planificación con enfoque socioecológico demanda instrumentos espaciales que conecten humedales y matriz urbana. En este ámbito, las propuestas de corredores ecológicos —desarrolladas mediante SIG, modelos de fricción y rutas de menor costo, junto con información de percepción social— destacan la importancia de la participación y la conectividad para sostener la funcionalidad ecológica y los beneficios socioculturales asociados con estos ecosistemas (Mujica, 2025).

En conjunto, esta evidencia sugiere que la gobernanza multinivel — articulada entre comunidad, municipio y agencias públicas—, apoyada por mecanismos normativos y por la valoración social explícita, constituye una condición habilitante para fortalecer la resiliencia socioecológica y el uso sustentable de los humedales urbanos del país. No obstante estos avances, persisten vacíos en la evaluación comparativa de modelos de gobernanza y en la implementación efectiva de los mecanismos de participación establecidos por la Ley 21.202, lo que limita la consolidación de estrategias integradas de gestión socioecológica.

En este marco, resulta prioritario promover planes de manejo integrados y participativos que articulen la acción comunitaria con el apoyo técnico y financiero del Estado, asegurando una gobernanza inclusiva y sostenida de los humedales urbanos (Rojas-Quezada *et al.*, 2024).

Asimismo, los humedales urbanos pueden entenderse también como paisajes de memoria e identidad territorial, donde se entrelazan la historia ambiental local, los recuerdos comunitarios y las prácticas cotidianas. Profundizar en estas dimensiones cualitativas —a través de estudios de percepción, historia oral o etnografía ambiental— permitiría comprender mejor los vínculos afectivos y culturales que sustentan su conservación (Sapiains *et al.*, 2024; Arizaga & Moreno, 2024; Nain-Leal *et al.*, 2026).

En este contexto, las experiencias del Proyecto GEF Humedales Costeros (MMA & PNUD, 2018-2023) ofrecen un referente práctico de gobernanza multinivel y restauración participativa, cuyas lecciones resultan transferibles a los humedales urbanos.

Finalmente, el rol de la ciencia en la gestión de los humedales urbanos en Chile se configura como un puente entre la generación de conocimiento y la toma de decisiones, más que como un actor aislado del proceso de gobernanza. La distribución territorial desigual de la investigación muestra que el conocimiento científico no se produce de manera homogénea: las regiones del Biobío y Los Ríos concentran la mayor parte de los estudios publicados, según los análisis de distribución regional y temático, donde predominan investigaciones sobre calidad del agua, biodiversidad y planificación ambiental. En contraste, en territorios con menor producción científica —como Tarapacá, Maule o Aysén—, esta brecha parece asociarse con la escasa presencia de centros de investigación especializados, limitaciones logísticas de acceso a los humedales urbanos y, en algunos casos, su baja priorización en las agendas locales de desarrollo o conservación.

Estas asimetrías en capacidad científica e institucional tienen implicancias directas para la implementación equitativa de la Ley 21.202, pues la efectividad de las declaratorias y planes de gestión depende de la disponibilidad de información técnica y respaldo científico local. En este sentido, fortalecer redes regionales de investigación aplicada que integren a universidades, municipios y agencias públicas permitiría equilibrar la producción de conocimiento y su aplicación práctica en la conservación y restauración de los humedales urbanos a escala nacional.

Ordenamiento territorial

Los patrones observados en las ciudades estudiadas sugieren que buena parte de la planificación urbana en Chile sigue dependiendo de modelos de desarrollo centrados en la expansión inmobiliaria, donde los humedales

suelen ser tratados como espacios prescindibles más que como infraestructuras ecológicas. Esta tendencia, evidenciada en ciudades como Concepción y Valdivia, da cuenta de un enfoque de ordenamiento territorial que con frecuencia privilegia el crecimiento urbano sobre la funcionalidad ambiental, con una integración todavía incipiente de criterios ecosistémicos en los instrumentos de planificación (Smith & Romero, 2009; Rojas *et al.*, 2019; Aldana-Domínguez *et al.*, 2024). En consecuencia, dicha desconexión no solo compromete la calidad ambiental, sino también la equidad territorial, al reproducir una distribución desigual del conocimiento y la gestión ambiental concentrada en el centro-sur del país. Esta asimetría se alinea con las brechas técnicas y de recursos que acompañan el proceso de descentralización de competencias hacia los gobiernos regionales (Martínez-Vicencio *et al.*, 2023), dando cuenta de una inequidad estructural en la gobernanza del territorio.

El cambio de paradigma impulsado por la Ley 21.202 ha significado un avance normativo al reconocer a los humedales urbanos como elementos que deben incorporarse en la planificación local. Sin embargo, su implementación revela la persistencia de brechas operativas que limitan su eficacia (Rojas-Quezada, 2024). El caso documentado por Galilea & Medel (2024), en el que la aplicación de los criterios ministeriales cuadruplicó la superficie oficialmente reconocida como humedal urbano en Coronel, demuestra la subestimación sistemática de estos ecosistemas en los instrumentos comunales. Situaciones similares se observan en otras ciudades, donde la expansión residencial o industrial se ha superpuesto a zonas inundables o de valor ecológico, como el valle de Andalién en Concepción (Link *et al.*, 2019) o el sector de Concón (Martínez *et al.*, 2020). En conjunto, estos ejemplos plantean la necesidad de

alinear la cartografía urbana y los planes reguladores con información ecológica actualizada, garantizando coherencia entre zonificación y realidad ambiental. Tales inconsistencias exponen una debilidad institucional que también se manifiesta en la falta de coordinación entre niveles de gobierno, lo que debilita la capacidad de gestión multiescalar.

En dicho contexto, los estudios revisados muestran que los instrumentos urbanísticos, como los planes reguladores comunales y metropolitanos, aún no incorporan de forma sistemática los criterios ecológicos que exige la Ley 21.202. Su actualización sigue dependiendo de voluntades locales y capacidades técnicas desiguales, lo que genera una aplicación fragmentada y discontinua (Galilea & Medel, 2024). A nivel regional, la descentralización de competencias en materia de ordenamiento territorial todavía enfrenta importantes brechas técnicas y de recursos, limitando la capacidad de los gobiernos regionales para coordinar y aplicar de manera efectiva los principios de sostenibilidad ecológica en la planificación del territorio (Martínez-Vicencio *et al.*, 2023).

Los estudios revisados identifican la falta de zonificaciones de protección, áreas inundables y corredores verdes como una brecha persistente entre la evidencia científica disponible y la forma en que los instrumentos de planificación territorial operativizan los mandatos de protección y gestión establecidos en la Ley 21.202 (Rojas *et al.*, 2019; Rojas *et al.*, 2022b; Moreno, 2024). Esta distancia entre norma y práctica refuerza la necesidad de integrar la información ecológica generada por la investigación en los procesos de planificación territorial, de modo que los humedales urbanos sean considerados infraestructuras ecológicas críticas dentro del tejido urbano (Moreno, 2024).

En el ámbito municipal, la aplicación de la ley enfrenta obstáculos similares. Según Del-Fierro (2024), la emisión tardía de guías técnicas

nacionales, la escasa adopción de ordenanzas locales y la creciente judicialización de las declaratorias reflejan un desfase entre el reconocimiento legal y su implementación territorial. Estas limitaciones operativas no solo ralentizan la protección efectiva de los humedales, sino que además generan inseguridad regulatoria frente a los actores públicos y privados, reproduciendo la dependencia del litigio judicial como mecanismo de defensa ambiental. El problema se agrava en comunas donde las presiones inmobiliarias son mayores —como Valdivia o la Araucanía lacustre— y donde las ordenanzas aún no logran integrar los criterios del DS 15/2020 (Hidalgo-Corrotea *et al.*, 2023).

Desde el punto de vista ecológico, la evidencia reciente plantea que la degradación de los humedales urbanos no se limita a la pérdida de superficie, sino también a la ruptura de la conectividad estructural y funcional. La expansión de la infraestructura urbana y la contaminación lumínica en las zonas costeras (Aguilera & González, 2023) contribuyen a la fragmentación de los ecosistemas y a la pérdida de servicios de regulación, lo que debilita su papel como amortiguadores naturales frente a eventos extremos. Ejemplos como la alta fragmentación de los bosques pantanosos costeros de La Araucanía (Peña-Cortés *et al.*, 2011) o la pérdida progresiva de conectividad en humedales del Gran Concepción (Munizaga *et al.*, 2022) ilustran este proceso de aislamiento ecológico. En consecuencia, la ausencia de un enfoque territorial adaptativo que integre soluciones basadas en la naturaleza, como corredores verdes o restauración de bordes ribereños, limita la resiliencia urbana ante los efectos del cambio climático.

Claramente, esta vulnerabilidad no se restringe al ámbito costero. Un caso emblemático ocurre en laguna Aculeo (región Metropolitana) donde se identificó que el 42 % del consumo total de agua proviene de

un solo pozo ubicado a 100 metros de la orilla, lo que evidencia una fuerte presión extractiva sobre un sistema ya afectado por la megasequía y la disminución de afluentes (Valdés-Pineda *et al.*, 2020; Venegas-Quiñones *et al.*, 2020). Esto muestra cómo el cambio climático, combinado con decisiones locales de uso del agua, puede acelerar el colapso hidrológico de humedales urbanos y periurbanos, y reducir aún más su capacidad de amortiguar eventos extremos.

No obstante, emergen señales de innovación en gobernanza y monitoreo ambiental. Experiencias como el seguimiento satelital y participativo desarrollado por Munizaga *et al.* (2024) en el humedal Rocuant-Andalién dan cuenta de que la articulación entre ciudadanía, academia y autoridades locales puede fortalecer la restauración ecológica y mejorar la capacidad de respuesta territorial (Rojas *et al.*, 2024). Este tipo de prácticas aproxima la gestión de humedales a los principios de cogestión adaptativa promovidos por la Ley 21.202 y por la literatura internacional sobre planificación ecológica. De manera complementaria, la propuesta de "comunalizar" los humedales urbanos como bienes comunes verdes (Delooz, 2024) ofrece una vía para superar la fragmentación institucional mediante esquemas participativos de gobernanza, aunque su inserción en los marcos formales de planificación aún es incipiente.

En conjunto, la evidencia científica y los marcos normativos recientes apuntan a que el principal desafío del ordenamiento territorial en Chile no radica en la ausencia de leyes, sino en la capacidad institucional para traducir los criterios ecológicos en decisiones de planificación concretas. Casos como la reducción de la cobertura de humedal en la cuenca del estero Boca Maule —en el Gran Concepción— asociada con la expansión urbana (Jaque *et al.*, 2020) o la desaparición

de la laguna Aculeo relacionada con sobreexplotación hídrica (Valdés-Pineda *et al.*, 2020) muestran que los instrumentos existentes no han logrado anticipar los impactos acumulativos del cambio de uso de suelo.

Desde la perspectiva de los instrumentos de gestión, la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020) habilitan la protección de humedales urbanos, pero su eficacia dependerá de cómo se traduzcan en planes de gestión, zonas de amortiguación, ordenanzas e instrumentos de planificación urbana. La declaración de zonas saturadas (p. ej., en Villarrica) y la aplicación de protocolos específicos de monitoreo (p. ej., en Chañaral) ilustran cómo la evidencia científica puede escalar hacia decisiones concretas (Almanza *et al.*, 2016; Bonnail *et al.*, 2020; Rojas *et al.*, 2024). No obstante, el Plan Nacional de Restauración de Paisajes 2021-2030 reconoce a los humedales como prioritarios sin abordar de forma explícita su especificidad urbana, lo que sugiere un vacío de política para articular restauración y gestión de la calidad de agua a escala municipal (MMA, 2021).

Implicancias para la protección legal de los humedales urbanos en Chile

Los resultados de esta revisión evidencian que la investigación científica disponible respalda de modo parcial los mandatos de la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020), aunque también revela vacíos que limitan su plena implementación. Una de las áreas más sólidas corresponde al artículo 3, letra a, que dispone los criterios mínimos de sustentabilidad para la mantención o restauración de los componentes bióticos y abióticos de los humedales (numeral i) y para la conservación de su conectividad biológica (numeral ii). Diversos estudios han documentado la

biodiversidad de aves (Silva *et al.*, 2015; Tardone *et al.*, 2024) y el rol de humedales costeros como hábitat de especies amenazadas (Kusch *et al.*, 2008), proporcionando evidencia concreta para acreditar estos criterios (Rojas-Quezada, 2024).

No obstante, otros componentes exigidos por la misma disposición —como la composición y el funcionamiento de macroinvertebrados, micromamíferos, anfibios y microorganismos— permanecen insuficientemente estudiados, lo que debilita la capacidad de cumplir integralmente con el mandato del artículo 3, letra a, numeral i. De igual modo, la dimensión hidrológica contenida en la letra b del mismo artículo, referida al régimen hídrico y la calidad del agua, aún carece de suficiente respaldo empírico sistemático.

En cuanto a la delimitación técnica de humedales urbanos, el artículo 8 del Reglamento establece que la delimitación debe considerar al menos uno de tres criterios esenciales: presencia de vegetación hidrófita, suelos hídricos y régimen hidrológico de saturación. Algunos estudios de dinámica hidrológica y riesgo de inundación (Soto *et al.*, 2017; Link *et al.*, 2019) aportan información útil para respaldar estos criterios; sin embargo, la falta de series temporales prolongadas y de caracterizaciones sistemáticas de suelos hídricos dificulta su acreditación. De acuerdo con el artículo 20, el Ministerio del Medio Ambiente debe elaborar una guía metodológica basada en estos criterios, lo que abre una oportunidad concreta para vincular investigación aplicada y reconocimiento oficial de humedales urbanos.

En materia de calidad ambiental, diversos estudios han documentado la presencia de contaminantes emergentes, metales pesados y bacterias patógenas en humedales urbanos (Bonnail *et al.*, 2020; Inostroza *et al.*, 2024; Jorquera *et al.*, 2024). Estos hallazgos se

relacionan directamente con el artículo 3, letra b, que mandata el resguardo de la calidad de las aguas, y con el artículo 22, que encomienda al Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) la elaboración de guías metodológicas para la predicción y evaluación de impactos. No obstante, la ausencia de parámetros estandarizados y la dispersión metodológica entre estudios dificultan su integración en políticas nacionales, lo que sugiere la necesidad de armonizar variables y escalas de monitoreo bajo un marco técnico unificado (Rojas-Quezada *et al.*, 2024).

Respecto a la incorporación de los humedales en los instrumentos de planificación territorial, la obligación matriz proviene de la modificación del artículo 60 de la Ley General de Urbanismo y Construcciones (LGUC) introducida por el artículo 5 de la Ley 21.202, que ordena su inclusión en los instrumentos de planificación comunal y regional. El Reglamento refuerza esta disposición, en particular mediante sus artículos 15 y 18, que obligan a dictar ordenanzas de humedales urbanos y a actualizar los planos reguladores tras su reconocimiento oficial. Por su parte, el artículo 4 establece criterios de gestión sustentable y gobernanza que deben ser considerados en esa implementación territorial. Sin embargo, estudios recientes muestran que los municipios enfrentan brechas técnicas y recursos limitados para cumplir estos mandatos, lo que genera disparidades en la implementación territorial (Del-Fierro, 2024; Martínez-Vicencio *et al.*, 2023). Casos como el de Coronel, donde la aplicación de los criterios ministeriales cuadruplicó la superficie oficialmente reconocida como humedal urbano (Galilea & Medel, 2024), evidencian tanto los avances metodológicos como las inconsistencias en la información cartográfica que sustenta las decisiones urbanísticas.

En el ámbito de la gobernanza y la participación ciudadana, las experiencias locales de cogestión comunitaria, como la recuperación del

humedal Angachilla (Skewes *et al.*, 2012), reflejan la importancia de articular ciencia, sociedad y gestión municipal en el cumplimiento del artículo 15 del Reglamento, que promueve la dictación de ordenanzas y la incorporación de criterios ecológicos en la gestión local. Delooz (2024) proponen avanzar hacia la "comunalización" de los humedales urbanos como bienes comunes verdes, una vía para superar la fragmentación institucional y fortalecer la gobernanza participativa, coherente con el espíritu del artículo 5, que fomenta la creación de comités de gestión (Stamm *et al.*, 2024). Otros estudios que vinculan biodiversidad, bienestar y percepción ciudadana (Silva-Villarreal *et al.*, 2024; Rojas-Quezada *et al.*, 2024; Sapiains *et al.*, 2024) confirman el potencial de las herramientas participativas para la gestión adaptativa y la educación ambiental a escala local.

En cuanto al control, fiscalización y evaluación de impactos, la literatura reciente aporta bases empíricas y metodológicas para las guías técnicas del SEA y para la labor del Comité previsto en el artículo 21 del Reglamento. Investigaciones sobre cambios biogeoquímicos y microbiológicos en estuarios urbanos (Pozo-Solar *et al.*, 2023), la identificación de *Microcystis aeruginosa* (Rocha *et al.*, 2025) y la detección metagenómica de genes de resistencia antimicrobiana (Opitz-Ríos *et al.*, 2024) constituyen insumos esenciales para la evaluación ambiental de proyectos que puedan afectar estos ecosistemas. En paralelo, estudios sobre bioindicadores e índices de calidad del agua (Rodríguez *et al.*, 2024; Terre *et al.*, 2025), y sobre teledetección y ciencia ciudadana (Munizaga *et al.*, 2022; Munizaga *et al.*, 2024; Rojas *et al.*, 2024) muestran la viabilidad de articular monitoreo, predicción y verificación en coherencia con los criterios de sustentabilidad del artículo 3, y con el procedimiento de reconocimiento y expediente público previsto en los artículos 6 y 7 del

DS 15/2020, en línea con el principio preventivo consagrado en la Ley 19.300 (artículos 3 y 6).

Por último, en el plano jurisprudencial, la Corte Suprema ha consolidado un estándar de control reforzado en materia ambiental, aplicando los principios de prevención, precaución y no regresión, y reconociendo la autonomía municipal para proteger humedales urbanos (Salas-Salazar, 2025). Este desarrollo judicial complementa los instrumentos administrativos, reforzando la obligación de los órganos del Estado de adoptar medidas eficaces de conservación incluso antes de la formalización de la declaratoria, en consonancia con el principio preventivo establecido en la Ley 19.300.

En conjunto, la evidencia científica y jurídica disponible muestra que la implementación de la Ley 21.202 ha generado avances significativos, aunque desiguales, en relación con sus disposiciones reglamentarias. Si bien los estudios sobre biodiversidad, contaminación emergente y gobernanza ofrecen una base sólida para aplicar los artículos 3, 6, 8, 15, 18, 21 y 22 del Reglamento, persisten vacíos en áreas como la delimitación técnica, evaluación de efectividad de instrumentos y estandarización de indicadores ambientales. Estas brechas no deben entenderse solo como limitaciones, sino como oportunidades para consolidar una agenda científica al servicio de la política pública, fortaleciendo el vínculo entre investigación aplicada, gestión territorial y protección efectiva de los humedales urbanos en Chile.

En este marco proponemos: 1) establecer la obligatoriedad de planes de monitoreo para humedales urbanos reconocidos, con un núcleo mínimo de variables (OD, nutrientes, turbidez, coliformes, clorofila-a/ficocianina) y bioindicadores bentónicos; 2) zonas de amortiguación ribereñas obligatorias con ancho mínimo definido y criterios de excepción

técnicamente fundados; 3) armonizar lineamientos del SEA para integrar bioindicadores y métricas funcionales en la evaluación de impacto, y 4) habilitar la integración de ciencia ciudadana validada a sistemas públicos de información ambiental, para trazabilidad y fiscalización local.

Por último, la reciente creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), mediante la Ley 21.600 (Estado de Chile, 2023), amplía el marco institucional para la conservación de humedales. Este servicio podrá promover acciones de restauración ecológica, gestión de corredores ecológicos y programas de conservación fuera de áreas protegidas, incluyendo humedales degradados o en riesgo. Asimismo, sus instrumentos financieros y de coordinación interinstitucional ofrecen una oportunidad para fortalecer la implementación de la Ley 21.202, y articular la gestión científica y territorial de los humedales urbanos.

Recomendaciones para futuras investigaciones

Los vacíos identificados en esta revisión podrían orientar una agenda de investigación aplicada que contribuya a la implementación de la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020), entendiendo que las prioridades variarán según el contexto local y la disponibilidad de capacidades.

En primer lugar, sería pertinente profundizar en la delimitación, caracterización y trazabilidad de humedales urbanos. Aunque existen aportes sobre hidroperiodos y riesgo de inundación (Soto *et al.*, 2017; Link *et al.*, 2019), la información sobre suelos hídricos y variabilidad hidrológica sigue siendo fragmentaria, lo que dificulta la delimitación técnica y gestión municipal (Galilea & Medel, 2024). Programas de monitoreo hidrológico y edáfico de largo plazo, con protocolos replicables

y de bajo costo, podrían fortalecer procesos de reconocimiento y disminuir controversias técnicas.

En calidad de agua, la evidencia de contaminantes emergentes, metales y bacterias patógenas (Bonnail *et al.*, 2020; Inostroza *et al.*, 2024; Opitz-Ríos *et al.*, 2024) sugiere avanzar hacia metodologías comparables entre regiones. Aun cuando rigen normas de calidad primaria, secundaria y de emisión (DS 90/2000; DS 9/2015; DS 53/2014), podría ser útil armonizar parámetros y escalas, acordando un conjunto mínimo de variables (p. ej., fósforo total, nitrógeno total, oxígeno disuelto, turbidez y coliformes) que facilite la integración de datos y la priorización de medidas (MMA, 2020b; Rojas *et al.*, 2024; Terre *et al.*, 2025). De manera complementaria, la atribución de fuentes para N, P y metales —mediante huellas químicas/isotópicas y balances de masas— podría ayudar a diferenciar aportes domésticos, pluviales e industriales, en línea con los patrones de eutrofización y firmas geoquímicas reportadas (Almanza *et al.*, 2016; Bonnail *et al.*, 2020; Lacassie & Ruiz-del-Solar, 2021; Rocha *et al.*, 2025). Asimismo, dado que los sedimentos urbanos actúan como sumideros de metales y contaminantes emergentes, y que no existen estándares nacionales específicos para este compartimento, resultaría prioritario avanzar hacia protocolos de monitoreo de sedimentos en humedales urbanos y marcos de evaluación de riesgo basados en valores guía internacionales (PEC, PNEC, HQ). Ello permitiría hacer comparables los diagnósticos entre cuencas, y priorizar intervenciones de remoción, confinamiento o control de fuentes en función del riesgo ecológico.

Desde el punto de vista biológico, ampliar el foco más allá de aves y flora —incorporando macroinvertebrados, micromamíferos, anfibios y microorganismos— podría mejorar la comprensión funcional. Inventarios

sistemáticos y monitoreos participativos basados en ciencia ciudadana tienen el potencial de aportar información útil (Núñez-Farías *et al.*, 2019; Stamm *et al.*, 2024; Rojas *et al.*, 2024). Con ese fin, avanzar hacia una biblioteca nacional de *eDNA/metabarcoding* —con estándares de *primers*, controles y repositorios— permitiría vincular vigilancia sanitaria (patógenos y genes de resistencia: Opitz-Ríos *et al.*, 2024), por ejemplo, con la detección de cianobacterias nocivas (Almanza *et al.*, 2016; Rocha *et al.*, 2025).

Metodológicamente, sería valioso pasar de relaciones solo descriptivas a la definición de umbrales de impacto específicos para contextos urbanos. Diseños BACI (antes-después/control-impacto) y experimentos en mesocosmos, enfocados en contaminación lumínica (Aguilera & González, 2023), escenarios de caudales bajos estacionales (Debels *et al.*, 2005; Cooman *et al.*, 2005) y presión de mascotas de libre tránsito (Bravo-Naranjo *et al.*, 2019; Poblete, 2024), podrían ayudar a estimar efectos y proponer umbrales de manejo más reproducibles en ambientes urbanos.

En paralelo, definir condiciones de referencia urbanas por tipología (ribereño, palustre y costero) podría facilitar la interpretación de índices y la fijación de metas de restauración realistas, combinando teledetección y aprendizaje automático (Munizaga *et al.*, 2022; Munizaga *et al.*, 2024; Teutsch *et al.*, 2024), bioindicadores bentónicos (Villagrán *et al.*, 2006) y la respuesta de macrófitas ingenieras (Lagos *et al.*, 2008; Jaramillo *et al.*, 2019), en coherencia con los artículos 3 y 8 del DS 15/2020.

Respecto de la gestión territorial, sería recomendable evaluar la efectividad de declaratorias, ordenanzas y planes reguladores mediante diseños antes-después con sitios control, a la luz de la evidencia sobre pérdida de superficie y conflictos inmobiliarios (Carraro *et al.*, 2021;

Marchant *et al.*, 2023; Del-Fierro, 2024; Delooz, 2024; Aldana-Domínguez *et al.*, 2024). Asimismo, comparar el costo-efectividad de soluciones basadas en la naturaleza específicas para ambientes urbanos —por ejemplo, franjas riparias/buffers, humedales de tratamiento hidráulicamente separados, control de fuentes difusas y gestión de accesos/iluminación— podría orientar decisiones de inversión, con verificación espacial y biótica, y métricas vinculadas con *One Health* (Munizaga *et al.*, 2024; Rodríguez *et al.*, 2024; Terre *et al.*, 2025; Poblete, 2024). En particular, la identificación y zonificación fina de refugios de alimentación y reproducción de aves y de hábitats sensibles (macrófitas, epífitas) permitiría compatibilizar accesibilidad y conservación en humedales urbanos, por ejemplo, reduciendo o evitando labores de limpieza de canales en sectores donde anidan aves o habitan anfibios.

Persisten brechas territoriales: regiones como Tarapacá, Maule, Ñuble, Aysén y Magallanes siguen subrepresentadas (Rojas *et al.*, 2013; Villagra-Islas & Dobbie, 2014). Promover proyectos regionales, incorporar humedales artificiales en la planificación y fortalecer la cooperación entre universidades, municipios y organizaciones locales podría contribuir a una implementación más equitativa de la Ley.

Finalmente, el fortalecimiento institucional y financiero (p. ej., pequeños fondos) sería clave para consolidar estas líneas. El Ministerio del Medio Ambiente, junto con gobiernos regionales y universidades, podría liderar programas permanentes de monitoreo y evaluación con continuidad y estandarización (MMA, 2020a). En este marco, una red nacional de monitoreo de humedales urbanos, apoyada en un repositorio abierto de datos (un observatorio nacional de humedales urbanos), facilitaría la comparación entre municipios, la evaluación de tendencias y

la retroalimentación de la política pública. En sintonía con el nuevo marco institucional, desarrollar un índice de desempeño municipal para la Ley 21.202 bajo coordinación del SBAP (Ley 21.600) podría ayudar a transparentar avances en declaratorias, ordenanzas, monitoreo mínimo, conectividad y participación, apoyándose en tutorías técnicas regionales para acortar brechas operativas (Martínez-Vicencio *et al.*, 2023; Del-Fierro, 2024; Galilea & Medel, 2024). La articulación entre ciencia, política y comunidad podría favorecer la traducción del conocimiento en gestión pública (Arizaga & Moreno, 2024; Stamm *et al.*, 2024) y una protección legal progresivamente sustentada en evidencia y participación. En este sentido, el codiseño de programas de monitoreo y planes de manejo entre municipios, organizaciones locales y equipos académicos —integrando prioridades comunitarias, objetivos sanitarios y metas de conservación— aparece como una vía concreta para aumentar la legitimidad de las medidas y su implementación efectiva.

Conclusiones

Este estudio —basado en una revisión sistemática de 173 artículos publicados entre 1998 y 2025— ofrece una visión actualizada de la investigación sobre humedales urbanos en Chile, que muestra un incremento sostenido de la producción científica en las dos últimas décadas. Un 47 % de los estudios se concentra en las regiones del Biobío y Los Ríos, lo que sugiere una centralización territorial del financiamiento y de las capacidades científicas; mientras que Tarapacá, Maule y Aysén continúan subrepresentadas.

Los humedales urbanos enfrentan presiones convergentes —degradación de la calidad del agua (34 estudios), pérdida de biodiversidad

(15 estudios), expansión inmobiliaria y débil integración en la planificación (31 estudios)—, a menudo con una implementación limitada de estrategias de manejo basadas en evidencia.

Por dimensiones temáticas, se observan avances significativos. El medio biótico (≈ 26 % de los estudios) documenta diversidad de aves, macroinvertebrados, peces, anfibios y flora acuática, aportando base para criterios de sustentabilidad; las propiedades físico-químicas (≈ 21 %) identifican contaminación, eutrofización y variabilidad hidroquímica que condicionan la funcionalidad del humedal; la dimensión humana (≈ 19 %) aporta evidencia sobre percepción, gobernanza y educación, y la dimensión ordenamiento territorial (≈ 30 %) sugiere que el desafío no radica en la ausencia de leyes, sino en la capacidad institucional para traducir los criterios ecológicos en decisiones de planificación concretas. El porcentaje restante de estudios se concentra en ingeniería, tecnología y enfoques integrados que complementan estas dimensiones.

Persisten brechas importantes: escasa integración interdisciplinaria, pocas series temporales y baja representación de grupos poco estudiados (p. ej., menos del 9 % aborda microbiota o hidrófitas). Solo alrededor del 18 % de los estudios abarcan dos o más años, lo que evidencia una escasez de seguimientos de largo plazo sobre humedales urbanos en Chile, a pesar de que muchos impactos (urbanización, cambio de uso de suelo, contaminación difusa) son procesos crónicamente acumulativos. Atender estas brechas podría fortalecer el entendimiento de la resiliencia y la funcionalidad ecológica, articulando ecología, hidrología, química ambiental y ciencias sociales.

Experiencias locales —Angachilla y Pichicuy— ilustran el potencial de la autoorganización comunitaria y la gobernanza colaborativa como complementos a los marcos institucionales. No obstante, la efectividad de

la Ley 21.202 parece depender de capacidades institucionales y acompañamiento técnico, lo que reafirma la necesidad de coordinación entre municipios, academia y Estado.

Desde una perspectiva aplicada, estos hallazgos podrían orientar: 1) la actualización de ordenanzas locales; 2) la implementación de programas de monitoreo ecológico-social con variables e indicadores comparables, y 3) la integración de criterios ecológicos en los instrumentos de planificación territorial. En síntesis, la protección efectiva de los humedales urbanos se beneficiaría de redes de monitoreo sostenidas, una articulación más estrecha entre evidencia y política pública, y una planificación adaptativa que incorpore educación ambiental y seguimiento permanente como pilares.

En línea con los vacíos identificados, futuras investigaciones podrían priorizar la delimitación técnica e hidrología de humedales urbanos (incluyendo suelos hídricos y variabilidad estacional); la calidad de agua (con metodologías comparables y atribución de fuentes); la biodiversidad (ampliando microbiota e hidrófitas), y la resiliencia socioecológica (series de largo plazo). Asimismo, avanzar en lineamientos técnicos unificados que faciliten la aplicación práctica de la Ley 21.202/DS 15/2020 —con indicadores de seguimiento y mecanismos participativos— y en arreglos de gobernanza y educación ambiental que vinculen la evidencia científica con la gestión local, aparece como una tarea clave para los próximos años.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Valoriza Aguirre y a Amerindia Jaramillo por la revisión crítica de las primeras versiones de este manuscrito. Asimismo,

se agradece al programa de Magíster en Recursos Naturales de la Universidad Católica de Temuco por el apoyo académico e institucional brindado durante el desarrollo de este trabajo. Finalmente, agradecemos a la editora y a las personas revisoras anónimas de la revista por sus comentarios detallados y constructivos, que contribuyeron a mejorar de forma sustantiva este manuscrito.

Financiamiento

El trabajo se desarrolló con el apoyo académico y logístico del Laboratorio de Ecología de la Universidad de Los Lagos y del programa de Magíster en Recursos Naturales de la Universidad Católica de Temuco.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran que no existen conflictos de interés relacionados con la investigación ni con la publicación de este artículo.

Declaración de uso de IA

Se utilizó ChatGPT como apoyo para revisar la redacción y la consistencia formal de citas y referencias, y su uso se circunscribió a estas tareas editoriales. Los autores verificaron los resultados generados por la herramienta y fueron responsables de su integración al artículo.

Referencias

- Abarca, J., Ulloa, H. N., & Niño, Y. (2023). Basin-scale hydrodynamics and physical connectivity in a Great Patagonian lake. *Journal of Great Lakes Research*, 49(1), 56-69. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.12.008>
- Acuña, M. P., Vukasovic, M. A., Hernández, H. J., Acuña, T. A., & Estades, C. F. (2019). Effects of the surrounding landscape on waterbird populations in estuarine ecosystems of central Chile. *Wetlands Ecology and Management*, 27(6), 933-948. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09660-9>
- Aguilera, M., & González, B. (2023). Urban infrastructure expansion and artificial light pollution degrade coastal ecosystems, increasing natural-to-urban structural connectivity. *Landscape and Urban Planning*, 229, 104609. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104609>
- Aguilera, M., Tapia, J., Gallardo, C., Núñez, P., & Varas, K. (2020). Loss of coastal ecosystem spatial connectivity and services by urbanization: Natural-to-urban integration for bay management. *Journal of Environmental Management*, 276, 111297. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111297>
- Aldana-Domínguez, J., Rojas-Quezada, C., Munizaga, J., Moschella, P., Stamm, C., & Martínez, C. (2024). Urban wetland losses and land-use conservation challenges in three Latin American cities. In: Rojas-Quezada, C. (eds.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 3-18). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_1

- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021). Urban wetlands: A review on ecological and cultural values. *Water*, 13(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Allendes-Muñoz, C., & Miranda-Cavallieri, M. (2023). Caracterización y variabilidad temporal de la avifauna en el humedal Petrel, Región del Libertador Bernardo O'Higgins, Chile: Necesidades de conservación. *Gayana (Concepción)*, 87(2), 145-156. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382023000200145>
- Almanza, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yáñez, J., & Urrutia, R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2), 309-324. <https://doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-12>
- Alves, S., Aspinall, P., Ward-Thompson, C., Sugiyama, T., Brice, R., & Vickers, A. (2008). Preferences of older people for environmental attributes of local parks. *Facilities*, 26(11/12), 433-453. <https://doi.org/10.1108/02632770810895705>
- Araya, Á., Salas, S., & Campos, C. (2019). Percepción futura del humedal "El Culebrón", Coquimbo (Chile): una experiencia educativa interdisciplinaria. *Luna Azul*, (49), 220-240. <https://doi.org/10.17151/luaz.2019.49.13>
- Arizaga, X., & Moreno, O. (2024). Observing the wetlands of the Huasco River, Chile: Co-creation of a space for the dissemination of the environmental and cultural values of the landscape. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 207-220). https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_14

- Aspinall, P. A., Thompson, C. W., Alves, S., Sugiyama, T., Brice, R., & Vickers, A. (2010). Preference and relative importance for environmental attributes of neighbourhood open space in older people. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 37(6), 1022-1039. <https://doi.org/10.1068/b36024>
- Báez-Montenegro, A., Muñoz, A., & Vásquez, F. (2022). Does an environmental disaster influence the tourists' willingness to pay for a wetland? The case of the Cruces River wetland in southern Chile. *Wetlands*, 42, 95. <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01600-3>
- Basso-Báez, S., Mazzorana, B., Ulloa, H., Bahamondes, D., Ruiz-Villanueva, V., Sanhueza, D., & Picco, L. (2020). Unravelling the impacts to the built environment caused by floods in a river heavily perturbed by volcanic eruptions. *Journal of South American Earth Sciences*, 102, 102655. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102655>
- Batty, M. (2008). The size, scale, and shape of cities. *Science*, 319(5864), 769-771. <https://doi.org/10.1126/science.1151419>
- BCN, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2020). *Historia de la Ley 21.202*. <https://www.bcn.cl/historiadelaley/nc/historia-de-la-ley/7717>
- Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (eds.). (2000). *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293-301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)

- Bonnail, E., Cruz-Hernández, P., Galleguillos, S., Izquierdo, T., & Abad, M. (2020). La contaminación metálica en la bahía de Chañaral (norte de Chile): retrospección, prospección y proyección. *Geogaceta*, 67, 59-62. https://sge.usal.es/archivos/geogacetas/geo67/Geo67_p59_62.pdf
- Bravo-Naranjo, V., Jiménez, R. R., Zuleta, C., Rau, J. R., Valladares, P., & Piñones, C. (2019). Selección de presas por perros callejeros en el humedal Estero Culebrón (Coquimbo, Chile). *Gayana (Concepción)*, 83(2), 102-113. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382019000200102>
- Campos, M., Rilling, J. I., Acuña, J. J., Valenzuela, T., Larama, G., Peña-Cortés, F., & Jorquera, M. A. (2021). Spatiotemporal variations and relationships of phosphorus, phosphomonoesterases, and bacterial communities in sediments from two Chilean rivers. *Science of the Total Environment*, 776, 145782. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145782>
- Carraro, V., Visconti, C., & Inzunza, S. (2021). Neoliberal urbanism and disaster vulnerability on the Chilean central coast. *Geoforum*, 121, 83-92. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2021.02.023>
- Castillo, S. (2009). 19th century urban Mapocho. *ARQ (Santiago)*, 73, 42-47. <https://doi.org/10.4067/S0717-69962009000200009>
- Castillo, C., & Del-Castillo, M. (2017). Construcción y organización de un espacio lacustre: la cuenca y el lago Llanquihue en el sur de Chile. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (75), 1-27. <https://doi.org/10.21138/bage.2415>

- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2019). *Informe de avance cuatrienal sobre el progreso y los desafíos regionales de la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible en América Latina y el Caribe*. Naciones Unidas. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/44551>
- Chávez-Villavicencio, P., Jara-Espinoza, J., Silva-García, C., & Díaz-Muñoz, C. (2019). Tsunami effects on Coquimbo Bay wetland water-bird species composition, associated with the 2015 Mw8.4 Illapel earthquake (northern Chile). *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(5), 912-926. <https://www.lajar.cl/index.php/rlajar/article/view/vol47-issue5-fulltext-14>
- Cirera, K. A., Lehner, D., Scheel, A. Z., & Sanhueza, P. M. (2019). Una metodología para evaluar los usos públicos y la percepción de los bordes fluviales: Valdivia como caso de estudio. *Urbano*, 22(40), 28-45. <https://doi.org/10.22320/07183607.2019.22.40.02>
- Coccia, C., Contreras-López, M., Farina, J. M., & Green, A. J. (2022). Comparison of taxonomic and size-based approaches to determine the effects of environment and disturbance on invertebrate communities in coastal Chile. *Ecological Indicators*, 142, 109356. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109356>
- Contraloría General de la República. (2021, 19 de noviembre). *Dictamen N° E157665/2021 sobre ingreso al SEIA de proyectos que afectan humedales ubicados dentro del límite urbano*. Contraloría General de la República. <https://www.contraloria.cl/buscadorpdf/dictamenes/E157665N21/html>

- Convención de Ramsar. (2006). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)* (4ª ed.). Secretaría de la Convención de Ramsar.
- Convención de Ramsar. (2008). *Humedales sanos, gente sana: estudio de las interacciones entre los humedales y la salud humana (Documento COP10 DOC. 28)*. Secretaría de la Convención de Ramsar. <https://www.ramsar.org/es/document/cop10-doc-28-humedales-sanos-gente-sana-estudio-de-las-interacciones-entre-los-humedales-y>
- Cooman, K., Debels, P., Gajardo, M., Urrutia, R., & Barra, R. (2005). Use of *Daphnia* spp. for the ecotoxicological assessment of water quality in an agricultural watershed in south-central Chile. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 48(2), 191-200. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-0218-6>
- Correa, H., Blanco, G., Barrena, J., & Tacón, A. (2018). Self-organizing processes in urban green commons: The case of the Angachilla Wetland, Valdivia, Chile. *International Journal of the Commons*, 12(1), 573-595. <https://doi.org/10.18352/ijc.856>
- Correa-Araneda, F., Pérez, J., Tonin, A. M., Esse, C., Boyero, L., Díaz, M. E., Figueroa, R., Santander-Massa, R., Cornejo, A., Link, O., Jorquera, E., & Urbina, M. A. (2022). Microplastic concentration, distribution and dynamics along one of the largest Mediterranean-climate rivers: A whole watershed approach. *Environmental Research*, 209, 112808. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112808>

- Cursach, J. A., Delgado, C., Espinosa, L., & Pfeifer, A. M. (2025). Abundancia del flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*) en el Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín, sur de Chile. *El Hornero*, 40(1), 81-87. <https://doi.org/10.56178/eh.v40i1.1506>
- Darrah, S. E., Shennan-Farpón, Y., Loh, J., Davidson, N. C., Finlayson, C. M., Gardner, R. C., & Walpole, M. J. (2019). Improvements to the Wetland Extent Trends (WET) index as a tool for monitoring natural and human-made wetlands. *Ecological Indicators*, 99, 294-298. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.032>
- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., & Niell, X. (2005). Evaluation of water quality in the Chillán River (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110(1-3), 301-322. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-8064-1>
- Del-Fierro, M. F. (2024). Los principales desafíos que enfrenta la Ley 21.202, sobre protección de humedales urbanos. *Revista Chilena de la Administración del Estado*, 10, 101-113. <https://doi.org/10.57211/revista.v10i10.174>
- Delgado, L. E., Tironi, A., Vila, I., Verardi, G., Ibáñez, C., Agüero, B., & Marín, V. H. (2014). El humedal del río Cruces, Valdivia, Chile: una síntesis ecosistémica. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 937-949. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-1>
- Delooz, B. (2024). Comunalizar los humedales urbanos: una propuesta para una gobernanza local, democrática y eficiente del desarrollo sustentable. *Revista Brasileira de Políticas Públicas*, 14(2). <https://doi.org/10.5102/rbpp.v14i2.9314>

- Dhawan, P., Lara, M., & Mezoughi, S. (2018). The growing importance of shrinking wetlands: A tale of three cities. *Biodiversity*, 19(3-4), 221-224. <https://doi.org/10.1080/14888386.2018.1536562>
- Dodman, D., Hayward, B., Pelling, M., Castán-Broto, V., Chow, W., Chu, E., Dawson, R., Khirfan, L., McPhearson, T., Prakash, A., Zheng, Y., & Ziervogel, G. (2022). Cities, settlements and key infrastructure. In: Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Tignor, M., Poloczanska, E. S., Mintenbeck, K., Okem, A. et al. (eds.). *Climate change 2022: Impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 907-1040). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.008>
- Dugan, P. (ed.). (1990). *Wetland conservation: A review of current issues and required action*. International Union for Conservation of Nature (IUCN).
- Espejo, D., Vargas-Sandoval, V., Viveros-Muñoz, R., Labra, F. A., Huijse, P. A., & Poblete-Ramírez, V. (2024). Short-time acoustic indices for monitoring urban-natural environments using artificial neural networks. *Ecological Indicators*, 160, 111775. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111775>
- Estado de Chile. (1994). Ley N° 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente. *Diario Oficial de la República de Chile*, 9 de marzo de 1994.
- Estado de Chile. (2020). Ley N° 21.202 que modifica diversos cuerpos legales con el objetivo de proteger los humedales urbanos. *Diario Oficial de la República de Chile*, 23 de enero de 2020.

- Estado de Chile. (2023). Ley N° 21.600 que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. *Diario Oficial de la República de Chile*, 26 de junio de 2023.
- Ewel, K. C. (1997). Water quality improvement by wetlands. In: Daily, G. C. (ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems* (pp. 329-344). Island Press. <https://doi.org/10.2307/jj.41003514.23>
- Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V. H., Niell, X., & Araya, E. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en ríos mediterráneos del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(2), 225-242. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000200008>
- Forman, R. T. T. (1995). *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781107050327>
- Franco, M., Guevara, G., Correa, L., & Soto-Gamboa, M. (2013). Trophic interactions of the endangered southern river otter (*Lontra provocax*) in a Chilean Ramsar wetland inferred from prey sampling, fecal analysis, and stable isotopes. *The Science of Nature (Naturwissenschaften)*, 100, 299-310. <https://doi.org/10.1007/s00114-013-1027-4>
- Galilea, I., & Medel, J. (2024). Aplicación de los criterios de la Ley Chilena de Humedales Urbanos a la ciudad de Coronel (Chile) revela coberturas superiores a las conocidas. *Revista Cartográfica*, (109), 1-20. <https://doi.org/10.35424/rcarto.i109.4908>

- Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/oso/9780198549789.001.0001>
- Gómez, H., Cortés, H., Cárcamo, J., & Vega, N. (2014). Avifauna del humedal Tres Puentes, reserva natural urbana, Punta Arenas (53° S), Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)*, 42(2), 51-64.
<https://doi.org/10.4067/S0718-686X2014000200010>
- Guerra-Schleef, F., & Lara-Sutulov, M. (2023). Geografías legales de los humedales en Chile: aproximaciones desde tres casos de estudio. *Revista de Geografía Norte Grande*, (86), 01-23.
<https://doi.org/10.4067/S0718-34022023000300108>
- Gutiérrez, G. G., Perfetti-Bolaño, A., Meléndrez, M., Pozo, K., Corsi, I., Barra, R. O., & Urrutia, R. (2024). First evidence of anthropogenic TiO₂ nanoparticles occurrence in Chilean rivers. *Environmental Advances*, 16, 100536.
<https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100536>
- Hartig, T., Mitchell, R., De-Vries, S., & Frumkin, H. (2014). Nature and health. *Annual Review of Public Health*, 35, 207-228.
<https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443>
- Henríquez, C., Azócar, G., & Aguayo, M. (2006). Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: Aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 36, 61-73.
<https://doi.org/10.4067/S0718-34022006000200004>

- Herrera, L. (1976). *La concentración urbana y la dispersión de la población rural de América Latina: su incidencia en el deterioro del medio humano*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Hidalgo, R., & Zunino, H. (2012). Negocio inmobiliario y migración por estilos de vida en la Araucanía lacustre: la transformación del espacio habitado en Villarrica y Pucón. *Revista AUS (Arquitectura/Urbanismo/Sustentabilidad)*, 11, 10-13. <https://doi.org/10.4206/aus.2012.n11-03>
- Hidalgo-Corrotea, C., Alaniz, A. J., Vergara, P. M., Moreira-Arce, D., Carvajal, M. A., Pacheco-Cancino, P., & Espinosa, A. (2023). High vulnerability of coastal wetlands in Chile at multiple scales derived from climate change, urbanization, and exotic forest plantations. *Science of the Total Environment*, 903, 166130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166130>
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2018). *Síntesis de resultados Censo 2017*. <http://resultados.censo2017.cl/>
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2020). *Migración interna en Chile: Censo 2017*. https://www.ine.gob.cl/docs/default-source/demografia-y-migracion/publicaciones-y-anuarios/migraci%C3%B3n-interna/censo-2017/migraci%C3%B3n-interna-en-chile-censo-de-2017.pdf?sfvrsn=9581a906_4

- Inostroza, P. A., Elgueta, S., Krauss, M., Brack, W., & Backhaus, T. (2024). A multi-scenario risk assessment strategy applied to mixtures of chemicals of emerging concern in the River Aconcagua basin in central Chile. *Science of the Total Environment*, 921, 171054. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171054>
- Iturriaga-del-Campo, S. (2024). Mapocho wetlands bioroutes: Itineraries proposal and participatory records. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 221-238). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_15
- Janoschka, M. (2016). Gentrificación, desplazamiento y desposesión: procesos urbanos claves en América Latina. *Revista INVI*, 31(88), 27-71. <https://doi.org/10.4067/S0718-83582016000300002>
- Jaque, E., Ojeda, C., & Almendra, D. (2020). Pressões para o uso de bens comuns urbanos nas áreas metropolitanas: Caso do Pantanal Boca Maule no Chile. *Ateliê Geográfico*, 14(3), 74-99. <https://doi.org/10.5216/ag.v14i3.60518>
- Jaramillo, F., Desormeaux, A., Hedlund, J., Jawitz, J. W., Clerici, N., Piemontese, L., & Åhlén, I. (2019). Priorities and interactions of Sustainable Development Goals (SDGs) with focus on wetlands. *Water*, 11(3), 619. <https://doi.org/10.3390/w11030619>
- Jorquera, M. A., Acuña, J. J., Huerta, N., Bai, J., Zhang, L., Xiao, R., & Sadowsky, M. J. (2024). Multiple antibiotic resistance and herbicide catabolic profiles of bacteria isolated from Lake Villarrica surface sediments (Chile). *Environmental Pollution*, 358, 124538. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124538>
- Krippendorff, K. (2018). *Metodología de análisis de contenido: teoría y práctica* (4ª ed.). Paidós.

- Kusch, A., Cárcamo, J., & Gómez, H. (2008). Aves acuáticas en el humedal urbano de Tres Puentes, Punta Arenas (53° S), Chile austral. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)*, 36(2), 45-51. <https://doi.org/10.4067/S0718-686X2008000200005>
- Lacassie, J. P., & Ruiz-del-Solar, J. (2021). Integrated mineralogical and geochemical study of the Rapel fluvial system, central Chile: An application of multidimensional analysis to river sedimentation. *Journal of South American Earth Sciences*, 109, 103289. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103289>
- Lagos, N., Parra, O., Figueroa, R., Urrutia, R., Battaglia, R., & Schlatter, S. (2008). Environmental processes, water quality degradation, and decline of waterbird populations in the Río Cruces wetland, Chile. *Wetlands*, 28(3), 789-801. <https://doi.org/10.1672/07-119.1>
- León, C., Villagrán, C., Figueroa, R., Pauchard, A., & Aguilera, M. (2023). Assessing the role of land-use planning in near future climate-driven scenarios in Chilean coastal cities. *Sustainability*, 15(4), 3718. <https://doi.org/10.3390/su15043718>
- Link, O., Brox, L., González, J., Aguayo, M., Torrejón, F., Montalva, G., & Eguíbar, M. (2019). A paleo-hydro-geomorphological perspective on urban flood risk assessment. *Hydrological Processes*, 33(20), 2608-2624. <https://doi.org/10.1002/hyp.13590>
- Lovengreen, C., Morrow, J., Jaramillo, E., Lagos, N. A., Contreras, H., & Duarte, C. (2008). Incident ultraviolet radiation and disappearance of the aquatic macrophyte *Egeria densa* in a Ramsar wetlands site. *Clean-Soil, Air, Water*, 36(12), 1038-1044. <https://doi.org/10.1002/clen.200800135>

- Madrid, J., & Teillier, S. (2021). Flora y vegetación de las dunas de la Playa Grande de Cartagena, una playa urbana en Chile central. *Darwiniana*, 9(2), e959. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2021.92.959>
- Manzano-Castillo, M., Jaramillo, E., & Pino, M. (2020). Tidal flats of recent origin: Distribution and sedimentological characterization in the estuarine Cruces River wetland, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 48(4), 662-674. <https://doi.org/10.3856/vol48-issue4-fulltext-2381>
- Marchant, C., Riesco, M., & Monje-Hernández, Y. (2023). Crecimiento y fragmentación del periurbano valdiviano: efectos del urbanismo neoliberal en una ciudad intermedia del sur de Chile. *EURE (Santiago)*, 49(147), 215-234. <https://doi.org/10.7764/eure.49.147.09>
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Editorial Omega.
- Marín, V. H., Delgado, L. E., Vila, I., Tironi, A., Barrera, V., & Ibáñez, C. (2014). Regime shifts of Cruces River wetland ecosystem: Current conditions, future uncertainties. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(1), 161-174. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue1-fulltext-13>
- Martínez-Vicencio, K., Vallina-Rodríguez, A., & Gallardo-Vicencio, J. (2023). El desafío de la descentralización administrativa en materia de ordenación territorial hacia los gobiernos regionales en Chile. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 43(2), 243-268. <https://doi.org/10.5209/aguc.90580>

- Martínez, C., Cienfuegos, R., Inzunza, S., Urrutia, A., & Guerrero, N. (2020). Worst-case tsunami scenario in Cartagena Bay, central Chile: Challenges for coastal risk management. *Ocean & Coastal Management*, 193, 105060. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.105060>
- McHarg, I. L. (1969). *Design with nature*. Natural History Press.
- Méndez, A., Alejandro, N., & Arroyo, S. (2020). Complejo de humedales urbanos del distrito capital en la lista de humedales de importancia internacional Ramsar. *El Arrendajo Escarlata*, 8, 4-13. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2022/09/Revista-El-Arrendajo-No.-8.pdf>
- Miranda-Cavallieri, M., Allendes-Muñoz, C., Matus-Olivares, C., & Lisón, F. (2023). Habitat preference and abundance of *Coscoroba coscoroba* and *Cygnus melancoryphus* in Petrel wetland (O'Higgins Region, Chile): Implications in the conservation. *Gayana (Concepción)*, 87(1), 86-95. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382023000100086>
- Miranda-García, M. L., Muñoz-Pedreros, A., & Norambuena, H. (2021). Waterbird assemblages of inland wetlands in Chile: A meta-analysis. *Nature Conservation*, 45, 87-106. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.45.74062>
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands* (3rd ed.). John Wiley & Sons.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., & Hernández, M. E. (2015). Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(1), 1-4. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250>

- MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2014). Decreto Supremo N° 53/2014 que establece las normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas de la cuenca del río Maipo. *Diario Oficial de la República de Chile*, 16 de diciembre de 2014.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2015). Decreto Supremo N° 9/2015 que establece las normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas de la cuenca del río Biobío. *Diario Oficial de la República de Chile*, 4 de marzo de 2015.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2017). *Guía técnica para la elaboración de normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales*.
<https://humedaleschile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/10/Guia-NSCA-Agua.pdf>
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2020a). Decreto Supremo N° 15/2020 que aprueba el Reglamento de la Ley N° 21.202 sobre protección de humedales urbanos. *Diario Oficial de la República de Chile*, 31 de diciembre de 2020.
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2020b). *Guía metodológica para la delimitación de humedales urbanos*.
https://humedaleschile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/03/GUIA_HUMEDALES_2022_BAJA.pdf
- MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2021). *Plan nacional de restauración de paisajes 2021-2030*. <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/11/Plan-Nacional-de-Restauracion-de-Paisajes-2021-2030.pdf>

- MMA & PNUD, Ministerio del Medio Ambiente & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2018-2023). *Proyecto GEF humedales costeros: protección de humedales costeros y su biodiversidad mediante la gestión ambiental local*. <https://gefhumedales.mma.gob.cl>
- Möller, P., & Muñoz-Pedreros, A. (2014). Legal protection assessment of different inland wetlands in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 87(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s40693-014-0023-1>
- Moreno, O. (2024). Urban wetlands as resilient landscape infrastructure: The case of Llanquihue Green Infrastructure Plan, Chile. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 105-117). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_8
- Moschella, P., Rojas-Quezada, C., Aldana-Dominguez, J., Stamm, C., Velásquez, C. J., & Capera, I. (2024). Regulation and protection of urban wetlands: A comparative analysis in Chile, Colombia, and Peru. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 19-31). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_2
- Mujica, C. (2025). Propuesta de corredores ecológicos en la cuenca del río Aconcagua, región de Valparaíso, Chile. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 34(2), 1-18. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v34n2.100709>
- Munizaga, J., García, M., Ureta, F., Novoa, V., & Rojas, O. (2022). Mapping coastal wetlands using satellite imagery and machine learning in a highly urbanized landscape. *Sustainability*, 14(9), 5700. <https://doi.org/10.3390/su14095700>

- Munizaga, J., Rojas, O., Lagos, B., Rojas, C., Yépez, S., Hernández, E., Ureta, F., De-la-Barrera, F., & Jato-Espino, D. (2024). Spatiotemporal vegetation dynamics in a highly urbanized Chilean coastal wetland: Insights on long-term natural and anthropogenic influences. *Ecological Indicators*, 162, 112919. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112919>
- Muñoz-Lobos, C., Vásquez, A., & Cortés-Donoso, E. (2020). El rol de los gobiernos locales en la gobernanza de protección de humedales: el caso del humedal de Pichicuy, Chile. *Urbano*, 23(42), 80-93. <https://doi.org/10.22320/07183607.2020.23.42.08>
- Muñoz-Pedreros, A., & Quintana, J. (2010). Evaluación de fauna silvestre para uso ecoturístico en humedales del río Cruces, sitio Ramsar de Chile. *Interciencia*, 35(5), 345-351. <https://www.redalyc.org/pdf/339/33915592004.pdf>
- Muñoz-Pedreros, A., Moncada-Herrera, J., & Gómez-Cea, L. A. (2012). Evaluación del paisaje visual en humedales del río Cruces, sitio Ramsar de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85(1), 73-88. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2012000100006>
- Nain-Leal, V. A., Pincheira-Ulbrich, J., & Shiappacasse-Poyanco, L. N. (2026). Saberes indígenas y planificación territorial: Desafíos para la incorporación del conocimiento mapuche en la evaluación ambiental de proyectos eólicos en la región de La Araucanía, Chile. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, (17), A-008. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202601.A008>

- Navarro, N., Abad, M., Bonnail, E., & Izquierdo, T. (2021). The arid coastal wetlands of northern Chile: Towards an integrated management of highly threatened systems. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(9), 948. <https://doi.org/10.3390/jmse9090948>
- Norambuena, C., Jélvez, M., Mena, M., & Ratto, M. (2023). Seasonality in the feeding ecology of black-necked swans (*Cygnus melancoryphus*) in a temperate wetland of southern Chile. *Gayana (Concepción)*, 87(1), 10-20. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382023000100010>
- Novoa, V., Rojas, O., Ahumada-Rudolph, R., Sáez, K., Fierro, P., & Rojas, C. (2020). Coastal wetlands: Ecosystems affected by urbanization? *Water*, 12(3), 698. <https://doi.org/10.3390/w12030698>
- Núñez-Farías, P., Velásquez-Contreras, S., Ríos-Carmona, V., Velásquez-Contreras, J., Velásquez-Contreras, A. E., Rojas-Rojas, J. L., & Riveros-Flores, B. (2019). "Citizen science among all": Participatory bird monitoring of the coastal wetland of the Limarí River, Chile. *Narrative Inquiry in Bioethics*, 9(1), E3-E8. <https://doi.org/10.1353/nib.2019.0023>
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2015). *Frascati Manual 2015: Guidelines for collecting and reporting data on research and experimental development* (The Measurement of Scientific, Technological and Innovation Activities). OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264239012-en>

- Ojeda-Leal, C. G., & Bergamini-Ladrón-de-Guevara, K. (2022). Ciclos de estabilidad, cambios y variables lentas-rápidas en el paisaje del Área Metropolitana de Concepción a partir de estudios de sistemas socioecológicos: un análisis exploratorio. *Urbano*, 25(46), 1-19. <https://doi.org/10.22320/07183607.2022.25.46.04>
- Opitz-Ríos, C., Burgos-Pacheco, Á., Paredes-Cárcamo, F., Campanini-Salinas, J., & Medina, D. A. (2024). Metagenomics insight into veterinary and zoonotic pathogens identified in urban wetlands of Los Lagos, Chile. *Pathogens*, 13(9), 788. <https://doi.org/10.3390/pathogens13090788>
- Ortiz-Sandoval, J. J., Ortiz, N., Cifuentes, R., González, J., & Habit, E. (2009). Respuesta de la comunidad de peces al dragado de ríos costeros de la región del Biobío (Chile). *Gayana (Concepción)*, 73(1), 61-70. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382009000100010>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., McGuinness, L. A., Stewart, L. A., Thomas, J., Tricco, A. C., Welch, V. A., Whiting, P., & Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, 372, n71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>

- Palma, Á. T., Schwarz, A., Henríquez, L. A., Álvarez, X., Fariña, J. M., & Lu, Q. (2013). Do subtoxic levels of chlorate influence the desiccation tolerance of *Egeria densa*? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(5), 1030-1036. <https://doi.org/10.1002/etc.2072>
- Pauchard, A., Fuentes, E., Cavieres, L. C., Marticorena, Á., Aguayo, M., Villaseñor, M., & Marín, V. H. (2006). Multiple effects of urbanization on biodiversity and ecosystem processes in wetlands of south-central Chile. *Biological Conservation*, 127(2), 272-281. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015>
- Peña-Cortés, F., Pincheira-Ulbrich, J., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Fernández, E., & Rozas, D. (2011). A study of the geographic distribution of swamp forest in the coastal zone of the Araucanía Region, Chile. *Applied Geography*, 31(2), 545-555. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.11.008>
- Pincheira-Ulbrich, J., Andrade-Mansilla, E., Peña-Cortés, F., & Vergara-Fernández, C. (2021). Trees, shrubs and herbs of the coastal Myrtaceae swamp forest (Región de La Araucanía, Chile): A dataset. *Biodiversity Data Journal*, 9, e63634. <https://doi.org/10.3897/BDJ.9.e63634>
- Pincheira-Ulbrich, J., Hernández, C. E., & Saldaña, A. (2018). Consequences of swamp forest fragmentation on assemblages of vascular epiphytes and climbing plants: Evaluation of the metacommunity structure. *Ecology and Evolution*, 8(18), 9329-9342. <https://doi.org/10.1002/ece3.4635>

- Pincheira-Ulbrich, J., Hernández, C. E., Saldaña, A., & Peña-Cortés, F. (2016). Assessing the completeness of inventories of vascular epiphytes and climbing plants in Chilean swamp forest remnants. *New Zealand Journal of Botany*, 54(4), 481-497. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1218899>
- Piñones, A. A., Castillo, S. C., & Castillo, C. C. (2019). Percepción futura del humedal "El Culebrón", Coquimbo (Chile): una experiencia educativa interdisciplinaria. *Luna Azul*, 49, 220-240. <https://doi.org/10.17151/luaz.2019.49.13>
- Pizarro-Araya, J., Alfaro, F. M., Gómez, F. A., & Villablanca, R. (2022). Arthropod fauna of the urban coastal wetland of Aguada La Chimba (Antofagasta Region, Chile): A wetland in an arid matrix. *Anthropocene Coasts*, 5(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s44218-022-00009-z>
- Poblete, J. (2024). Perceptions of health and ecosystem risks from free-roaming domestic animals in Mediterranean wetlands: One Health perspective. *International Journal of One Health*, 10(2), 21-30. <https://doi.org/10.14202/IJOH.2024.183-195>
- Pozo-Solar, F., Henríquez, A., & Lagos, B. (2023). Physicochemical variability and anthropogenic pressures in coastal wetlands of central Chile. *Water*, 15(6), 1251. <https://doi.org/10.3390/w15061251>
- Quevedo, F., Rojas-Hernández, J., & Barra, R. O. (2022). Towards a Chilean water governance: A study on the Los Batros and Paicaví wetland reservoirs. *Water*, 14(18), 2861. <https://doi.org/10.3390/w14182861>

- Ramírez, C., Hauenstein, E., Figueroa, R., Contreras, M., Parra, M., Urrutia, J., & Oporto, R. (2018). The case of the Itata estuary (Biobío Region, Chile) plant formations: Anthropogenic interference or natural disturbance-induced diversity enrichment? *Mediterranean Botany*, 39(1), 73-84. <https://doi.org/10.5209/mbot.59427>
- Ramírez, C., San Martín, C., Fariña, J. M., Camaño, A., Álvarez, M., Pérez, Y., Solís, J. L., & Valdivia, O. (2014). Humedales costeros de la Región del Biobío (Chile): Un gradiente de vegetación y una nueva asociación vegetal de marisma. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences*, 30(1), 23-33. <https://revistas.udec.cl/index.php/chjaas/article/view/10566>
- Retamal, M., Andreoli, A., Arumi, J., Rojas, J., & Parra, O. (2013). Gobernanza del agua y cambio climático: Fortalezas y debilidades del actual sistema de gestión del agua en Chile. *Interciencia*, 38(1), 8-16. <https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2017/12/008-RETAMAL-9.pdf>
- Rivera, N., Encina, F., Palma, R., & Mejías, P. (2009). La calidad de las aguas en el curso superior y medio del río Traiguén, IX Región-Chile. *Información Tecnológica*, 20(4), 73-82. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642009000400009>
- Rocco, M., & Rubio, M. A. (2010). Chemical behavior of chromium, iron, lead, molybdenum, manganese, and zinc in the surface water of two urban lagoons in Santiago, Chile. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19(3), 438-446. https://www.prt-parlar.de/download_list/?tax%5Bwpdmcategory%5D=feb_2010#

- Rocha, J. D., Opitz, C., Cárdenas, V., Mella, C., & Medina, D. A. (2025). Identification of potentially harmful bacterial genera of veterinary relevance in the Llanquihue urban wetlands. *Austral Journal of Veterinary Science*, 56, 47-54. <https://doi.org/10.4206/ajvs.561.06>
- Rodríguez, C., Henríquez, P. A., Figueroa, C., Muñoz, M., Jaramillo, R., & Aguilera, M. (2024). Utilizing insects as bioindicators of ecological quality in urban and peri-urban wetlands of south-central Chile. *Insects*, 15(11), 831. <https://doi.org/10.3390/insects15110831>
- Rojas, C. (2019). Humedales urbanos en Chile: impacto en políticas públicas y el desarrollo sostenible. En: Mallega, M. (ed.). *Humedales urbanos: historia de una ley pionera y ciudadana de protección ambiental* (pp. 44-52). Ministerio del Medio Ambiente.
- Rojas, C. A., & Jorquera, F. (2021). Urban fabrics to eco-friendly blue-green for urban wetland development. *Sustainability*, 13(24), 13745. <https://doi.org/10.3390/su132413745>
- Rojas, C., Aldana, J., Muñiz, P., Martínez, C., & Stamm, C. (2020). Urban wetland trends in three Latin American cities during the latest decades (2002-2019). *Wetland Science & Practice*, 37(3), 240-252. https://growthzonesitesprod.azureedge.net/wp-content/uploads/sites/1889/2023/08/Oct2020_Urban-Wetland-Trends-in-Three-Latin-American-Cities.pdf
- Rojas, C., Munizaga, J., Rojas, O., Martínez, C., & Pino, J. (2019). Urban development versus wetland loss in a coastal Latin American city: Lessons for sustainable land use planning. *Land Use Policy*, 80, 47-56. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.036>

- Rojas, C., Pino, J., & Jaque, E. (2013). Strategic environmental assessment in Latin America: A methodological proposal for urban planning in the Metropolitan Area of Concepción (Chile). *Land Use Policy*, 30(1), 519-527. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.018>
- Rojas, C., Sepúlveda, E., Jorquera, F., Munizaga, J., & Pino, J. (2022a). Accessibility disturbances to the biodiversity of urban wetlands due to built environment. *City and Environment Interactions*, 13, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2021.100076>
- Rojas, O., Soto, E., Rojas, C., & López, J. J. (2022b). Assessment of the flood mitigation ecosystem service in a coastal wetland and potential impact of future urban development in Chile. *Habitat International*, 122, 102554. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2022.102554>
- Rojas, O., Mardones, M., Martínez, C., Flores, L., & Sáez, K. (2018). Flooding in central Chile: Implications of tides and sea level increase in the 21st century. *Sustainability*, 10(12), 4335. <https://doi.org/10.3390/su10124335>
- Rojas, O., Rojas-Quezada, C., Munizaga, J., Soto, E., Rueda, I., Mallea, G., Alvarez, L., & De-la-Barrera, F. (2024). Restoration of the Rocuant-Andalién coastal wetland (Metropolitan Concepción, Chile): A transdisciplinary proposal. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 119-139). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_9

- Rojas-Quezada, C. (2024). Urban wetlands protection law in Chile: A successful tool for urban planning. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 49-56). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_4
- Rojas-Quezada, C. A., Villagra, P., & Jorquera-Guajardo, F. (2024). Percepción de valores biofílicos en el humedal Rocuant-Andalién, área metropolitana de Concepción, Chile. *Urbano*, 27(50), 78-97. <https://doi.org/10.22320/07183607.2024.27.50.06>
- Rojas-Quezada, C., Jorquera-Guajardo, F., & Steiniger, S. (2022). Acceder caminando a los humedales urbanos: una oportunidad de recreación y bienestar. *Urbano*, 25(46), 79-97. <https://doi.org/10.22320/07183607.2022.25.46.05>
- Roldán, G., & Ramírez, J. (1992). *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia.
- Rueda-Seguel, I. A., Rojas, C., De-la-Fuente-Contreras, H. E., & Virano-Reyes, P. Z. (2018). Diseño colaborativo de una plataforma SIG web de humedales urbanos del área Metropolitana de Concepción (URBANCOST). *Urbano*, 21(37), 54-67. <https://doi.org/10.22320/07183607.2018.21.37.03>
- Salas-Salazar, C. (2025). El control judicial de la Corte Suprema en materia ambiental: el caso de los humedales urbanos en Chile. *Anuario Iberoamericano de Justicia Constitucional*, 29(1), 205-223. <https://doi.org/10.18042/cepc/aijc.29.07>

- Salinas, C., Gironás, J., & Pinto, M. (2016). Water security as a challenge for the sustainability of the La Serena-Coquimbo conurbation in northern Chile: Global perspectives and adaptation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21(5), 687-701. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9650-3>
- Sapiains, R., Villagra, P., Rojas-Quezada, C., Salazar, D., & Villalobos, C. (2024). Strengthening environmental conservation: The role of connectedness to nature and place attachment in intentions to protect urban wetlands in Punta Arenas, Chilean Patagonia. *Sustainability*, 17(4), 1665. <https://doi.org/10.3390/su17041665>
- Sauer, J., Grimm, N. B., Barbosa, O., Cook, E. M., Mustafa, A., Kunkel, K., McPhearson, T., & Ballinger, A. (2024). Estimating combined effects of climate change and land cover change on water regulation services of urban wetlands in Valdivia, Chile. *Earth's Future*, 12(5), e2023EF003801. <https://doi.org/10.1029/2023EF003801>
- Silva, C. P., García, C. E., Estay, S. A., & Barbosa, O. (2015). Bird richness and abundance in response to urban form in a Latin American city: Valdivia, Chile as a case study. *Plos One*, 10(9), e0138120. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138120>
- Silva-Villarroel, G., Fernández-Covarrubias, A., & Villouta-Gutiérrez, D. (2024). Tipologías urbanas de relación entre humedal y espacio público: la dimensión social, espacial y ambiental en el Humedal Vasco Da Gama, Hualpén, Chile. *Revista De Urbanismo*, (51), 1-23. doi.org/10.5354/0717-5051.2024.75439

- Skewes, J. C., Rehbein, R., & Mancilla, C. (2012). Ciudadanía y sustentabilidad ambiental en la ciudad: la recuperación del humedal Angachilla y la organización local en la Villa Claro de Luna, Valdivia, Chile. *EURE (Santiago)*, 38(113), 127-145. <https://doi.org/10.4067/S0250-71612012000100006>
- Smith, P., & Romero, H. (2009). Efectos del crecimiento urbano del Área Metropolitana de Concepción sobre los humedales de Rocuant-Andalién, Los Batros y Lengua. *Revista de Geografía Norte Grande*, 43, 81-93. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022009000200005>
- Soto, M. V., Sarricolea, P., Sepúlveda, S. A., Rodolfi, G., Cabello, M., & Maerker, M. (2017). Assessment of hydro-geomorphological hazard potentials in the Chilean semiarid coastal range and its impacts on La Serena city, Coquimbo Region. *Natural Hazards*, 88(1), 431-452. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2873-8>
- Stamm, C., Rojas-Quezada, C., Aldana-Domínguez, J., Moschella, P., & Sepúlveda, M. (2024). The role of citizenship in the protection of wetlands: Comparative analysis of three urban wetlands in Chile, Colombia, and Peru. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 197-206). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_13
- Tardone, R. A., Pincheira-Ulbrich, J. M., & Alarcón, X. X. (2024). Inventory of birds in two urban wetlands in Temuco (Chile): A basis for monitoring species. *Biota Neotropica*, 24(2), e20231585. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2023-1585>

- Teneb, E., Gómez, H., & Cárcamo, J. (2013). Cronotipos en aves del humedal de Tres Puentes, Punta Arenas, Magallanes, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 41(1), 61-69. <https://doi.org/10.4067/S0718-686X2013000100005>
- Terre, F., León, C. A., & Leiva-González, J. (2025). Evaluación de la calidad del agua del humedal urbano Luis Ebel mediante monitoreo de parámetros fisicoquímicos. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, 112(5612), e612. <https://doi.org/10.23854/07199562.2025612.terre>
- Teutsch, C., Scheuch, T., Fernández, A., Briceño, F., Vattuone, C., Domínguez, J. C., Riveros, A., Pichunleo, E., Moreno, O., & Gironás, J. (2024). Exploring the behavior of Llanquihue's urban wetlands: Lessons learnt and perspectives for water-sensitive urban design. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 73-88). Springer. 10.1007/978-3-031-69590-2_6
- Torres-Gómez, M., Delgado, L., Marín, V., & Bustamante, R. (2009). Estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales en la cuenca del río Aisén (Región de Aisén, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(1), 5-15. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000100005>
- Tovar-Salvador, M. L., Pintado-Herrera, M. G., Lara-Martín, P. A., & Bonnail, E. (2023). Occurrence, sources and environmental risk assessment of organic micropollutants in coastal sediments from the Atacama Region (Chile). *Science of the Total Environment*, 865, 165871. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165871>

- Ugarte, A. M., & Salgado, M. (2014). Sujetos en emergencia: acciones colectivas de resistencia y enfrentamiento. *Revista INVI*, 29(80), 63-87. <https://doi.org/10.4067/S0718-83582014000100006>
- Valdés-Pineda, R., García, P., Valdés, J., & Pizarro, R. (2020). The first drying lake in Chile: Causes and recovery options. *Water*, 12(1), 290. <https://doi.org/10.3390/w12010290>
- Venegas-Quñones, H., Thomasson, M., & García, P. (2020). Water scarcity or drought? The cause and solution for the lack of water in Laguna de Aculeo. *Water Conservation & Management*, 4(1), 42-50. <https://doi.org/10.26480/wcm.01.2020.42.50>
- Villagra-Islas, P., & Dobbie, M. (2014). Design aspects of urban wetlands in an earthquake-prone environment. *Journal of Urban Design*, 19(5), 660-681. <https://doi.org/10.1080/13574809.2014.943707>
- Villagrán, R., Aguayo, M., Parra, L., & González, A. (2006). Relación entre características del hábitat y la estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79(2), 175-188. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2006000200006>
- Villamar, C. A., Rivera, D., Neubauer, M. E., & Vidal, G. (2015). Nitrogen and phosphorus distribution in a constructed wetland fed with treated swine slurry from an anaerobic lagoon. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 50(13), 1314-1323. <https://doi.org/10.1080/10934529.2015.964628>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.

- Yépez, S., Velásquez, G., Torres, D., Saavedra-Passache, R., Pincheira, M., Cid, H., Rodríguez-López, L., Contreras, Á., Frappart, F., & Cristóbal, J. (2024). Spatiotemporal variations in biophysical water quality parameters: An integrated in situ and remote sensing analysis of an urban lake in Chile. *Remote Sensing*, 16(2), 427. <https://doi.org/10.3390/rs16020427>
- Zhu, W.-X., & Ehrenfeld, J. G. (1999). Nitrogen mineralization and nitrification in suburban and undeveloped Atlantic white cedar wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 28(2), 523-529. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020017x>