



¿Cómo proteger los humedales costeros peruanos? Una respuesta a partir de un modelo conceptual de sus impulsores de cambio

How to protect Peruvian coastal wetlands? An answer based on a conceptual model of their drivers of change

Ángelo Gomez*, Héctor Aponte y Sergio Gonzales

0000-0003-1573-6160 0000-0001-5249-9534 0000-0002-6357-033X

I. Carrera de Biología Marina y Coastal Ecosystems of Perú, Research Group, Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas. Universidad Científica del Sur, Lima, Perú. angelo1996biomar@gmail.com*, haponte@cientifica.edu.pe, sergiogonzalesdp@gmail.com

* Autor de correspondencia / Corresponding author

RESUMEN

El presente trabajo consistió en determinar y analizar los impulsores de cambio (IC) de 24 humedales de la costa peruana a partir de una revisión de artículos científicos publicados entre el año 2000 y 2020. Se emplearon las plataformas Science Direct, Google Académico, Scopus y Scielo para la búsqueda de información. Se revisaron 172 artículos científicos, identificando 22 IC. La agricultura, ganadería, introducción de especies y acumulación de escombros fueron los IC directos más frecuentes, mientras que la mala gobernanza fue el IC indirecto más común (38 %); el humedal con mayor número de IC fueron Los Pantanos de Villa. Se verificó una correlación positiva entre la producción de artículos científicos y el número de IC identificados por humedal. Cuatro grupos de humedales tuvieron alta similitud en sus IC ($\geq 50\%$), lo que sugiere que las medidas de gestión para hacerles frente a estos impactos sean similares. La coaparición de los IC se conformó en dos grupos con una similitud $\geq 50\%$. Se elaboró un modelo conceptual de las interacciones entre IC (identificando IC clave) y sus efectos sobre los procesos ecológicos. La información de este trabajo puede servir como herramienta de gestión para el manejo los ecosistemas en la costa peruana.

PALABRAS CLAVE: conservación de humedales; gobernanza costera; lagunas costeras; manglares; modelo conceptual.

ABSTRACT

The present work consisted of determining and analyzing the Drivers of Change (DCh) of 24 wetlands of the Peruvian coast from a review of the scientific articles published between 2000 and 2020, with the use of the platforms Science Direct, Google Scholar, Scopus and Scielo. 172 scientific articles were reviewed, identifying 22 DCh. Agriculture, livestock, species introduction and debris accumulation were the most frequent direct DCh, while poor governance was the most common indirect DCh (38 %); the wetland with the highest number of DCh was Los Pantanos de Villa. A positive correlation was verified between the production of scientific articles and the number of DCh identified per wetland. Four groups of wetlands had high similarity in their DCh ($\geq 50\%$), which suggests that the management measures to face these impacts are similar. The co-appearance of DCh was divided into two groups with a similarity $\geq 50\%$. A conceptual model of DCh interactions (identifying key DCh) and their effects on ecological processes was developed. The information from this work can guide measures for better managing these ecosystems on the Peruvian coast.

KEYWORDS: coastal lakes; conceptual model; governance; mangroves; similarity; wetland conservation.

INTRODUCCIÓN

El afloramiento de masas de agua de la capa freática en áreas de baja altitud adyacentes a la costa (Arana y Salinas, 2003), el flujo superficial y las mezclas temporales de agua marina con masas de agua continentales, son propicios para el desarrollo de los humedales costeros como pantanos, marismas, estuarios, arrecifes, praderas de pastos marinos y manglares. Estos se constituyen en un mosaico de áreas conformados por vegetación y cuerpos de agua estacionales, periódicos o continuos (Berkowitz *et al.*, 2018). Los humedales costeros presentan oportunidades recreativas como turismo (Aponte-Ubillús, 2015) y avistamiento de aves (Woodward y Wui, 2001), además de presentar servicios ecosistémicos como la regulación del clima por medio de la captura de carbono, la reducción de la erosión y la provisión de habitats para centenares de especies (Engelhardt y Ritchie, 2001; Jiang *et al.*, 2015; Gonzales *et al.*, 2019; Pérez *et al.*, 2022; Ochoa-Balbacea *et al.*, 2022). Pese a estos beneficios, a nivel global estos ecosistemas se encuentran amenazados por influencia de actividades antropogénicas (Wang *et al.*, 2021). La conversión de áreas para la agricultura y la extracción de madera son actividades que alteran a los humedales como es el caso de los manglares del centro-occidental de África (Feka y Ajonina, 2011); el desarrollo socioeconómico (integración de mercados, reformas sociopolíticas, económicas e innovación tecnológica) afecta de manera indirecta como potenciadores de conversión de pantanos y estuarios con fines agrícolas como se ha registrado en Europa al suroriente de España (Zorrilla-Miras *et al.*, 2014); el ingreso de aguas residuales, mala política ambiental e introducción de especies, son considerados como impactos que afectan el estado y composición de la población del humedal, tal es el caso de la bahía de San Francisco en el Pacífico (Cloern y Jassby, 2012). Así mismo, la contaminación por metales pesados y los incendios pueden repercutir sobre la biodiversidad que habita en estos ambientes y, así, reducir los beneficios que proveen (Ram *et al.*, 2018; Ramirez, *et al.*, 2018).

Los impulsores de cambio (IC) son definidos como factores que generan cambios directos e indirectos sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Sarkar *et al.*, 2020). Los IC directos reflejan los impactos físicos y químicos que inciden inmediatamente en el ecosistema, como la agricultura y el pastoreo; mientras que, los indirectos influyen sobre los IC directos (Finlayson *et al.*, 2005). Tal es el caso del crecimiento poblacional (IC directo) y las reformas socioeconómicas (IC indirecto), los cuales generan presión sobre la calidad del humedal y modifican las actividades

INTRODUCTION

The upwelling of water masses from the water table in lowland areas adjacent to the coast (Arana and Salinas, 2003), surface flows, and temporary mixtures of marine and inland water masses favor the development of coastal wetlands such as swamps, marshes, estuaries, reefs, seagrass meadows, and mangroves. These constitute a mosaic of seasonal, periodic, or continuous vegetation and water bodies (Berkowitz *et al.*, 2018). Coastal wetlands offer recreational opportunities such as tourism (Aponte-Ubillús, 2015) and bird-watching (Woodward and Wui, 2001), in addition to providing ecosystem services such as climate regulation through carbon sequestration, erosion reduction, and the provision of habitats for hundreds of species (Engelhardt and Ritchie, 2001; Jiang *et al.*, 2015; Gonzales *et al.*, 2019; Pérez *et al.*, 2022; Ochoa-Balbacea *et al.*, 2022). Despite these benefits, these ecosystems are globally threatened by the influence of anthropic activities (Wang *et al.*, 2021). The conversion of areas for agriculture and timber extraction are activities that alter wetlands, which is the case of mangroves in west-central Africa (Feka and Ajonina, 2011). Socioeconomic development (market integration, socio-political and economic reforms, and technological innovation) has an indirect impact as a conversion enhancer of wetland and estuaries for agricultural purposes, as has been reported in Europe in southeastern Spain (Zorrilla-Miras *et al.*, 2014). Moreover, sewage inflow, poor environmental policies, and species introduction affect the conditions and composition of wetland populations, as is the case of San Francisco Bay in the Pacific (Cloern and Jassby, 2012). Likewise, heavy metal pollution and fires can impact the biodiversity inhabiting these environments and thus reduce the benefits they provide (Ram *et al.*, 2018; Ramirez, *et al.*, 2018).

Drivers of change (DCh) are defined as factors that entail direct and indirect changes in the functioning of ecosystems (Sarkar *et al.*, 2020). Direct DCh reflect the physical and chemical impacts that immediately influence an ecosystem, such as agriculture and shepherding, while indirect ones influence direct DCh (Finlayson *et al.*, 2005). This is the case of population growth (direct DCh) and socioeconomic reforms (indirect DCh), which put pressure on the quality of wetlands and modify the activities carried out in its surroundings (Rongoei *et al.*, 2013; Zorrilla-Miras *et al.*, 2014). DCh can also develop synergistically, favoring the magnification of negative effects (co-occurrence) such as agricultural activity along with population growth, economic

que se realizan en su entorno (Rongoei *et al.*, 2013; Zorrilla-Miras *et al.*, 2014). Los IC pueden también desarrollarse sinérgicamente y propiciar la magnificación de los efectos negativos (coaparición), como la actividad agrícola junto al crecimiento poblacional, el desarrollo económico (Asselen *et al.*, 2013), y la incidencia del drenaje de agua superficial y subterránea (McKenna *et al.*, 2019). Dichas interacciones entre IC han permitido el estudio de los IC directos e indirectos y el efecto conjunto que desencadenan en los humedales (Zorrilla-Miras *et al.*, 2014); los cuales, pueden ser representados a través de un modelo conceptual.

El modelo conceptual es una representación gráfica de las relaciones integradas y elementos estructurales de un problema específico, que permite identificar las afinidades entre los objetos de estudio (Chamanara y König-Ries, 2014). Los modelos conceptuales han sido aplicados para la generación de herramientas dinámicas que pueden fortalecer la gestión de los humedales a través de evidencia científica (Broszeit *et al.*, 2019). Para el caso de los IC, Sarkar *et al.* (2020) desarrolló un MC, donde lograron representar de manera gráfica las interacciones entre los IC y sus potenciales consecuencias. El desarrollo de otros MCs en humedales ha permitido representar los vínculos entre IC frente a los procesos y servicios ecosistémicos (Wingard y Lorenz, 2014). Por otro lado, Finlayson *et al.* (2005) señalaron la relación entre IC directos e indirectos, los servicios ecosistémicos y el desarrollo humano, además, se indica a los modelos conceptuales como herramientas útiles para el entendimiento del uso racional de los recursos e importancia de la administración conjunta de las autoridades, para asegurar el bienestar humano y estado de los humedales.

La costa peruana presenta una red interconectada de humedales costeros y, junto a ello, el desarrollo de diferentes impactos antrópicos que han sido investigados o comentados en una variedad de estudios hasta la actualidad (Aponte-Ubillús y Ramírez-Huaroto, 2011; Mendoza-Carbajal, 2020; Ruiz-Santillán *et al.*, 2020; Rivera *et al.*, 2022); sin embargo, aún se desconoce los tipos y números de IC, además del entendimiento sobre sus interacciones. Teniendo en consideración esta potencialidad, el presente estudio tuvo por objetivos a) identificar y cuantificar los IC de los humedales de la costa peruana registrados en el período 2000-2020, b) determinar la distribución de estos IC a lo largo de la costa peruana, c) evaluar la relación entre los IC con el número de artículos científicos publicados y el número de artículos con el número de trabajos con IC registrados, d) evaluar la coaparición de los IC en los

development (Asselen *et al.*, 2013), and the influence of superficial and groundwater drainage (McKenna *et al.*, 2019). Such interactions have allowed studying direct and indirect DCh and the joint effect they trigger in wetlands (Zorrilla-Miras *et al.*, 2014), which can be represented through a conceptual model.

A conceptual model (CM) is a graphical representation of the intrinsic relationships and structural elements of a specific problem, which allows identifying affinities between the objects studied (Chamanara and König-Ries, 2014). Conceptual models have been applied to elaborate dynamic tools that can strengthen wetland management using scientific evidence (Broszeit *et al.*, 2019). Sarkar *et al.* (2020) developed a CM depicting the interactions between DCh and their potential consequences. Developing other CMs in wetlands has allowed representing the links between DCh regarding ecosystem processes and services (Wingard and Lorenz, 2014). On the other hand, Finlayson *et al.* (2005) pointed out the relationship between direct and indirect DCh, ecosystem services, and human development, also indicating that CMs are useful tools for understanding the rational use of resources and the importance of a joint administration by the authorities which ensures human well-being and the conditions of wetlands.

The Peruvian coast shows an interconnected network of coastal wetlands, along with different anthropic impacts that have to date been studied or commented in a variety of works (Aponte-Ubillús and Ramírez-Huaroto, 2011; Ruiz-Santillán *et al.*, 2020; Mendoza-Carbajal, 2020; Rivera *et al.*, 2022). However, the types and number of DCh are still unknown, and their interactions are not yet understood. Considering this potentiality, this study aimed at a) identifying and quantifying the wetland DCh in the Peruvian coast as reported between 2000 and 2020; b) determining the distribution of said DCh along the Peruvian coast; c) evaluating the relationship between DCh and the number of published articles, as well as between the number of articles and the number of works with reported DCh; d) evaluating the co-occurrence of DCh in the evaluated wetlands and the similarities between wetlands regarding their DCh; and e) analyzing the interactions between DCh and the main wetland ecological processes through a CM.

humedales evaluados y la similitud entre humedales respecto a sus IC e) analizar las interacciones entre los IC y los procesos ecológicos principales de los humedales a través de un modelo conceptual.

ÁREA DE ESTUDIO

La costa norte, centro y sur del litoral peruano presenta una serie de humedales marino-costeros, continentales y artificiales, que conforman parte de las áreas marinas, espacios desérticos y urbanos (Jimenez *et al.*, 2010), ubicados entre 3 y 18° S. La extensión de manglares (Charcape-Ravelo y Moutarde, 2005; Cabanillas *et al.*, 2016), lagunas (Díaz *et al.*, 2021), pantanos (Ramirez y Cano, 2010) son solo algunos ejemplos de los tipos de humedales costeros, caracterizados por la riqueza biológica y filogenética que albergan (Gonzales y Aponte, 2022). La relevancia de estos ecosistemas permitió realizar un análisis de la producción científica producida durante el período 2000-2020 considerando a los estuarios y manglares con registros científicos como humedales costeros continentales y tomando como referencia el listado de los humedales costeros conocidos en esta región, registrados en el Atlas de los humedales de la costa del Pacífico (humedalescosteros.org). Los humedales costeros que tuvieron esta característica se muestran en la Figura 1.

MATERIALES Y MÉTODOS

Identificación de los impulsores de cambio (IC)

Los IC fueron identificados a partir de una revisión sistemática de los artículos científicos sobre los humedales costeros del Perú, publicados durante el período 2000-2020. La búsqueda de los artículos se realizó en plataformas digitales (i.e. Science Direct, Scopus, Google Académico y Scielo, considerando las palabras clave humedal, manglar, lago, albufera, laguna, estuario y sus equivalentes en inglés, en combinación con las palabras Perú y costa peruana (ej. “manglar Perú”; “lago Perú”). Todos los artículos publicados en inglés/español fueron considerados en este estudio. El reconocimiento de los IC se obtuvo a través de la revisión del material completo de cada trabajo, tal como se indica en el método desarrollado por Sarkar *et al.* (2020), identificando además los impactos que afectaban los procesos ecológicos del ecosistema. La información recopilada fue organizada en tablas (Material Suplementario 1).

STUDY AREA

The north, central, and south coasts of the Peruvian littoral show a series of marine-coastal, continental, and artificial wetlands, which are part of marine, desertic, and urban spaces (Jimenez *et al.*, 2010), located between the 3 and 18° south latitudes. The extension of mangroves (Charcape-Ravelo and Moutarde, 2005; Cabanillas *et al.*, 2016), lagoons (Díaz *et al.*, 2021), and swamps (Ramirez and Cano, 2010) is just an example of the types of coastal wetlands, which are characterized by the biological and phylogenetic richness they harbor (Gonzales and Aponte, 2022). The relevance of these ecosystems allows conducting an analysis of the scientific production for the 2000-2020 period, taking estuaries and mangroves with scientific reports as continental coastal wetlands, and using the list of coastal wetlands known in this region as a reference, which are reported in the *Atlas of the Wetlands of the Pacific Coast* (humedalescosteros.org). Figure 1 shows the coastal wetlands that meet these characteristics.

MATERIALS AND METHODS

Identifying the Drivers of Change (DCh)

The DCh were identified from a systematic review of scientific papers on Peru's coastal wetlands published during the 2000-2020 period. The search for articles was conducted on digital platforms (i.e., ScienceDirect, Scopus, Google Académico and SciELO, using the following keywords: wetland, mangrove, lake, albufera, lagoon, estuary, and their equivalents in Spanish, in combination with the words *Peru* and *Peruvian Coast* (i.e., “manglar Perú”, “lago Perú”). All articles published in Spanish or English were considered in this study. The acknowledgment of DCh was made by reviewing the whole material of each work, as indicated in the method developed by Sarkar *et al.* (2020), while identifying the impacts on the systems' ecological processes. The collected information was organized in tables (Supplementary Material 1)



Figura 1. Humedales de la costa peruana estudiados en la presente investigación. Manglar de Tumbes (MT), Manglares de San Pedro (MSP), Eten (ETEN) Salaverry (SL), Choc Choc (CHCH), Campo Nuevo (CN), Cerro Negro (CG), Tres Palos (TP), Balsares de Huanchaco (BH), Villa María (VM), La Encantada (ENC), Medio Mundo (MM), Carquín (CAR), Paraíso (PAR), Santa Rosa (SR), Ventanilla (VEN), Arenilla (ARE), Pantanos de Villa (PAN), Puerto Viejo (PV), Tambo Mora (TM), Caucato (CAU), Las Salinas de Chilca (SCH), Reserva Nacional de Paracas (RNP) y Humedal de Ite (ITE).

Figure 1. Wetlands of the Peruvian coast studied in this research. Mangroves of Tumbes (MT), San Pedro (MSP), Eten (ETEN) Salaverry (SL), Choc Choc (CHCH), Campo Nuevo (CN), Cerro Negro (CG), Tres Palos (TP), Balsares de Huanchaco (BH), Villa María (VM), La Encantada (ENC), Medio Mundo (MM), Carquín (CAR), Paraíso (PAR), Santa Rosa (SR), Ventanilla (VEN), Arenilla (ARE), Pantanos de Villa (PAN), Puerto Viejo (PV), Tambo Mora (TM), Caucato (CAU), Las Salinas de Chilca (SCH), Paracas National Reserve (RNP), and Wetland of Ite (ITE).

Distribución de número de los IC en la costa peruana

Utilizando los datos recopilados del número de los IC de cada humedal, se procedió a graficar un mapa de distribución de estos impactos en la costa peruana. Como localidad se utilizó el distrito al cual pertenecía cada humedal costero; cabe precisar, en algunos casos se tomaron más de dos distritos, debido a que estos mismos colindan o comparten territorio con un determinado humedal. El mapa de distribución fue elaborado mediante uso del software Arc Gis V.10.8 mediante método natural breaks jenks (Dent *et al.*, 2009). La información de los IC fue añadida como una columna nueva a la tabla de atributos de la capa departamental y distrital respectivamente. Luego, se procedió a modificar las propiedades de simbología, cantidades y graduado de colores y la escala para la obtención del mapa de la distribución del número de IC de los humedales costeros con relación a los distritos en los cuales se encuentran ubicados. Una vez graficados los IC, se procedió a obtener un mapa de distribución dividido en tres secciones; norte (Manglar de Tumbes – Humedal de Villa María), centro (Medio Mundo – Puerto Viejo) y sur (Tambo de Mora – Ite).

Análisis de correlación

Se realizó una prueba de correlación por pares entre a) el número de IC por cada humedal con el número de publicaciones y b) el número de IC por cada humedal con el número de publicaciones con IC registrados. Debido a que los datos no presentaron una distribución normal ($p < 0,05$ para la prueba de Shapiro Wilk), se aplicó la prueba de correlación de Spearman. Los análisis se realizaron en el software PAST V.3.15 (Hammer, *et al.*, 2001) y las figuras se generaron en software Excel.

Análisis de coaparición de IC y de similitud entre humedales según sus IC

Con la finalidad de identificar el tipo de IC que fueron registrados con mayor frecuencia en los artículos, se determinó la coaparición de los IC; para ello, se realizó un análisis de agrupamiento multivariado (dendrograma de similitud o análisis clúster) con el método UPGMA. Se construyó una matriz a partir de las incidencias de los IC por humedal, para luego ser agrupada mediante utilización del índice de Jaccard (medida que usa las incidencias para agrupar componentes que aparecen juntos con mayor frecuencia, para este caso, los IC). Posteriormente, se calculó el coeficiente de correlación cofenético. El mismo procedimiento se siguió para evaluar la similitud entre humedales según sus IC identificados. Esta evaluación fue realizada en el software PAST V.3.15 (Hammer *et al.*, 2001).

Distribution of the number of DCh for the Peruvian coast

By using the collected data on the number of DCh in each wetland, a map was drawn with the distribution of these impacts on the Peruvian coast. The district containing each coastal wetland was used as the location. It should be noted that, in some cases, more than two districts were selected, as they were adjacent or shared territory with a specific wetland. The distribution map was elaborated via the Arc Gis V.10.8 software, using the natural break Jenks method (Dent *et al.*, 2009). The information of the DCh was added as a new column to the table of attributes in the departmental and district layers. Then, the properties of symbology, quantities, color adjustment, and the scale to obtain the distribution map were modified with the number of DCh in the coastal wetlands in relation to their districts. Once the DCh were plotted, a distribution map was obtained divided into three sections: north (Tumbes Mangrove – Villa María Wetland), central (Medio Mundo – Puerto Viejo), and south (Tambo de Mora – Ite).

Correlation analysis

A paired correlation test was carried out between a) the number of DCh per wetland and the number of publications and b) the number of DCh per wetland and the number of publications with reported DCh. A Spearman correlation test was conducted since the data did not show a normal distribution ($p < 0.05$ in a Shapiro-Wilk test). The analyses were done in the PAST V.3.15 software (Hammer, *et al.*, 2001), and figures were generated via Excel.

Analysis of co-occurrence of DCh and similarities between wetlands

The co-occurrence of DCh was determined to identify the most reported types of DCh in the articles. To this effect, a multivariate grouping analysis (similarity dendrogram or cluster analysis) was carried out via the UPGMA method. A matrix was prepared with the DCh influences per wetland, which were grouped using Jaccard's index (a measurement that uses influences to group components that occur together, *i.e.*, DCh in this case). Afterwards, the cophenetic correlation coefficient was calculated. The same procedure was followed to evaluate the similarity between wetlands according to their identified DCh. This evaluation was performed in the PAST V.3.15 software (Hammer *et al.*, 2001).

Elaboración del modelo conceptual

El modelo conceptual fue elaborado mediante la técnica modificada utilizada previamente por Sarkar, *et al.* (2020). En este estudio se consideró la calidad del agua y el suelo como un solo proceso ecológico, además se tomó en cuenta el flujo de energía, y se evaluaron los efectos independientes para cada IC. Se utilizó la lista de IC recopilados de cada trabajo y se identificaron las veces que cada IC era menciona junto a otro IC. Con ello, se establecieron las relaciones entre IC y los efectos que generaban sobre los procesos ecológicos (PE) más importantes: hidrología (H), desarrollo de la biodiversidad (DB), calidad del suelo y del agua (CSA) y flujo de energía (FE) fueron extraídos con la finalidad de determinar el estado del ecosistema de humedales (Sarkar *et al.*, 2020). Se elaboró una matriz con las menciones de los efectos causados por los IC sobre los procesos ecológicos y una matriz adicional de interacciones entre IC; posteriormente, estas interacciones fueron graficadas y se agregaron las frecuencias correspondientes a cada interacción. El diseño del MC se elaboró en el software Power Point.

RESULTADOS

Un total de 177 artículos científicos fueron revisados, de los cuales 66 (37,28 %) registraron IC descritos mediante observaciones directas sobre los IC. En base al análisis se identificaron 22 IC (Material Suplementario 2). Los IC directos más frecuentes (≥ 50 %) fueron la ganadería y pastoreo (58 %), agricultura (50 %), acumulación de escombros y/o basura (50 %) e introducción de especies exóticas (50 %); mientras que la gobernanza (38 %) fue el IC indirecto más frecuente. Los humedales que presentaron mayor número de IC (≥ 10), fueron Los Pantanos de Villa (15), Paraíso (12), Manglar de San Pedro (11), Villa María (10) y Ventanilla (10) (Tabla 1).

Respecto a la distribución geográfica de los IC a lo largo de la costa peruana, se observó mucha variabilidad en los sectores norte y centro, con humedales con alta (> 10) y baja (< 10) cantidad de IC, a diferencia de la zona sur donde se encontraron humedales con un bajo número de IC reportados (1 – 3 IC) (Figura 2, material suplementario 2). Se identificó una correlación directa ($p < 0,05$) entre el número de publicaciones y el número de IC ($r_s = 0,77$); del mismo modo, se observó una correlación directa ($p < 0,95$) entre el número de publicaciones con IC registrados y el número de publicaciones ($r_s = 0,95$) (Figura 3, material suplementario 3).

Elaborating the conceptual model

The CM was elaborated via a modified technique previously used by Sarkar *et al.* (2020). Water and soil quality were considered as a single ecological process in this study. In addition, the energy flow was included, and the independent effects were evaluated for each DCh. The list of the DCh collected in each work was used, as well as the number of times each of them was mentioned next to another one. With all that, the relationships between the DCh and their effects on the most important ecological processes (EP) were established. Hydrology (H), the development of biodiversity (DB), soil and water quality (SWQ), and energy flow (EF) were obtained in order to determine the conditions of the wetland ecosystem (Sarkar *et al.*, 2020). A matrix was elaborated which included the effects caused by DCh on ecological processes, in addition to an additional matrix with the interactions between DCh. Then, these interactions were plotted, and the corresponding frequencies of each interaction were added. The design of the CM was carried out in PowerPoint.

RESULTS

177 scientific articles were reviewed, 66 of which (37.28 %) had recorded DCh via direct observations. Based on the analysis, 22 DCh were identified (Supplementary Material 2). The most frequent (≥ 50 %) direct DCh were livestock and shepherding (58 %), agriculture (50 %), the accumulation of debris and/or garbage (50 %), and the introduction of exotic species (50 %). Governance (38 %) was the most frequent indirect DCh. The wetlands that showed the highest number of DCh (≥ 10), were Los Pantanos de Villa (15), Paraíso (12), San Pedro Mangrove (11), Villa María (10), and Ventanilla (10) (Table 1).

Regarding the geographic distribution of the DCh along the Peruvian coast, a high variability was observed in the north and central zones, in wetlands with large (> 10) and small (< 10) numbers of DCh, unlike the south zone, where wetlands with a small number of reported DCh were found (1-3 DCh) (Figure 2; Supplementary Material 2). A direct correlation ($p < 0.05$) between the number of publications and the number of DCh ($r_s = 0.77$) was identified. Likewise, a direct correlation ($p < 0.95$) between the number of publications with reported DCh and the number of publications was observed ($r_s = 0.95$) (Figure 3; Supplementary Material 3).

Tabla 1. Listado de los IC identificados para los humedales de la costa peruana. Manglar de Tumbes (MT), Manglares de San Pedro (MSP), Eten (ETEN) Salaverry (SL), Choc Choc (CHCH), Campo Nuevo (CN), Cerro Negro (CG), Tres Palos (TP), Balsares de Huanchaco (BH), Villa María (VM), La Encantada (ENC), Medio Mundo (MM), Carquín (CAR), Paraíso (PAR), Santa Rosa (SR), Ventanilla (VEN), Arenilla (ARE), Pantanos de Villa (PAN), Puerto Viejo (PV), Tambo Mora (TM), Caucato (CAU), Las Salinas de Chilca (SCH), Reserva Nacional de Reserva Nacional de Paracas (RNP) y Humedal de Ite (ITE).

Table 1. List of DCh identified for the Peruvian coast wetlands. Mangroves of Tumbes (MT), San Pedro (MSP), Eten (ETEN) Salaverry (SL), Choc Choc (CHCH), Campo Nuevo (CN), Cerro Negro (CG), Tres Palos (TP), Balsares de Huanchaco (BH), Villa María (VM), La Encantada (ENC), Medio Mundo (MM), Carquín (CAR), Paraíso (PAR), Santa Rosa (SR), Ventanilla (VEN), Arenilla (ARE), Pantanos de Villa (PAN), Puerto Viejo (PV), Tambo Mora (TM), Caucato (CAU), Las Salinas de Chilca (SCH), Paracas National Reserve (RNP), and Wetland of Ite (ITE).

Tipos de IC / Types of DC	Impulsores de cambio (IC) / Drivers of change (DC)	Humedales / Wetlands																								
		MT	MSP	ETEN	SL	CHCH	CN	CG	TP	BH	VM	ENC	MM	CAR	PAR	SR	VEN	ARE	PAN	PV	TM	CAU	SCH	RNP	ITE	
Directos / Direct	Acuicultura / Aquaculture	x									x													x		
	Acumulación de escombros y basura / Accumulation of debris and garbage		x	x		x				x	x		x	x	x	x			x	x						
	Agricultura / Agriculture	x	x	x		x			x			x			x	x	x		x			x		x		
	Aguas residuales / Sewage water		x			x	x				x	x				x	x		x							
	Caza deportiva / Game hunting														x											
	Cambio climático / Climate change										x								x							
	Contaminación materia orgánica / Organic matter contamination					x													x							
	Contaminación microbiológica / Microbiological contamination																x		x							
	Contaminación química / Chemical contamination	x									x				x		x		x							
	Crecimiento demográfico y urbanización / Population growth and urbanization	x	x			x					x		x	x	x	x	x		x						x	
	Deportes náuticos / Nautical sports																							x		
	Ganadería y pastoreo / Livestock farming and grazing			x	x		x			x		x		x	x	x	x		x	x	x				x	
	Incendios / Fires										x		x		x		x		x	x		x				
	Pesquería industrial y artesanal / Industrial and artisanal fishery	x	x								x								x							
	Introducción de especies exóticas / Introduction of exotic species	x				x					x		x	x	x	x	x		x	x	x					
	Minería / Mining		x																							
	Parque automotriz / Automotive park			x		x									x	x				x					x	
Sobreexplotación de recursos / Resource overexploitation	x	x	x									x		x		x				x						
Uso de canales para lavandería / Use of channels for laundry														x					x							
Indirectos / Indirect	Gobernanza / Governance	x	x			x				x	x		x		x				x	x						
	Factores socioculturales / Sociocultural factors																				x					
	Turismo / Tourism	x	x												x	x		x							x	

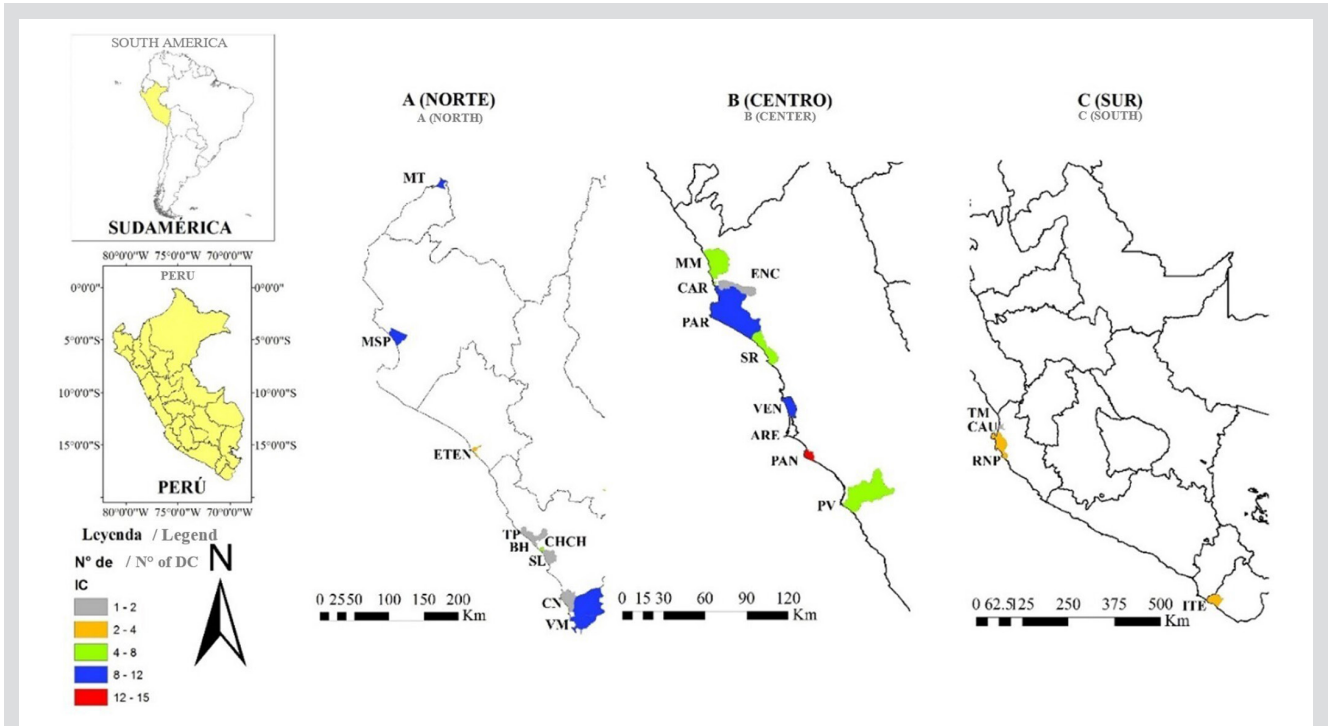


Figure 2. Distribution map of DCh for the wetlands of the Peruvian coast per district. Mangroves of Tumbes (MT), San Pedro (MSP), Eten (ETEN) Salaverry (SL), Choc Choc (CHCH), Campo Nuevo (CN), Cerro Negro (CG), Tres Palos (TP), Balsares de Huanchaco (BH), Villa María (VM), La Encantada (ENC), Medio Mundo (MM), Carquín (CAR), Paraíso (PAR), Santa Rosa (SR), Ventanilla (VEN), Arenilla (ARE), Pantanos de Villa (PAN), Puerto Viejo (PV), Tambo Mora (TM), Caucato (CAU), Las Salinas de Chilca (SCH), Paracas National Reserve (RNP), and Wetland of Ite (ITE).

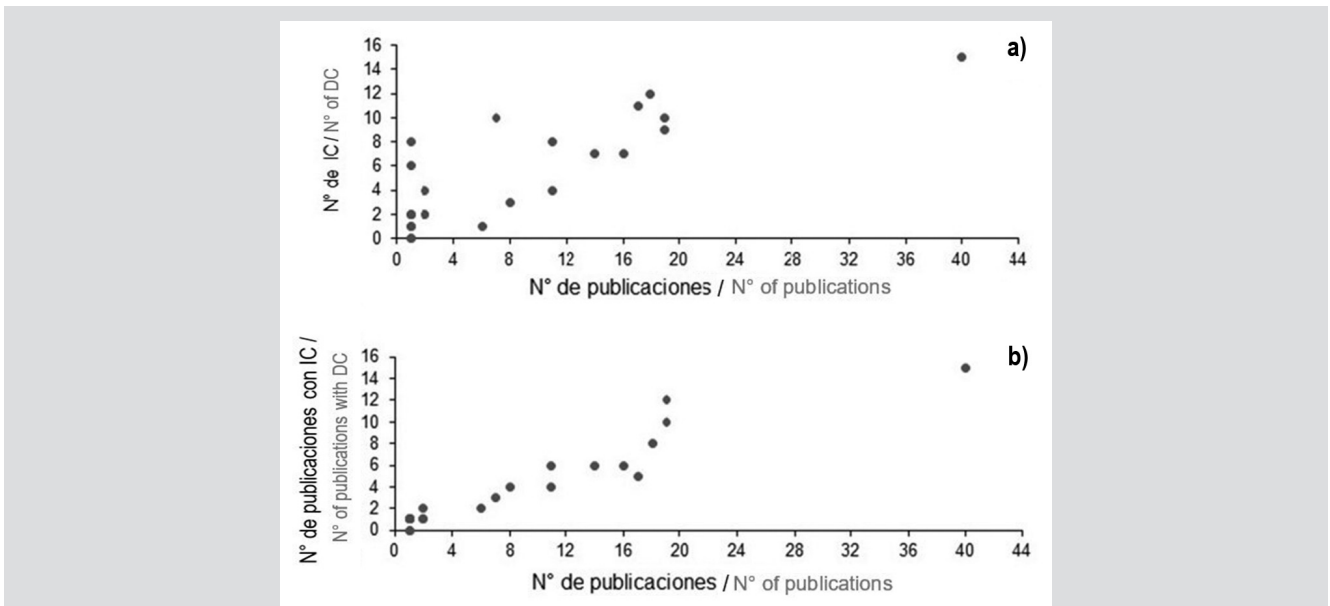


Figure 3. (a) Relationship between the number of publications and the number of DCh with a $1.38E-05$ significance ($p < 0.05$) and a 0.77 correlation coefficient. **(b)** Relationship between the number of publications and the number of publications with reported DCh with a $3.93E-13$ significance ($p < 0.05$) and a correlation coefficient of 0.95 .

El análisis de coaparición de los IC evidenció una conformación de dos grupos (\geq similitud 50 %) representados por a) industria pesquera y contaminación química, b) crecimiento demográfico y urbanización, acumulación de escombros o basura, ganadería y pastoreo e introducción de especies exóticas (Figura 4). La representación gráfica de estas relaciones fue confiable (coeficiente de correlación cofenético = 0,88).

The DCh co-occurrence analysis evidenced two groups (similarity \geq 50 %) represented by a) the fishing industry and chemical pollution; b) demographic growth and urbanization, the accumulation of debris or garbage, livestock and shepherding, and the introduction of exotic species (Figure 4). The graphical representation of these relationships was reliable (cophenetic correlation coefficient = 0.88).

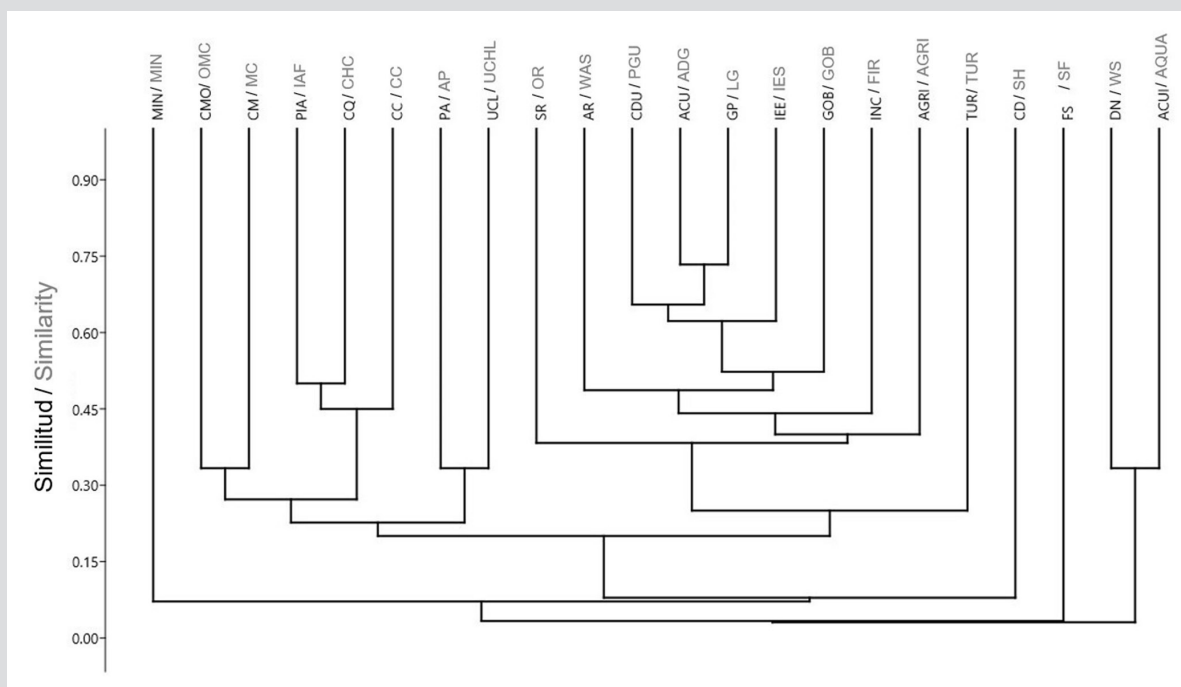


Figura 4. Dendrograma de similitud para los IC de los humedales de la costa peruana. Acuicultura (ACUI), acumulación de escombros y/o basura (ACU), agricultura (AGRI), aguas residuales (AR), caza deportiva (CD), contaminación materia orgánica (CMO), contaminación microbiológica (CM), contaminación química (CQ), crecimiento demográfico y urbanización (CDU), deportes náuticos (DN), ganadería y pastoreo (GP), incendios (INC), pesquería industrial/artesanal (PIA), introducción de especies exóticas (IEE), minería (MIN), parque automotriz (PA), sobreexplotación de recursos (SR), uso de canales para lavandería (UCL), gobernanza (GOB), cambio climático (CC), factores socioculturales (FS) y turismo (TUR). Coeficiente de correlación cofenético 0,88.

Figure 4. Similarity dendrogram for the DCh for the wetlands of the Peruvian coast. Aquaculture (ACUI), accumulation of debris and/or garbage (ACU), agriculture (AGRI), wastewater (AR), sport hunting (CD), pollution with organic material (CMO), microbiological pollution (CM), chemical pollution (CQ), demographic growth and urbanization (CDU), water sports (DN), livestock and shepherding (GP), fire (INC), industrial/artisan fishery (PIA), exotic species introduction (IEE), mining (MIN), automobile fleet (PA), overexploitation of resources (SR), use of channels for laundry (UCL), governance (GOB), climate change (CC), sociocultural factors (FS), and tourism (TUR). The coefficient of cophenetic correlation is 0.88.

Cuatro grupos de humedales fueron identificados con similitud mayor o igual a 50 %. Las agrupaciones estuvieron compuestas por a) el Humedal de Eten y el Humedal de Tres Palos, b) Humedal de Choc Choc y el Humedal de Santa Rosa, c) Humedal de Medio Mundo y el Humedal de Puerto Viejo y d) un grupo conformado por el Humedal de Villa María, Humedal de Pantanos de Villa, Humedal de Paraíso y el Humedal de Ventanilla (Figura 5). La representación gráfica de estas relaciones fue confiable (coeficiente de correlación cofenético = 0,92).

Four groups of wetlands were identified, with similarities equal to or greater than 50 %. The groupings comprised a) Eten and Tres Palos, b) Choc Choc and Santa Rosa, c) Medio Mundo and Puerto Viejo, and d) Villa María, Pantanos de Villa, Paraíso, and Ventanilla (Figure 5). The graphical representation of these relationships was reliable (cophenetic correlation coefficient = 0.92).

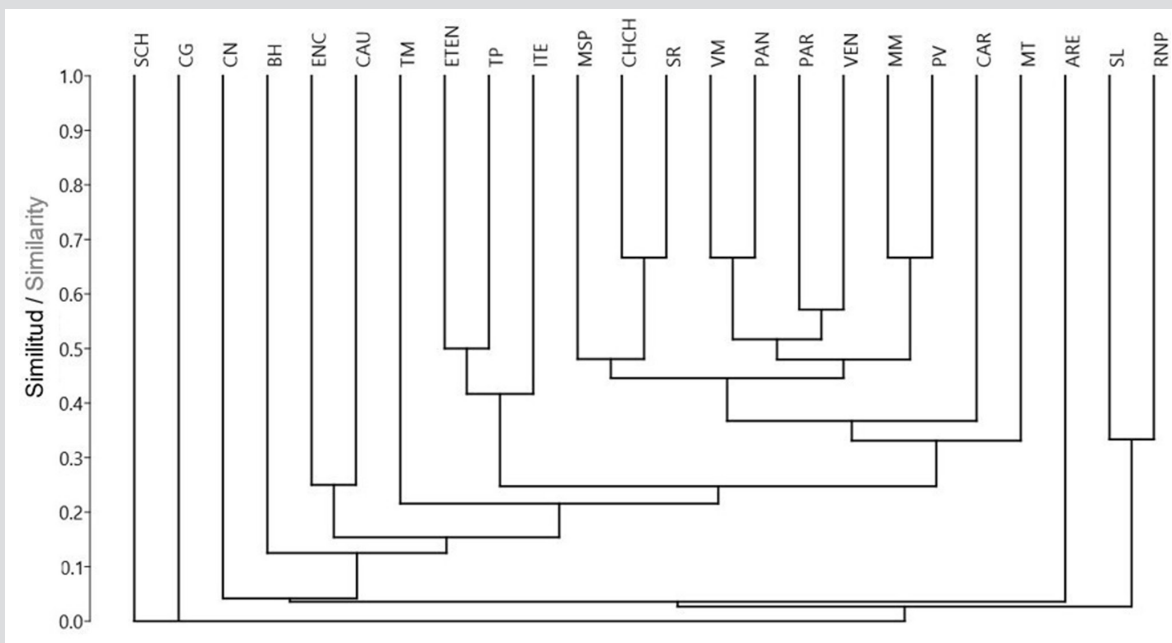


Figura 5. Dendrograma de similitud para los humedales de la costa peruana. Manglar de Tumbes (MT), Manglares de San Pedro (MSP), Eten (ETEN) Salaverry (SL), Choc Choc (CHCH), Campo Nuevo (CN), Cerro Negro (CG), Tres Palos (TP), Balsares de Huanchaco (BH), Villa María (VM), La Encantada (ENC), Medio Mundo (MM), Carquín (CAR), Paraiso (PAR), Santa Rosa (SR), Ventanilla (VEN), Arenilla (ARE), Pantanos de Villa (PAN), Puerto Viejo (PV), Tambo Mora (TM), Caucato (CAU), Las Salinas de Chilca (SCH), Reserva Nacional de Paracas (RNP) y Humedal de Ite (ITE). Coeficiente de correlación cofenético = 0,92.

Figure 5. Similarity dendrogram for the wetlands of the Peruvian coast. Mangroves of Tumbes (MT), San Pedro (MSP), Eten (ETEN) Salaverry (SL), Choc Choc (CHCH), Campo Nuevo (CN), Cerro Negro (CG), Tres Palos (TP), Balsares de Huanchaco (BH), Villa María (VM), La Encantada (ENC), Medio Mundo (MM), Carquín (CAR), Paraiso (PAR), Santa Rosa (SR), Ventanilla (VEN), Arenilla (ARE), Pantanos de Villa (PAN), Puerto Viejo (PV), Tambo Mora (TM), Caucato (CAU), Las Salinas de Chilca (SCH), Paracas National Reserve (RNP), and Wetland of Ite (ITE). Cophenetic correlation coefficient = 0.92.

A partir del MC se identificaron 4 IC que afectan los procesos ecológicos mencionados con una frecuencia mayor al 10 %: (i.e. crecimiento demográfico y urbanización con 23,52 % y turismo sin control, parque automotriz y agricultura, todos con 13,72 %). Se identificaron cuatro IC con mayor cantidad de interacciones con otros IC: crecimiento demográfico y urbanización, acumulación de escombros y/o basura, incendios, contaminación de materia orgánica, microbiológica y química y mala disposición de aguas residuales. Se observó que el crecimiento demográfico y la urbanización son IC que están relacionados con la introducción de especies exóticas y acumulación de escombros o basura. La mala disposición de aguas residuales genera problemas de contaminación de los cuerpos de agua. Por otro lado, una mala gobernanza, acumulación de escombros o basura y el crecimiento demográfico se relacionan con los eventos de incendios, mientras que la actividad turística y la acuicultura están vinculados con la sobreexplotación de los recursos. Respecto a los procesos ecológicos, el desarrollo de la biodiversidad es el más afectado por los IC, mientras que el flujo de energía es el menos perturbado (Figura 6, material suplementario 4).

From the CM, four DCh were identified which affect the aforementioned ecological processes with a frequency higher than 10 % (i.e., demographic growth and urbanization with 23.52 %, uncontrolled tourism with 13.72 %, the automobile fleet with 13.72 %, and agriculture with 13.72 %). Four DCh with more interactions with other DCh were identified: demographic growth and urbanization, the accumulation of debris and/or garbage, fire, pollution with organic, microbiological, and chemical material, and poor wastewater disposal. It was observed that demographic growth and urbanization are the DCh most related to the introduction of exotic species and the accumulation of debris or garbage. Poor wastewater disposal entails issues associated with the pollution of water bodies. On the other hand, poor governance, the accumulation of debris and/or garbage, and demographic growth are related to fire events, while tourism and aquaculture are linked to the overexploitation of resources. Regarding ecological processes, the development of biodiversity is the most affected by DCh, while the energy flow is the least affected (Figure 6; Supplementary Material 4).

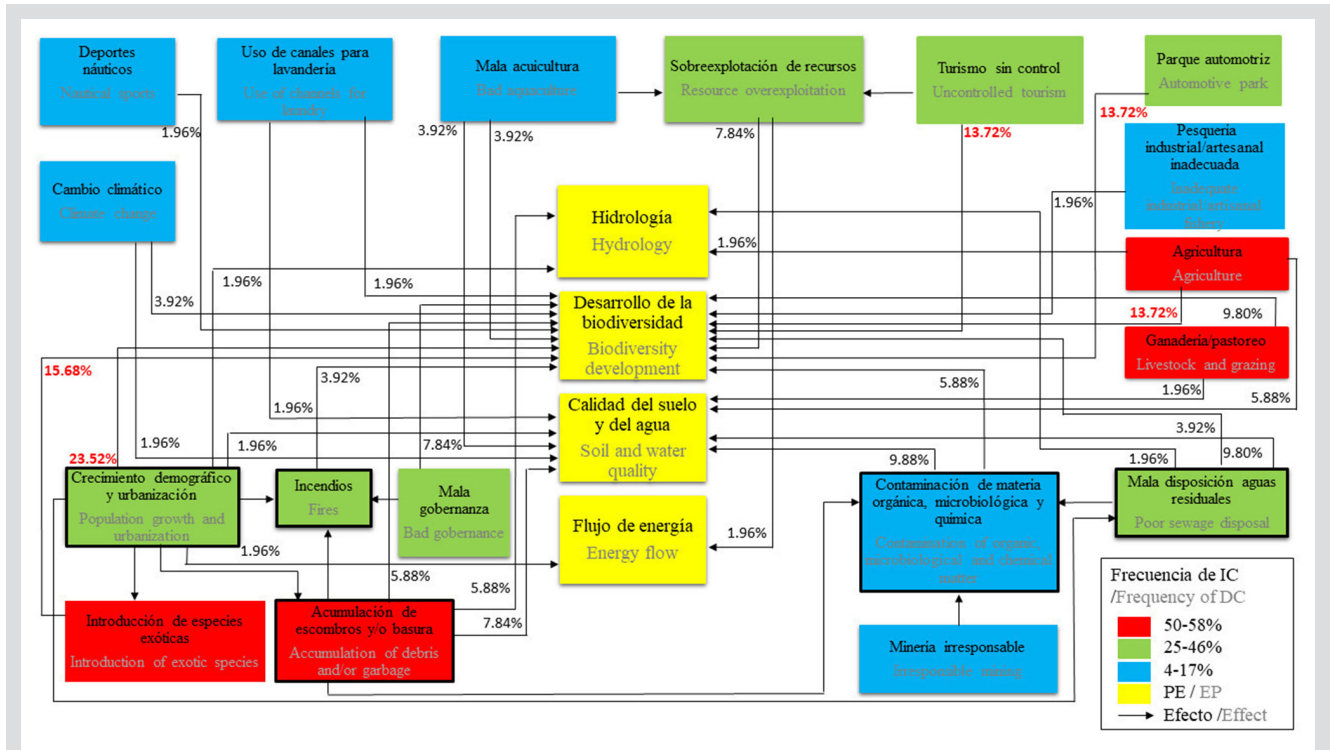


Figura 6. Modelo conceptual para los humedales de la costa peruana. Impulsores de cambio (IC) y procesos ecológicos (PE). Los porcentajes señalan la frecuencia (%) de las relaciones representadas por las flechas y el marco sombreado los IC que influyen sobre otros IC.

Figure 6. Conceptual model for the Peruvian coast wetlands. Drivers of Change (DCh) and ecological processes (PE). Percentages indicate the frequency (%) of the relationships represented by arrows. Shaded frames represent DCh that influence other DCh.

DISCUSIÓN

La variada distribución de los IC en el área de estudio (con localidades con mucha información, pero también con aquellas carentes de información) podría ser un indicativo del esfuerzo imparcial por desarrollar trabajos científicos en los humedales de la costa peruana. Esta variabilidad de producción científica es explicada por tres posibles causas: (i) poco interés por mencionar o registrar el efecto de un IC en los estudios, (ii) poco esfuerzo por estudiar directamente los IC o (iii) aspectos económicos que no permiten el estudio de los IC (Seifollahi-Aghmiuni *et al.*, 2019). Los resultados mostraron otro posible factor: el ser un área protegida permite que haya mayor esfuerzo por reportar los IC. Esto marca una gran diferencia en el interés por los investigadores en incrementar las evidencias de impactos que deterioran los humedales protegidos, como es el caso de MT, MSP, PAR, VEN y PAN que presentan más de 11 artículos científicos con IC registrados en el período 2000-2020. Se vuelve así necesario incrementar los esfuerzos por estudiar los IC en áreas no protegidas, donde podrían estar ocurriendo con más frecuencia. Es importante considerar que la búsqueda sistemática de literatura especializada

DISCUSSION

The varied distribution of DCh in the study area (with locations containing much information or no information) could indicate the unbiased effort to conduct scientific work in Peruvian coastal wetlands. This variability in scientific production could be due to three causes: (i) little interest in mentioning or reporting the effects of DCh in studies; (ii) little effort to directly study DCh, or (iii) economic aspects that do not allow studying DCh (Seifollahi-Aghmiuni *et al.*, 2019). The results showed another possible factor: because these areas are protected, a more significant effort is required to report DCh. This, makes a tremendous difference in researchers' interest in increasing the evidence of the impacts that deteriorate protected wetlands, as is the case of MT, MSP, PAR, VEN, and PAN, which represent more than 11 scientific articles with reported DCh in the 2000-2020 period. Thus, it is necessary to increase the efforts to study DCh in unprotected areas, where they could be occurring more frequently. It is important to consider that a systematic search for specialized literature (as the one conducted in this research) is an auxiliary tool to identify DCh; there are other direct methods or tools to estimate these

(como la utilizada en esta investigación) constituye una herramienta auxiliar para la identificación de IC; existen otros métodos o herramientas directas para contabilizar de estos impactos, tales como las entrevistas (Shalizi *et al.*, 2020), uso de imágenes satelitales (Lahai *et al.*, 2022) y anotaciones observacionales (Obubu *et al.*, 2022). Estas estrategias pueden ser utilizadas en especial para aquellos humedales menos estudiados.

Las agrupaciones de humedales con IC similares muestran las falencias comunes en el manejo que generan la aparición de algunos IC (Figura 5); por ello podemos sugerir que, para estos humedales, las estrategias de gestión podrían ser similares. A pesar de que la ubicación geográfica de los humedales de un mismo grupo es distinta, es posible aplicar políticas de flujos múltiples entre las instituciones municipales y regionales que identifiquen los problemas, elaboren medidas y evalúen el riesgo de las acciones tomadas para una mejor gestión y mitigación de los IC (Floress *et al.*, 2017). Cabe señalar que una mala gobernanza afectaría indirectamente los esfuerzos para la aplicación de estas nuevas normas, que traería consigo la continuidad de los impactos sinérgicos, tal como se sugiere en el modelo conceptual desarrollado en el presente estudio.

El análisis de similitud entre IC permitió identificar dos agrupaciones (Figura 4). La primera se encuentra compuesta por el desarrollo de la pesquería industrial o artesanal como un impulsor que abarca el ambiente marino y, a la vez, influye sobre los ecosistemas costeros. Esta actividad está relacionada con la coaparición de la contaminación química, que podría estar relacionada al mal manejo de hidrocarburos en el sector pesquero (Shi *et al.*, 2022); ello hace fundamental hacer seguimiento de estos impactos a fin de contrarrestar este bloque de IC. La segunda agrupación, está conformada por el crecimiento demográfico y urbanización; esos IC influyen sobre la aparición de otros impactos frecuentes registrados en anteriores trabajos de humedales de la costa central como el arrojado de desechos y la introducción de especies (Aponte *et al.*, 2020). Esto último nos permite insistir en la necesidad de un adecuado planeamiento territorial. Los humedales costeros generalmente se encuentran rodeados por urbanizaciones que, en muchos casos, generan la alteración en la sedimentación y la dinámica de nutrientes (Faulkner, 2004); además de causar efectos negativos sobre el régimen hidrológico y de relacionarse con la deposición de los contaminantes químicos por el mal manejo de las aguas residuales (Rodríguez *et al.*, 2017; Camas-Guardamino

impacts, such as interviews (Shalizi *et al.*, 2020), satellite images (Lahai *et al.*, 2022), and observational notes (Obubu *et al.*, 2022).

Grouping wetlands with similar DCh shows the common lack of handling generated by the occurrence of some DCh (Figure 5). Thus, it can be suggested that management strategies are similar for these wetlands. Despite the different geographical locations of wetlands in the same group, it is possible to implement multiple flow policies between municipal and regional institutions which are able to identify problems, define measures, and evaluate the risk of the actions taken for the sake of better management and DCh mitigation (Floress *et al.*, 2017). It should be noted that poor governance could indirectly affect the efforts to implement these new norms, prolonging the synergic impacts, as suggested by the CM elaborated in this study.

The analysis of the similarity between DCh allowed the identification of two groups (Figure 4). The first one comprises industrial or artisanal fishery as a driver that encompasses the marine environment and, at the same time, influences coastal ecosystems. This activity is related to the co-occurrence of chemical pollution, which could be related to a poor management of hydrocarbons in the fishing sector (Shi *et al.*, 2022). Therefore, monitoring these impacts to counteract this DCh block is essential. The second group is composed of demographic growth and urbanization. These DCh influence other frequent impacts reported in previous works for the central coastal wetlands, such as waste disposal and species introduction (Aponte *et al.*, 2020). The latter stresses the need for proper territorial planning. Coastal wetlands are generally surrounded by urbanization, which, in many cases, alters sedimentation and nutrient dynamics (Faulkner, 2004), which is associated with adverse effects on the hydrological regime and the deposit of chemical pollutants due to poor wastewater handling (Rodríguez *et al.*, 2017; Camas-Guardamino and Mamani-Sinche, 2022). Considering the urban expansion surrounding the Peruvian coast's wetlands is essential to articulating an effective management plan for these environments, as most of the DCh identified are caused by the human population. The Peruvian coast has the particularity of harboring most of the country's population (58 % according to INEI-CENSO-2017 data), which is still growing and thus demanding more area to build housing, commercial areas, and corporate buildings. Wetlands such as Quilcay, Ventanilla, and Pantanos de Villa have these kinds of conflicts in their buffer or direct

y Mamani-Sinche, 2022). Tomar en cuenta la expansión urbana que rodea a los humedales de la costa peruana, es fundamental para articular un plan efectivo de gestión de estos ambientes; debido a que la mayor parte de los IC identificados son causados por la población humana. La costa peruana tiene la característica particular de albergar la mayor cantidad de la población del país (58 %, según los datos del INEI-CENSO-2017), que sigue creciendo y con ello demandando más área para construir viviendas, zonas comerciales y edificios empresariales. Humedales como Quilcay, Ventanilla y Pantanos de Villa tienen conflictos de este tipo en sus zonas de amortiguamiento o zonas de influencia directa. Por ello, hacer un seguimiento temporal de los procesos de expansión urbana es fundamental para entender lo que está pasando con los humedales de esta región.

Respecto a la agricultura y la ganadería, estas actividades propician la reducción de la cobertura terrestre de los humedales costeros para la conversión de espacios a tierras de cultivo y crianza de ganado (Feka y Ajonina, 2011; Moreno-Casasola *et al.*, 2014). En ese sentido, es posible que esta reducción también esté ocurriendo de forma generalizada en los humedales de la costa peruana, debido a que se ha registrado la pérdida de cobertura vegetal por efecto de estos IC (Mendoza-Carbajal, 2020) generando consecuentemente la fragmentación del hábitat (Ruiz-Santillán *et al.*, 2020). Es necesario realizar estudios que evalúen directamente estas variables para confirmar esta hipótesis.

La información ilustrada en el MC es una herramienta que puede ser usada por científicos y gestores para dar explicación a la interacción de los IC y sus efectos sobre el estado de los humedales costeros (Euliss *et al.*, 2004; Davis *et al.*, 2005; Sarkar *et al.*, 2020). El modelo conceptual propuesto no solo permite identificar las relaciones entre IC y aquellos IC que merecen más atención por ser los más frecuentes (introducción de especies, acumulación de escombros, agricultura y ganadería). Se considera que es necesario que los tomadores de decisión pongan en funcionamiento normativas como la del Decreto Supremo DS 006-2021-MINAM (que promueve el trabajo conjunto entre las instituciones peruanas encargadas de la gestión de los humedales) y adicione proyectos eficientes con el objetivo de mitigar los principales IC y reducir los efectos negativos sobre la biota de los humedales estudiados.

influence zones. Therefore, monitoring the urban expansion processes over time is fundamental to understanding what is happening to wetlands in this region.

Agriculture and livestock favor the reduction of coastal wetland cover, turning these areas into farming and livestock lands (Feka and Ajonina, 2011; Moreno-Casasola *et al.*, 2014). In this sense, this reduction may also be happening in a generalized way in the wetlands of the Peruvian coast, as a loss of vegetation cover due to these DCh has been reported (Mendoza-Carbajal, 2020), which entails habitat fragmentation (Ruiz-Santillán *et al.*, 2020). Conducting studies that directly evaluate these variables is necessary to confirm this hypothesis.

The information shown by the CM is a tool that scientists and managers can use to explain the interaction between DCh and their effects on the conditions of coastal wetlands (Euliss *et al.*, 2004; Davis *et al.*, 2005; Sarkar *et al.*, 2020). Our CM allows identifying the relationships between DCh and those that deserve more attention for being the most frequent (the introduction of species, accumulation of debris, agriculture, and livestock). We believe that decision-makers must effect norms such as the Supreme Decree DS 006-2021-MINAM (which favors joint work between the Peruvian institutions in charge of wetland management) and include efficient projects aimed at mitigating the main DCh and reducing their adverse effects on the studied wetlands' biota.



CONCLUSIONES

Se identificaron 22 IC en los humedales de la costa peruana a partir de la literatura existente entre el periodo 2000-2020, encontrándose mayor cantidad de estos impulsores para los sectores norte y centro de costa peruana. El número de trabajos publicados permitió la identificación de los IC, además de la coaparición de impulsores que generan efectos sinérgicos y humedales con IC similares.

Los IC con mayores interacciones fueron crecimiento demográfico y urbanización, acumulación de escombros y/o basura, incendios, contaminación de materia orgánica, microbiológica o química y mala disposición de aguas residuales, mientras que el proceso ecológico que fue afectado en mayor medida por los IC es el desarrollo de la biodiversidad.

La gestión de estos humedales es una tarea conjunta entre los tomadores de decisión y la sociedad. Esta investigación sienta las bases para otros estudios que busquen mejorar el esquema sobre los IC que ocurren en otros humedales del Perú. Es de suma importancia conservar la diversidad biológica de estos ecosistemas que, a pesar de los IC registrados, continúan brindando servicios ecosistémicos valiosos para la subsistencia de los peruanos.

AGRADECIMIENTOS

Este manuscrito es producto de la tesis de pregrado para optar el título de Biólogo Marino en la Universidad Científica del Sur. Los autores agradecen a Gabriel Rivera por brindarnos parte de la base de datos. Asimismo, al Dr. José Arenas por sus valiosos aportes durante la revisión del manuscrito.

CONCLUSIONS

In the Peruvian coastal wetlands, 22 DCh were identified from the existent literature for the 2000-2020 period. Most of these drivers were found in the central and northern zones of the Peruvian coast. The number of published works allowed for the identification of DCh, in addition to the co-occurrence of drivers that generate synergic effects and wetlands with similar DCh,

The DCh with the most interactions were demographic growth and urbanization, the accumulation of debris and/or garbage, fire, pollution with organic, microbiological, and chemical material, and poor wastewater disposal. At the same time, the ecological process most affected by the DCh is the development of biodiversity.

The management of these wetlands is a joint task between decision-makers and society. This research lays the groundwork for other studies that seek to improve the schema of DCh occurring in other wetlands of Peru. It is paramount to preserve the biological diversity of these ecosystems, which, despite the reported DCh, continue to provide us with ecosystems valuable for our survival.

ACKNOWLEDGMENTS

This paper is a result of an undergraduate thesis to obtain the degree of Marine Biologist in Universidad Científica del Sur. The authors would like to thank Gabriel Rivera for providing part of the database and Dr. José Arenas for his valuable contributions in reviewing the manuscript.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aponte, H., S. Gonzales y A. Gomez. 2020. Impulsores de cambio en los humedales de América Latina: el caso de los humedales costeros de Lima. *South Sustainability*, 1(2), e023-e023. <https://doi.org/10.21142/SS-0102-2020-023>
- Aponte-Ubillús, H. 2015. Ecosistemas potenciales para el turismo en la Costa de Lima y Callao: Oportunidades y perspectivas. *Novum Otium*. 1(1): 57-64.
- Aponte-Ubillús, H. y D.W. Ramírez-Huaroto. 2011. Humedales de la costa central del Perú: Estructura y amenazas de sus comunidades vegetales. *Ecol. Aplic.* . 10(1): 31-39. <https://doi.org/10.21704/rea.v10i1-2.411>
- Arana, C. y L. Salinas. 2003. Flora vascular de los Humedales de Chimbote, Perú. *Rev. Per. Biol.*, 10(2), 221–224. <https://doi.org/10.15381/rpb.v10i2.2508>
- Asselen, S., P.H. Verburg, J.E. Vermaat and J.H. Janse. 2013. Drivers of wetland conversion: a global meta-Analysis. *PLoS ONE* 8(11): e81292. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081292>
- Berkowitz, J.F., C.M. VanZomeren, C.D. Piercy and J.R. White. 2018. Evaluation of coastal wetland soil properties in a degrading marsh. *Est. Coast. and Shelf Sci.*, 212: 311-317. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.07.021>
- Broszeit, S., N.J. Beaumont, T.L. Hooper, P.J. Somerfield and M.C. Austen. 2019. Developing conceptual models that link multiple ecosystem services to ecological research to aid management and policy, the UK marine example. *Mar. Poll. Bull.*, 141: 236-243. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.051>
- Cabanillas, R., O. Advíncula y C. Gutiérrez. 2016. Diversidad de Polychaeta (Annelida) en el intermareal de los esteros del Santuario Nacional Los Manglares De Tumbes, Perú. *Rev. Per. Biol.*, 23 (2):117-126. <https://doi.org/10.15381/rpb.v23i2.12383>
- Camas-Guardamino, D.J. and M.S. Mamani-Sinche. 2022. Evaluation of vegetation and soil saturation in the Ventanilla Wetlands Regional Conservation Area using remote sensing in Peru, 2006-2021. *Rev. Cienc. Amb.*, 56(1), 54-74. <https://doi.org/10.15359/rca.56-1.3>
- Chamanara, J. and B. König-Ries. 2014. A conceptual model for data management in the field of ecology. *Ecol. Inf.*, 24, 261-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.12.003>
- Charcape-Ravelo, M. y F. Moutarde. 2005. Diversidad florística y conservación del Santuario Regional De Piura Manglares San Pedro De Vice-Sechura. *Rev. Per. Biol.*. 12 (2): 327-334. <https://doi.org/10.15381/rpb.v12i2.2406>
- Cloern, J.E. and A.D. Jassby. 2012. Drivers of change in estuarine-coastal ecosystems: Discoveries from four decades of study in San Francisco Bay. *Rev. Geophys.*, 50(4). <https://doi.org/10.1029/2012RG000397>
- Davis, S.M., D.L. Childers, J.J. Lorenz, H.R. Wanless and T.E. Hopkins. 2005. A conceptual model of ecological interactions in the mangrove estuaries of the Florida Everglades. *Wetlands*. 25(4): 832. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2005\)025\[0832:ACMOEI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2005)025[0832:ACMOEI]2.0.CO;2)
- Dent, B.D., J.S. Torguson and T.W. Hodler. 2009. *Cartography: thematic map design*. McGraw-Hill, New York. 328 p.
- Díaz, A., L. Sáenz-Zúñiga y B. Zutta. 2021. Formación de un humedal en la costa norte del Perú: estabilidad biofísica y diversidad biológica. *Rev. Per. Biol.*, 28(3): e21132. <https://doi.org/10.15381/rpb.v28i3.21132>
- Engelhardt, K.A.M. and M.E. Ritchie. 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*, 411(6838): 687-689. <https://doi.org/10.1038/35079573>
- Euliss, N.H., J.W. LaBaugh, L.H. Fredrickson, D.M. Mushet, M.K. Laubhan, G.A. Swanson, T.C. Winter, D.O. Rosenberry and R.D. Nelson. 2004. The wetland continuum: A conceptual framework for interpreting biological studies. *Wetlands*. 24(2): 448-458. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0448:TWCACF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0448:TWCACF]2.0.CO;2)
- Faulkner, S. 2004. Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urb. Ecosyst.*, 7(2): 89-106. <https://doi.org/10.1023/B:UECO.0000036269.56249.66>
- Feka, N.Z. and G.N. Ajonina. 2011. Drivers causing decline of mangrove in West-Central Africa: A review. *Int. J. Biodiv. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.*. 7(3): 217-230. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.634436>
- Finlayson, C.M., M.G. Bellio and J.B. Lowry. 2005. A conceptual basis for the wise use of wetlands in northern Australia – linking information needs, integrated analyses, drivers of change and human well-being. *Mar. Freshw. Res.*. 56(3): 269-277. <https://doi.org/10.1071/MF04077>
- Floress, K., M.B. Kolozsvary and J. Mangun. 2017. Expert perceptions of approaches to protecting isolated wetlands in the northeastern United States. *JAWRA J. Am. Wat. Res. Assoc.*, 53(5), 1048–1061. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12553>
- Gonzales, S. y H. Aponte. 2022. Diversidad taxonómica y patrones de diversidad de la flora en humedales de la costa peruana. *Rev. Acad. Col. Cienc. Exac. Fis. Nat.* Recuperado a partir de <https://raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1696>



- Gonzales, S., H. Aponte y A. Cano. 2019. Actualización de la flora vascular del humedal Santa Rosa—Chancay (Lima, Perú). *Arnaldoa*, 26(3): 867-882.
- Hammer, Ø.; D.A.T. Harper and P.D. Rayan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeont. Electr.*, 4(1): 9.
- Jiang, T., J. Pan, X.M. Pu, B. Wang and J.J. Pan. 2015. Current status of coastal wetlands in China: Degradation, restoration, and future management. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 164: 265-275. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.07.046>
- Jiménez. R., C. Godfrey, M. Alcalde y C. Germaná. 2010. Humedales en la costa peruana. *Pronaturaleza*, Perú, 89 p.
- Lahai, M.K., V.T. Kabba and L.R. Mansaray. 2022. Drivers of land-use and land-cover change in rural landscapes; a case in eastern Sierra Leone. *Geoc. Internat.*, 1-22. <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2129834>
- McKenna, O.P., S.R. Kucia, D.M. Mushet, M.J. Anteau and M.T. Wiltermuth. 2019. Synergistic interaction of climate and land-use drivers alter the function of North American, prairie-pothole wetlands. *Sustainability*, 11(23): 6581. <https://doi.org/10.3390/su11236581>
- Mendoza-Carbajal, L.H. 2020. Primer reporte de Lemmermanniella uliginosa (Synechococcaceae, Cyanobacteria) en América del sur, y primer reporte del género para Perú. *Rev. Per. Biol.*, 27(3): 401-405. <https://doi.org/10.15381/rpb.v27i3.17301>
- Moreno-Casasola, P., H.L. Rosas and K. Rodríguez-Medina. 2014. From tropical wetlands to pastures on the coast of the Gulf of Mexico. *Pastos*, 42(2): 185-217.
- Obubu, J.P., R. Odong, T. Alamerew, T. Fetahi and S. Mengistou. 2022. Application of DPSIR model to identify the drivers and impacts of land use and land cover changes and climate change on land, water, and livelihoods in the L. Kyoga basin: implications for sustainable management. *Environ. Syst. Res.*, 11(1), 1-21. <https://doi.org/10.1186/s40068-022-00254-8>
- Ochoa-Balbacea, D., S. Gonzales, A. Apeño y H. Aponte. 2022. Hábitats prioritarios en un humedal costero del Pacífico: Propuesta de un índice basado en servicios ecosistémicos. *Rev. Acad. Col. Cienc. Exac., Fis. Nat.*, 46(178). <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.1569>
- Pérez, A., R. Escobedo, R. Castro, R. Jesus, J. Cardich, P.E. Romero, R. Salas-Gismondi, D. Ochoa, H. Aponte, C.J. Sanders and M. Carré. 2022. Carbon and nutrient burial within Peruvian coastal marsh driven by anthropogenic activities. *Mar. Poll. Bull.*, 181, 113948. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113948>
- Ram, S.S., A. Aich, P. Sengupta, A. Chakraborty and M. Sudarshan. 2018. Assessment of trace metal contamination of wetland sediments from eastern and western coastal region of India dominated with mangrove forest. *Chemosphere*, 211: 1113-1122. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.201>
- Ramírez, D. W. y A. Cano. 2010. Estado de la diversidad de la flora vascular de los Pantanos de Villa (Lima-Perú). *Rev. Per. Biol.*, 17(1): 111-114. <https://doi.org/10.15381/rpb.v17i1.58>
- Ramírez, D.W., H. Aponte, G. Lertora y F. Gil. 2018. Incendios en el humedal Ramsar Los Pantanos de Villa (Lima-Perú): Avances en su conocimiento y perspectivas futuras. *Rev. Invest. Altoand.*, 20(3): 347-360. <https://doi.org/10.18271/ria.2018.398>
- Rivera, G., S. Gonzales and H. Aponte. 2022. Wetlands of the South American Pacific coast: A bibliometric analysis. *Wetl. Ecol. Manag.*, 30: 869-877. <https://doi.org/10.1007/s11273-021-09830-8>
- Rodríguez, R., R. Retamozo-Chavez, H. Aponte y E. Valdivia. 2017. Evaluación microbiológica de un cuerpo de agua del ACR Humedales de Ventanilla (Callao, Perú) y su importancia para la salud pública local. *Ecol. Apl.*, 16(1), 15-21. <https://doi.org/10.21704/rea.v16i1.899>
- Rongoei, P.J.K., J. Kipkemboi, J.B. Okeyo-Owuor and A. Van Dam. 2013. Ecosystem services and drivers of change in Nyando floodplain wetland, Kenya. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.*, 7(5): 274-291.
- Ruiz-Santillán, M.P., E.H. Rodríguez y F.M. Coico. 2020. Diagnóstico ecológico del humedal Chochoc. *Rebiol*, 39(2): 3-18. <http://dx.doi.org/10.17268/rebiol.2019.39.02.01>
- Sarkar, P., M. Salami, Y. Githiora, R. Vieira, A. Navarro, D. Clavijo and M. Padgurschi. 2020. A conceptual model to understand the drivers of change in tropical wetlands: A comparative assessment in India and Brazil. *Biota Neotrop.*, 20(suppl. 1): e20190913. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0913>
- Seifollahi-Aghmiuni, S., Z. Kalantari, M. Land and G. Destouni. 2019. Change drivers and impacts in Arctic wetland landscapes—Literature review and gap analysis. *Water*, 11(4), 722. <https://doi.org/10.3390/w11040722>
- Shalizi, M.N., S. Khurram, J.W. Groninger, K. Akamani and R.C. Morrissey. 2020. Redbud woodlands conservation estatus in Afghanistan: Implications for sustaining vulnerable ecosystems under multiple drivers of change. *Global Ecol. Cons.*, 22, e00942. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00942>
- Shi, C., C. Qu, W. Sun, J. Zhou, J. Zhang, Y. Cao and S. Qi. 2022. Multimedia distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Wang Lake Wetland, China. *Environ. Poll.*, 306, 119358. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119358>

- Wang, N., J.-M. Li and Z.H. Xu. 2021. Public preference for the ecological restoration of coastal wetlands in Jiaozhou Bay in China based on a choice experiment. *Mar. Pol.*, 128: 104487. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104487>
- Wingard, G.L. and J.J. Lorenz. 2014. Integrated conceptual ecological model and habitat indices for the southwest Florida coastal wetlands. *Ecol. Ind.*, 44: 92-107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.007>
- Woodward, R.T. and Y.-S. Wui. 2001. The economic value of wetland services: A meta-analysis. *Ecol. Econ.*, 37(2): 257-270. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00276-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00276-7)
- Zorrilla-Miras, P., I. Palomo, E. Gómez-Baggethun, B. Martín-López, P.L. Lomas and C. Montes, C. 2014. Effects of land-use change on wetland ecosystem services: A case study in the Doñana marshes (SW Spain). *Landsc. Urb. Plann.*, 122: 160-174. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.013>

RECIBIDO / RECEIVED: 23/03/2022

ACEPTADO / ACCEPTED: 24/03/2023