

Changes in the Economic Value of Ecosystem Services and Dynamics of Land Use and Land Cover in the Copalita Watershed, Oaxaca, Mexico

Cambios en el valor económico de servicios ecosistémicos y dinámica de coberturas y usos del suelo en la cuenca de Copalita, Oaxaca, México

Christian Ramírez-Cabrera^{1*}; Juan Regino-Maldonado¹; Juan M. Núñez-Hernández²; Arcelia Toledo-López¹; Salvador I. Belmonte-Jiménez¹; Elia M. del C. Méndez-García¹; Juana Y. López-Cruz¹

¹Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR-unidad Oaxaca. Hornos núm. 1003, col. Noche Buena. C. P. 71230. Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.

²Universidad Iberoamericana. Prolongación Paseo de la Reforma núm. 880, Lomas de Santa Fe. C. P. 01219. Álvaro Obregón, Ciudad de México, México.

*Corresponding author: christian.ram.cabrera@gmail.com; tel.: +52 951 228 1193.

Abstract

Introduction. Land use/land cover change (LULCC) alters the quantity and quality of ecosystem services. The economic value of these services is an indicator of change that facilitates conservation, utilization, and restoration activities of ecosystems.

Objective. To analyze the dynamics of land use/land cover (LULC) from 2000 to 2020 and estimate the ecosystem services value (ESV) as an indicator of ecological degradation in the Copalita River watershed in Oaxaca.

Materials and methods. Landsat 7 and 8 images captured during the years 2000 and 2020, respectively, were used. Six types of LULC were identified and classified in the watershed, and an intensity analysis was performed. Based on the economic values of biomes previously published, the values of LULC and ecosystem service functions in the watershed were estimated.

Results and discussion. There is an increase in forest cover (13.23 %), low-cover lands (494.41 %), construction (75.35 %), and wetlands (38.34 %), and a decrease in the area of rainforest (-48.02 %) and water bodies (-32.71 %). LULCC dynamics caused a 2.21 % reduction in the ESV of the watershed. The value of provisioning services increased (49.10 %), while regulation (-12.39 %), cultural (-4.77 %), and support (-3.89 %) values decreased.

Conclusions. The reduction in the economic value of ecosystem service functions is caused by the effects of LULCC on the decrease in rainforest and water bodies in the watershed.

Keywords: anthropogenic activity; intensity analysis; water bodies; rainforest; economic valuation.

Resumen

Introducción. Los cambios en las coberturas y usos de suelo (CCUS) modifican la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos. El valor económico de estos es un indicador de cambio que facilita las actividades de conservación, aprovechamiento y restauración de ecosistemas.

Objetivo. Analizar la dinámica de las coberturas y usos de suelo (CUS) de 2000 a 2020 y estimar el valor de servicios ecosistémicos (VSE) como indicador de la degradación ecológica de la cuenca del río Copalita en Oaxaca.

Materiales y métodos. Se utilizaron imágenes Landsat 7 y 8 capturadas durante los años 2000 y 2020, respectivamente. Seis tipos de CUS se identificaron y clasificaron en la cuenca y se hizo un análisis de intensidad. Con base en los valores económicos de biomas, previamente publicados, se estimaron los valores de las CUS y de las funciones de los servicios ecosistémicos de la cuenca.

Resultados y discusión. Existe incremento de las coberturas de bosque (13.23 %), tierras de baja cobertura (494.41 %), construcción (75.35 %) y humedales (38.34 %) y se redujo el área de selva (-48.02 %) y cuerpos de agua (-32.71 %). Los CCUS ocasionaron reducción de 2.21 % del VSE de la cuenca. El VSE de provisión creció (49.10 %) y el de regulación (-12.39 %), cultural (-4.77 %) y de soporte (-3.89 %) disminuyó.

Conclusiones. La reducción del valor económico de las funciones de los servicios ecosistémicos es causada por los efectos de los CCUS en la disminución de selva y cuerpos de agua en la cuenca.

Palabras clave: actividad antrópica; análisis de intensidad; cuerpos de agua; selva; valoración económica.

Introduction

Studies indicate that land use/land cover changes (LULCC) are driven directly or indirectly by human activities, resulting in environmental changes at various scales (Rasool et al., 2020). In certain countries, population growth, rapid economic expansion, and market growth lead to extensive and intensive land use for productive purposes, causing severe ecological issues, ecosystem degradation, biodiversity loss, and depletion of ecosystem services (Nóbrega et al., 2018). These issues are worsened by the rising demand for food and the lack of land-use planning to control urban growth, leading to significant conversion of forest lands into agricultural lands (Lopes et al., 2015). Thus, LULCC serves as a direct ecological indicator of human interaction with ecosystems (Arowolo et al., 2018).

Since land use and ecosystem services interact and constrain each other, it is crucial to economically evaluate the impact of LULCC on ecosystem services and to study the ecological and environmental effects of these changes on human well-being. This aims to provide a scientific basis for achieving sustainable development goals (Qiu et al., 2021).

Globally, the relationship between LULCC and the ecosystem services value (ESV) has been studied in various contexts and for different environmental policy objectives. Examples include the design of LULCC monitoring and control strategies (Morshed et al., 2021), optimization of land use allocation (Zheng et al., 2019), improvements in the economic performance of metropolitan areas (Akhtar et al., 2020) and the effects of urbanization (Tianhong et al., 2010). In natural ecosystems, LULCC and ESV studies have been used to analyze ecosystem conservation trends (Arowolo et al., 2018) and advance sustainable development goals (Qiu et al., 2021). In Mexico, studies linking LULCC with ecosystem services are rare, but two notable studies have focused on assessing the effects of forestry activities in the state of Veracruz (Martínez et al., 2009) and urban growth in the Gulf of Mexico region (Mendoza-González et al., 2012).

Monetary estimates of ecosystem services based on LULCC play a crucial role in raising environmental awareness and assessing the importance of ecosystems. They also help understand the relationship between ecosystems and other factors that contribute to sustainable human well-being (Su et al., 2020).

Research becomes relevant within a regional context where significant changes have occurred in the territory over the last two decades. Mexico ranks as the third-largest country in the Americas by population, boasting around 126 million inhabitants (Instituto

Introducción

Los estudios sostienen que los cambios en las coberturas y usos de suelo (CCUS) ocurren de manera directa o indirecta por la acción humana y causan cambios ambientales a diversas escalas (Rasool et al., 2020). En algunos países, el crecimiento poblacional, el crecimiento económico acelerado y la expansión de mercados conducen al uso extensivo e intensivo de tierras para fines productivos, donde los problemas ecológicos, degradación de ecosistemas, pérdida de la biodiversidad y de servicios ecosistémicos se vuelven cada vez más graves (Nóbrega et al., 2018). Estos problemas se agravan debido al incremento de la demanda de alimentos y la falta de un ordenamiento territorial para la regulación del crecimiento urbano, lo cual ha impactado en la conversión de una gran cantidad de tierras forestales a tierras agrícolas (Lopes et al., 2015). En este sentido, los CCUS se vuelven un indicador ecológico directo para conocer cómo el ser humano interactúa con los ecosistemas (Arowolo et al., 2018).

Dado que el uso de suelo y los servicios ecosistémicos interactúan y se restringen entre sí, son importantes la valoración económica del impacto de CCUS en los servicios ecosistémicos y la exploración de los efectos ecológicos y ambientales de estos cambios en el bienestar humano. Todo ello con la finalidad de contar con bases científicas que permitan el logro de los objetivos del desarrollo sostenible (Qiu et al., 2021).

A nivel global, la relación entre los CCUS y el valor de servicios ecosistémicos (VSE) se ha estudiado en diversos contextos y objetivos de política ambiental; por ejemplo, en el diseño de estrategias de monitoreo y control de los CCUS (Morshed et al., 2021), la optimización de la asignación del uso de la tierra (Zheng et al., 2019), mejoras en el desempeño económico de áreas metropolitanas (Akhtar et al., 2020) y efectos de la urbanización (Tianhong et al., 2010). En los ecosistemas naturales, los estudios de los CCUS y el VSE se han utilizado para analizar las tendencias de conservación de los ecosistemas (Arowolo et al., 2018) y avance de los objetivos de desarrollo sostenible (Qiu et al., 2021). En México, los estudios que relacionan los CCUS con los servicios ecosistémicos son poco frecuentes, pero dos estudios se enfocaron en evaluar los efectos de la actividad silvícola en el estado de Veracruz (Martínez et al., 2009) y el crecimiento urbano en la región del golfo de México (Mendoza-González et al., 2012).

Las estimaciones monetarias de los servicios ecosistémicos a partir de los CCUS desempeñan un papel trascendente para crear conciencia ambiental y estimar el nivel de importancia de los ecosistemas, así como su relación con otros factores que contribuyen al bienestar humano sostenible (Su et al., 2020).

Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2020); 46 % live in states bordering the coast, including Oaxaca. These areas have experienced increased anthropization due to population growth, industrial ports, industries, and the expansion of human settlements along the coastline (Godwyn-Paulson et al., 2021). In the Costa region of Oaxaca, anthropogenic processes have been identified as altering ecosystems, including land use changes towards agriculture, livestock, tourism, and urban development (Cruz et al., 2019; Maass et al., 2009).

Therefore, this research aimed to achieve three main objectives: firstly, to classify land use/land cover (LULC) in the Copalita River watershed in the state of Oaxaca, Mexico, from 2000 to 2020; secondly, to analyze variations in each type of land cover over this period; and thirdly, to estimate the economic value of ecosystem services.

Materials and Methods

Study area

The Copalita River watershed covers approximately 152 945 hectares (Blancas-Díaz et al., 2022) and belongs to the Hydrological Region 21, which falls under Administrative Zone V, South Pacific Region, in the southern part of the state of Oaxaca, Mexico (Figure 1). The watershed comprises four sub-basins and includes 19 municipalities (seven from the Costa region and 12 from the Sierra Sur region). With a maximum altitude of 3500 meters, it encompasses 26 of the 34 vegetation types found in the country (Mansourian et al., 2020). In the Zimatán watershed, adjacent to Copalita, 1384 botanical species and 70 infra-species have been identified, spanning 668 genera and 144 families, underscoring the region's importance due to its plant diversity and the presence of endangered and unidentified species (Salas-Morales et al., 2003).

Analysis of changes in land use and land cover

LULC of the watershed were analyzed using Landsat 7 satellite images for the year 2000 and Landsat 8 for 2020 (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). The satellite images were captured during the spring of their respective years because during this season, the spectral signatures of land cover categories can be distinguished (Fahad et al., 2021) and seasonal effects are minimized (Morshed et al., 2021). These images, with a resolution of 30 meters, were analyzed using the semi-automatic classification plugin (SCP) in the QGIS software (Belenok et al., 2021). SCP performed supervised classification based on training samples generated for each land cover type (Congedo, 2021).

La investigación cobra relevancia en un contexto regional, donde en los últimos 20 años el territorio presenta cambios significativos. En términos de población, México es el tercer país más grande del continente americano, con aproximadamente 126 millones de habitantes (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2020); 46 % reside en estados costeros, incluido Oaxaca. Estos han experimentado incremento en la antropización, debido al crecimiento poblacional, puertos industriales, industrias y expansión de asentamientos humanos en la línea costera (Godwyn-Paulson et al., 2021). En la región Costa de Oaxaca se han identificado procesos antrópicos que alteran los ecosistemas; por ejemplo, el cambio de uso de la tierra hacia la agricultura, ganadería, actividades turísticas y urbanización (Cruz et al., 2019; Maass et al., 2009).

Por lo anterior, los objetivos de la investigación fueron obtener la clasificación de coberturas y usos de suelo (CUS) de la cuenca del río Copalita en el estado de Oaxaca, México, durante el periodo 2000-2020, analizar las variaciones en cada tipo de cobertura y estimar el valor económico de los servicios ecosistémicos.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del río Copalita cubre alrededor de 152 945 ha (Blancas-Díaz et al., 2022) y pertenece a la Región Hidrológica 21, zona administrativa de la Región V, Pacífico Sur, en la zona sur del estado de Oaxaca, México (Figura 1). La cuenca está integrada por cuatro subcuencas y comprende 19 municipios (siete de la región Costa y 12 de la región Sierra Sur). La altitud máxima es de 3500 m y hay presencia de 26 de los 34 tipos de vegetación del país (Mansourian et al., 2020). En la cuenca de Zimatán, contigua a Copalita, se han identificado 1384 especies botánicas y 70 infraespecies, abarcando 668 géneros y 144 familias, lo que subraya la importancia de la región debido a su diversidad vegetal, presencia de especies en riesgo y no identificadas (Salas-Morales et al., 2003).

Análisis de cambios en las coberturas y usos de suelo

Las CUS de la cuenca se analizaron con imágenes satelitales del Landsat 7 para la clasificación del año 2000 y Landsat 8 para 2020 (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Las imágenes fueron captadas por el satélite durante la primavera de sus años respectivos, debido a que, en esa temporada, las firmas espectrales de las categorías de coberturas terrestres se pueden discernir (Fahad et al., 2021) y se evitan los efectos estacionales

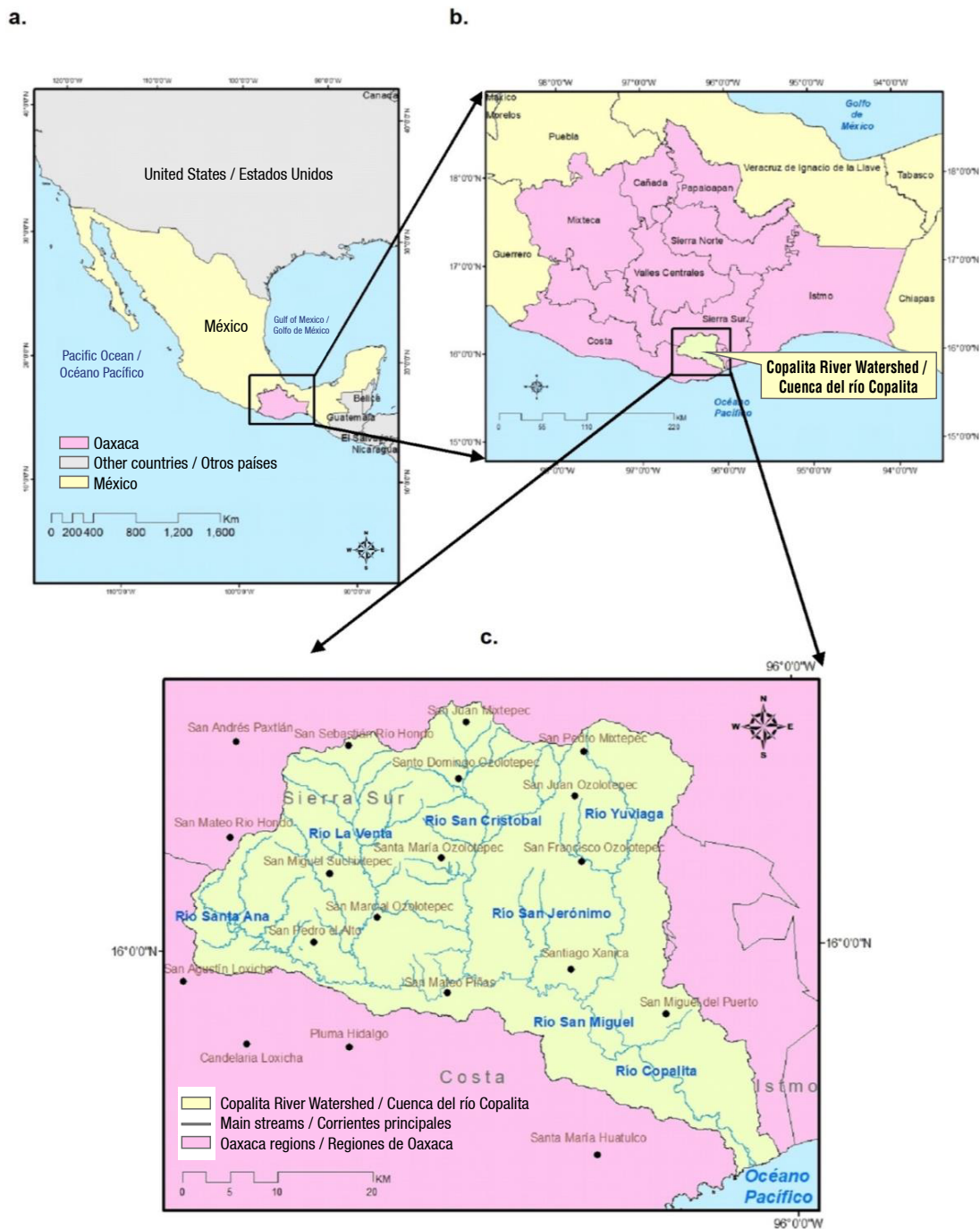


Figure 1. a) Location of the state of Oaxaca, Mexico; b) location of the Copalita River watershed in relation to the regions comprising the state of Oaxaca; c) location of the municipalities that are partially or entirely within the coverage of the Copalita River watershed and the main watercourses.

Figura 1. a) Localización del estado de Oaxaca, México; b) ubicación de la cuenca del río Copalita respecto a las regiones que integran el estado de Oaxaca; c) localización de los municipios que se encuentran total o parcialmente dentro de la cobertura de la cuenca del río Copalita y corrientes principales de agua.

Overall accuracy and kappa coefficient were considered as validation mechanisms for the LULC maps for the years 2000 and 2020. The kappa coefficient is widely used in LULCC analysis to measure accuracy and evaluate classification by comparing observed

(Morshed et al., 2021). Estas imágenes con resolución de 30 m se analizaron con el complemento *Semi-automatic Classification Plugin* (SCP), disponible en el programa QGIS (Belenok et al., 2021). Este hizo la clasificación supervisada con base en el entrenamiento generado

(actual) data with classified (simulated) data (Rwanga & Ndambuki, 2017). More information about these validation tools can be found in Saputra and Lee (2019).

Subsequently, using the tools available in QGIS, the transition matrix was obtained, which encapsulates the changes in land cover during the period (Feng et al., 2020). The matrix's diagonal elements denote persistence, while off-diagonal positions signify conversions from one category to another (Anley et al., 2022).

The analysis of change intensity in land use and land cover

Based on the conversion matrix, the variation in cover transitions within the watershed over a 20-year interval was analyzed to determine if they deviate from a seemingly uniform process (Aldwaik & Pontius, 2012). This analysis is conducted across three levels: interval, category, and transition. Observed changes at each level are compared with hypothetical uniform changes using quantitative measures (Akinyemi & Mashame, 2018).

At the interval level, the intensity analysis examines the size and speed of change in the watershed area. At the category level, the change in each type of land cover and land use is analyzed to determine if the observed variation is primarily quantitative or related to spatial relocation. At the transition level, the area and intensity of losses and gains between LULC categories are studied. At this level, when the value exceeds the uniform intensity line, it indicates that the category exhibits a directed transition, while falling below the line suggests an avoided transition. A directed transition implies that the LULC category experiences a loss or gain of area that is more pronounced than expected if the change had been uniform across all categories. This transition may indicate specific processes driving the LULCC in the area. An avoided transition experiences a loss or gain of area that is less pronounced than expected if the change had been uniform across all categories. This transition may indicate factors that mitigate or limit land cover change in the category in question. Detailed descriptions of intensity analysis can be found in Huang et al. (2012) and Aldwaik and Pontius (2012).

Calculation of the economic value of ecosystem services

The identified LULC types were grouped and defined based on field surveys in the watershed, the study of Salas-Morales et al. (2007) and information from the *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad* (CONABIO, 2023). In this study, the ESV coefficients from Costanza et al. (2014) were utilized, which provide estimates for 16 major biomes and

con puntos de muestreo para cada tipo de cobertura (Congedo, 2021).

La precisión general y coeficiente kappa se consideraron como mecanismos de validación de los mapas de CUS para los años 2000 y 2020. El coeficiente kappa se utiliza ampliamente en análisis de CCUS para medir la precisión y evaluar la clasificación comparando los datos observados (reales) con los clasificados (simulados) (Rwanga & Ndambuki, 2017). Se puede encontrar más información sobre estas herramientas de validación en Saputra y Lee (2019).

Posteriormente, mediante las herramientas disponibles en QGIS, se obtuvo la matriz de conversión que resume el cambio de las coberturas del periodo (Feng et al., 2020). Las diagonales de la matriz representan la persistencia, mientras que las posiciones fuera de la diagonal representan las conversiones de una categoría a otra (Anley et al., 2022).

Análisis de intensidad de los cambios en las coberturas y usos de suelo

Con base en la matriz de conversión se analizó la variación en las transiciones de las coberturas de la cuenca en un intervalo de 20 años, para definir si se apartan de un proceso aparentemente uniforme (Aldwaik & Pontius, 2012), con base en tres niveles: intervalo, categoría y transición. Los cambios observados en cada nivel con cambios uniformes hipotéticos se comparan con medidas cuantitativas (Akinyemi & Mashame, 2018).

El análisis de intensidad a nivel de intervalo examina el tamaño y la velocidad del cambio del área de la cuenca. A nivel de categoría, el cambio en cada tipo de cobertura y uso del suelo se analiza para determinar si la variación observada es principalmente cuantitativa o está relacionada con la relocalización espacial. A nivel de transición se estudia el área y la intensidad de las pérdidas y ganancias entre categorías de CUS. En este último nivel, cuando el valor se ubica por encima del valor de la línea de intensidad uniforme, significa que la categoría muestra una transición dirigida y cuando se ubica por debajo de la línea se entiende que la categoría muestra una transición evitada. Una transición dirigida implica que la categoría de CUS experimenta una pérdida o ganancia de área que es más pronunciada de lo que se esperaría si el cambio hubiera sido uniforme en todas las categorías. Esta transición puede ser indicativa de procesos específicos que están impulsando el los CCUS en el área. Una transición evitada experimenta una pérdida o ganancia de área que es menos pronunciada de lo que se esperaría si el cambio hubiera sido uniforme en todas las categorías. Esta transición puede ser indicativa de factores que mitigan o limitan el cambio de cobertura del suelo

17 ecosystem service functions. From these, the researchers selected those deemed most similar to those identified in the study area (Table 1).

The economic value coefficients of the selected biomes were adopted and assigned as the approximate economic value of ecosystem services for the most similar land cover or land use within the watershed. Table 2 shows the substitution of the monetary value coefficients from Costanza et al. (2014) with the land cover and land use types of the watershed. It can be observed that wetlands have the highest monetary value per hectare per year, while forests and rainforests have the lowest values.

Finally, the evaluation model by Costanza et al. (1997), was applied, using the benefit transfer method (BTM) to estimate the ESV. This method has been utilized in recent studies (Akhtar et al., 2020; Arowolo et al., 2018; Morshed et al., 2021) and its application has increased due to the availability of technological tools and information on ecosystem values (Acharya et al., 2019; Khan et al., 2019). Despite criticisms for not considering local variations in ecosystems (Schmidt et al., 2016), the BTM allows for a quick assessment and provides useful information for natural resource management (Tolessa et al., 2021).

ESV of the six LULC types in the watershed for the years 2000 and 2020 was calculated using the following equation:

$$ESV_t = \sum_{k=1}^n (A_{kt} \times VC_k)$$

where,

ESV_t = estimation of the total ESV at time t

A_{kt} = area (ha) of a land use or land cover type k at time t

VC_k = Coefficient of ecosystem service value (USD·ha⁻¹·yr⁻¹) of a land use or land cover type k .

The change in ESV over the period was calculated as the growth rate using the following equation:

$$ESV_{cr} = \frac{ESV_{t_2} - ESV_{t_1}}{ESV_{t_1}} \times 100$$

where,

ESV_{cr} = Rate of change of ESV during the analyzed time interval, from period t_1 to period t_2

ESV_{t_1} and ESV_{t_2} = ESV estimates at the beginning and end of the periods t_1 and t_2 , respectively.

en la categoría en cuestión. Se pueden encontrar descripciones detalladas del análisis de intensidad en Huang et al. (2012) y Aldwaik y Pontius (2012).

Cálculo del valor económico de los servicios ecosistémicos

Las CUS detectadas se agruparon y definieron con base en recorridos por la cuenca, el trabajo de Salas-Morales et al. (2007) y la información de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2023). En este estudio se utilizaron los coeficientes de VSE de Costanza et al. (2014) que proporcionan estimaciones para los 16 biomas principales y 17 funciones de servicios ecosistémicos. De estos se seleccionaron aquellos que, a criterio de los investigadores, tuvieran mayor similitud con los identificados en el área de estudio (Cuadro 1).

Los coeficientes de valor económico de los biomas seleccionados fueron adoptados y asignados como el valor económico aproximado de los servicios ecosistémicos de la cobertura o uso de suelo más similar dentro de la cuencas. El Cuadro 2 muestra la sustitución de los coeficientes de valor monetario de Costanza et al. (2014) con los tipos de CUS de la cuenca. En dicho cuadro se observa que los humedales tienen valor monetario más alto por hectárea al año, mientras que el bosque y la selva tienen los valores más bajos.

Finalmente, se aplicó el modelo de evaluación de Costanza et al. (1997), utilizando el método de transferencia de beneficios para estimar el VSE. Este método ha sido usado en estudios recientes (Akhtar et al., 2020; Arowolo et al., 2018; Morshed et al., 2021) y su aplicación aumenta gracias a la disponibilidad de herramientas tecnológicas e información sobre el valor de los ecosistemas (Acharya et al., 2019; Khan et al., 2019). A pesar de las críticas por no considerar las variaciones locales de los ecosistemas (Schmidt et al., 2016), el método de transferencia de beneficios permite una evaluación rápida y proporciona información útil para la gestión de recursos naturales (Tolessa et al., 2021).

El VSE de las seis CUS de la cuenca para los años 2000 y 2020 se calculó con la ecuación siguiente:

$$VSE_t = \sum_{k=1}^n (A_{kt} \times VC_k)$$

donde,

VSE_t = estimación del VSE total en el momento t

A_{kt} = área (ha) de un tipo de cobertura o uso del suelo de tipo k en el momento t

Table 1. Land cover and land use in the Copalita River watershed in Oaxaca.

Cuadro 1. Coberturas y usos de suelo en la cuenca del río Copalita en Oaxaca.

Local-scale watershed coverage / Cobertura a escala local-cuenca	Description / Descripción	Global-scale biome coverage / Cobertura/bioma a escala global (Costanza et al., 2014)
Forest / Bosque	Gallery ³ : heterogeneous. It is located in thin strips alongside rivers. Trees reach up to 12 m in height. Mesophilic ² : several layers with abundance of ferns and epiphytes. Trees lose 50 % of foliage at some time of the year. Frequent rainfall and high humidity throughout the year. Conifers, mixed forests, and oak ² : tall trees in temperate to cold mountainous areas. / Galería ³ : heterogéneo. Se ubica en franjas delgadas al lado de los ríos. Los árboles alcanzan hasta 12 m. Mesófilo ² : varios estratos con abundancia de helechos y epífitas. Los árboles pierden 50 % del follaje en alguna época del año. Lluvias frecuentes y humedad alta todo el año. Coníferas, mixtos y de encino ² : árboles altos en zonas montañosas templadas a frías.	Temperate forest / Bosque templado
Rainforest / Selva	Low deciduous ² : canopy height ranges from 6 to 8 m, although some species reach up to 16 m. The shrub layer reaches up to 5 m in height, and thin herbs and vines are abundant. Low thorny deciduous ³ : trees with heights between 4 and 5 m, some reaching up to 6 m, and are thorny. Low and medium semi-deciduous ² : develops in ravines where relative humidity is higher. Dominant species reach heights of up to 15 m. Evergreen ² : species with heights of up to 30 m or more, with year-round foliage. Lianas, epiphytes, and palms abound in warm and humid climates. Complex ecosystems with high species variation. / Baja caducifolia ³ : la altura del dosel oscila entre 6 y 8 m, aunque algunas especies miden hasta 16 m. El estrato arbustivo alcanza hasta 5 m de altura y abundan las hierbas y bejucos delgados. Baja caducifolia espinosa ³ : árboles con altura entre 4 y 5 m, algunos alcanzan hasta 6 m y son espinosos. Baja y mediana subcaducifolia ³ : se desarrolla en cañadas donde la humedad relativa es mayor. Las especies dominantes alcanzan hasta 15 m de altura. Perennifolia ² : especies con alturas de hasta 30 m o más, con follaje todo el año. Abundan lianas, epífitas y palmas en climas cálidos y húmedos. Ecosistemas complejos con alta variación de especies.	Tropical Forest / Bosque tropical
Wetland and mangrove ² / Humedal y manglar ²	Mangrove: Woody, dense, arboreal or shrubby vegetation formation up to 30 m in height. Coastal wetlands with great biological diversity. / Manglar: formación vegetal leñosa, densa, arbórea o arbustiva de hasta 30 m de altura. Humedales costeros con gran diversidad biológica.	Wetlands / Humedales
Low coverage lands ¹ / Tierras con baja cobertura ¹	Agriculture, livestock, and deforested areas / Agricultura, ganadería y zonas deforestadas.	Cropland / Tierras de cultivo
Water bodies / Cuerpos de agua	Rivers and streams / Ríos y arroyos.	Lakes/rivers / Lagos y ríos
Construction / Construcción	Urban ² : dense human communities and infrastructure development that displace pre-existing communities and ecosystems. Extraction ¹ : areas of construction material extraction. / Urbano ² : comunidades humanas densas y desarrollo de infraestructura que desplazan a las comunidades y ecosistemas preexistentes. Extracción ¹ : zonas de extracción de material de construcción.	Urban / Urbano

¹Identified coverage, grouped, and named by the authors. ²Definitions from CONABIO (2023). ³Definitions from Salas-Morales et al. (2007).¹Cobertura identificada, agrupada y nombrada por los autores. ²Definiciones de CONABIO (2023). ³Definiciones de Salas-Morales et al. (2007).

Table 2. Economic value (USD·ha⁻¹·yr⁻¹) of ecosystem services and functions provided by land use/land cover in the Copalita River watershed.

Cuadro 2. Valor económico (USD·ha⁻¹·año⁻¹) de servicios ecosistémicos y funciones que prestan las coberturas y usos de suelo de la cuenca del río Copalita.

Service/ Servicio	Ecosystem function/ Función de ecosistema	Water bodies/ Cuerpos de agua	Low coverage lands/ Tierras de baja cobertura	Construction/ Construcción	Forest/ Bosque	Rainforest/ Selva	Wetlands/ Humedales
Provisioning/ Provisión	Food/ Alimentos	106.00	2323.00	0.00	270.00	200.00	952.00
	Raw materials/ Materias primas	0.00	219.00	0.00	152.00	84.00	416.00
Regulation/ Regulación	Gases	0.00	0.00	0.00	4.00	12.00	0.00
	Climate/ Clima	0.00	411.00	905.00	711.00	2044.00	200.00
	Disasters/ Desastres	0.00	0.00	0.00	19.00	66.00	4596.00
	Water/ Agua	7514.00	0.00	16.00	3.00	8.00	1789.00
	Water supply/ Suministro de agua	1808.00	400.00	0.00	143.00	27.00	959.00
	Waste treatment/ Tratamiento de desechos	918.00	397.00	0.00	120.00	120.00	111345.00
Supporting/ Soporte	Erosion control/ Control de erosión	0.00	107.00	0.00	100.00	337.00	3507.00
	Soil formation/ Formación de suelos	0.00	532.00	0.00	14.00	14.00	0.00
	Nutrient cycling/ Ciclo de nutrientes	0.00	0.00	0.00	66.00	3.00	577.00
	Pollination/ Polinización	0.00	22.00	0.00	9.00	30.00	0.00
	Biological control/ Control biológico	0.00	33.00	0.00	169.00	11.00	303.00
	Habitat/refuge/ Hábitat/refugio	0.00	0.00	0.00	619.00	39.00	12452.00
	Genetic resources/ Recursos genéticos	0.00	1042.00	0.00	448.00	1517.00	243.00
Cultural/ Culturales	Recreation/ Recreación	2166.00	82.00	5740.00	953.00	867.00	2199.00
	Culture/ Cultura	0.00	0.00	0.00	1.00	2.00	636.00
Total ecosystem value (USD·ha ⁻¹ ·yr ⁻¹)/ Valor total del ecosistema (USD·ha ⁻¹ ·año ⁻¹)		12512.00	5568.00	6661.00	3801.00	5381.00	140174.00

Calculation of the economic value of ecosystem service functions

The ESV of each of the ecosystem service functions in 2000 and 2020 was estimated with the following equation:

$$ESV_{ft} = \sum_{k=1}^n (A_{kt} \times VC_{fk})$$

where,

ESV_{ft} = ESV estimate of a function f at time t

A_{kt} = area (ha) of a land use or land cover type k at time t

VC_{fk} = coefficient of ecosystem service value of function f (USD·ha⁻¹·yr⁻¹) for each land use or land cover k .

Results

Land use and land cover changes in the Copalita river watershed

Figure 2 shows the classification results for the LULCC analysis using the SCP in QGIS. An overall accuracy of 88.24 % (2000) and 86.06 % (2020) and a kappa coefficient of 0.76 (2000) and 0.70 (2020) were reported. The spatial distribution of LULC categories in the watershed exhibited remarkable variations over the period studied. In 2000, forests dominated the northern, northwestern, northeastern and central zones, and rainforest cover predominated in the southern zone (Figure 2a). Two wetlands of the watershed are located at the mouth to the sea. In 2020, the areas of low coverage lands and construction (north, northeast and south) show an increasing trend, in contrast to the rainforest in the southern zone of the watershed (Figure 2b).

According to Table 3, in 2000 forests covered approximately 62.61 % of the total area of the watershed, while rainforest and low coverage lands accounted for 35.20 % and 1.69 %, respectively. For the period 2000-2020, the average annual rate of forests increased by 0.62 %, rainforest decreased by 3.22 %, and low coverage lands increased by 9.32 %. Construction expanded at an average annual rate of 2.85 %.

Analysis of land use/land cover change intensity

Interval level

The intensity analysis at the interval level revealed an observed change of 25.98 % of the watershed's territory during the period; in other words, an annual change of approximately 1.30 % in land cover and land use. Since

V_{ck} = coeficiente del valor de los servicios ecosistémicos (USD·ha⁻¹·año⁻¹) de alguna cobertura o uso del suelo k .

El cambio en el periodo del VSE se calculó a manera de tasa de crecimiento con la ecuación siguiente:

$$VSE_{cr} = \frac{VSE_{t_2} - VSE_{t_1}}{VSE_{t_1}} \times 100$$

donde,

VSE_{cr} = tasa de cambio del VSE durante el intervalo de tiempo analizado, desde el periodo t_1 hasta el periodo t_2

VSE_{t_1} y VSE_{t_2} = VSE estimados al principio y al final del periodo t_1 y t_2 , respectivamente.

Cálculo del valor económico de las funciones de los servicios ecosistémicos

Se estimó el VSE de cada una de las funciones de los servicios ecosistémicos en 2000 y 2020 con la ecuación siguiente:

$$VSE_{ft} = \sum_{k=1}^n (A_{kt} \times VC_{fk})$$

donde,

VSE_{ft} = VSE estimado de una función f en el momento t

A_{kt} = área (ha) de un tipo de cobertura o uso del suelo de tipo k en el momento t

VC_{fk} = coeficiente de valor del servicio ecosistémico de la función f (USD·ha⁻¹·año⁻¹) para cada tipo de cobertura y uso del suelo k .

Resultados

Cambios de cobertura y usos de suelo en la cuenca del río Copalita

La Figura 2 muestra los resultados de la clasificación para el análisis de los CCUS mediante el complemento SCP en QGIS. Se reportó una precisión general de 88.24 % (2000) y 86.06 % (2020) y un coeficiente kappa de 0.76 (2000) y 0.70 (2020). La distribución espacial de las categorías de CUS en la cuenca exhibió variaciones notables en el periodo estudiado. En el 2000, los bosques dominaron las zonas norte, noroeste, noreste y central, la cobertura de selva predominó en la zona sur (Figura 2a), mientras que en la desembocadura al mar se localizan los dos humedales de la cuenca. En el 2020, las áreas de tierras de baja cobertura y construcción (norte, noreste y sur) muestran tendencia creciente, a diferencia de la selva en la zona sur de la cuenca (Figura 2b).

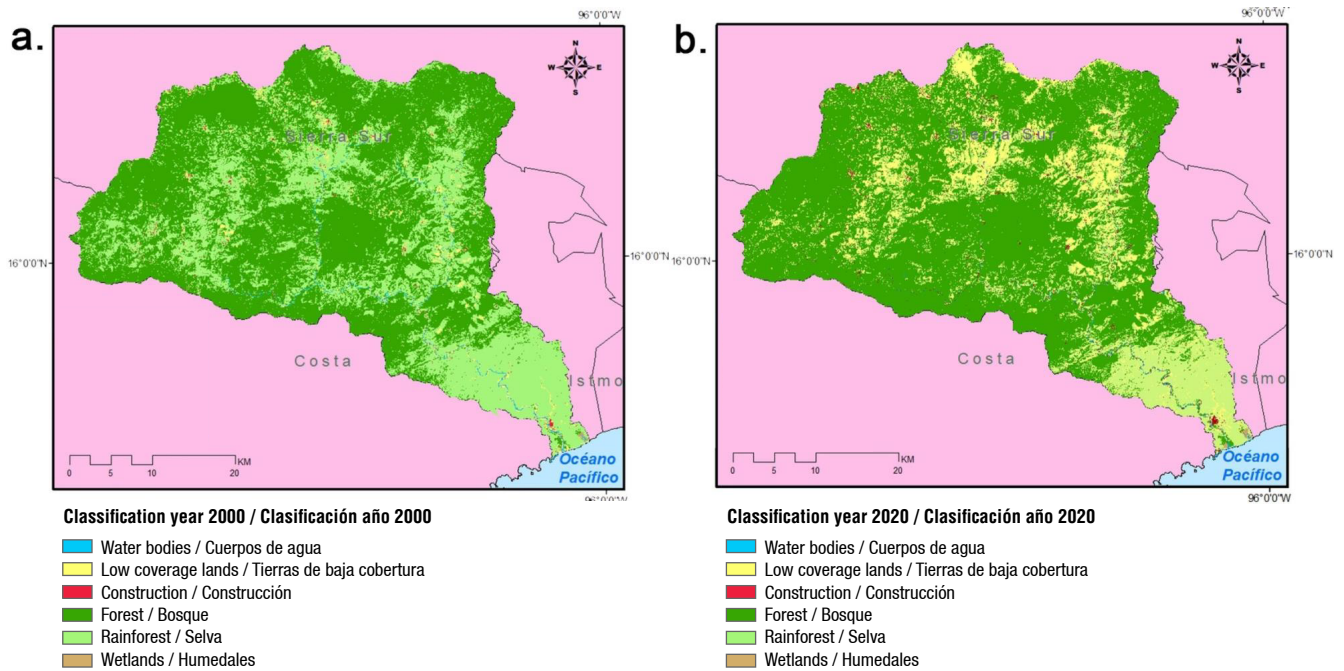


Figure 2. Spatial distribution of land cover and land use changes in the Copalita River Basin, Oaxaca, in the years 2000 (a) and 2020 (b).

Figura 2. Distribución espacial de cambios de coberturas y usos de suelo en la cuenca del río Copalita, Oaxaca, en los años 2000 (a) y 2020 (b).

Table 3. Conversion matrix of land use/land cover (ha) in the Copalita River watershed, Oaxaca, for the period 2000-2020.

Cuadro 3. Matriz de conversión de cobertura y usos de suelo (ha) en la cuenca del río Copalita, Oaxaca, en el periodo 2000-2020.

2000	2020							Initial total (ha)/ Total inicial (ha)	Area (%)/ Superficie (%)
	Water bodies/ Cuerpos de agua	Low coverage lands/ Tierras de baja cobertura	Construction/ Construcción	Forest/ Bosque	Rainforest/ Selva	Wetlands/ Humedales	Final total (ha)/ Total final (ha)		
Water bodies/ Cuerpos de agua	233.28	148.59	124.56	156.6	81.99	10.44	755.46	0.49	
Land with low coverage/ Tierras de baja cobertura	124.92	1069.11	215.82	580.23	604.17	7.47	2601.72	1.69	
Construction/ Construcción	47.97	122.94	204.03	145.35	153.72	1.08	675.09	0.44	
Forest/ Bosque	27.45	2389.23	179.55	89201.07	4071.87	2.43	95871.60	62.61	
Rainforest/ Selva	71.19	11732.94	458.64	18472.77	23100.57	19.08	53855.19	35.20	
Wetlands/ Humedales	3.51	2.16	1.17	2.16	4.41	57.24	70.65	0.04	
Final total (ha)/ Total final (ha)	508.32	15464.97	1183.77	108558.18	28016.73	97.74	153829.71		
Area (%)/ Superficie (%)	0.33	10.05	0.77	70.57	18.21	0.06			
Average annual change (%)/ Cambio promedio	-1.96	9.32	2.85	0.62	-3.22	1.64	-0.11		

only one interval was analyzed, at this level of analysis, the value of the uniform intensity (dashed horizontal line in Figure 3) is equal to the annual percentage change.

Category level

Figure 3 illustrates annual changes in land use categories using pairs of bars representing gross gains and losses. The dashed horizontal line indicates the average intensity of change over 20 years. Bars that exceed this line reflect activity in land cover change, while those below show inactivity. Low coverage lands, construction, and water bodies experienced active changes. Rainforest cover showed gross losses, wetlands only had gross gains and forests showed inactivity in both components.

Transition level

Rainforest and water bodies coverage decreased in the watershed's total area. At the transition level, it was evaluated how these categories transformed towards areas more related to human activity: low coverage lands and construction, respectively.

In Figure 4a, when the category of low coverage lands gained extension, the gross annual transition mainly came from rainforest (586.65 ha) and forest (119.46 ha). In terms of percentage, Figure 4b shows that when low coverage lands gain extension, they do so intensively from the categories of rainforest (1.09 %), water bodies (0.98 %), and construction (0.91 %), while an intensive transition from forest and wetlands is avoided.

De acuerdo con el Cuadro 3, los bosques cubren aproximadamente 62.61 % del área total de la cuenca en el 2000, mientras que la selva y las tierras de baja cobertura abarcaron 35.20 % y 1.69 %, respectivamente. Durante el periodo 2000-2020, la tasa promedio anual de los bosques aumentó 0.62 %, la selva disminuyó 3.22 % y las tierras de baja cobertura aumentaron 9.32 %. La construcción se expandió a una tasa promedio anual de 2.85 %.

Análisis de intensidad de cambios de coberturas y usos de suelo

Nivel de intervalo

El análisis de intensidad a nivel de intervalo arrojó un cambio observado de 25.98 % del territorio de la cuenca durante el periodo; es decir, un cambio anual de aproximadamente 1.30 % de la cobertura y uso de suelo. Al ser un único intervalo analizado, en este nivel de análisis, el valor de la intensidad uniforme (línea horizontal punteada de la Figura 3) es igual al cambio porcentual anual.

Nivel de categoría

La Figura 3 ilustra cambios anuales en las categorías de uso del suelo mediante pares de barras que representan ganancias y pérdidas brutas. La línea punteada horizontal indica la intensidad promedio de cambio en 20 años. Las barras que sobrepasan esta línea reflejan actividad en el cambio de cobertura, mientras que las que están por debajo muestran inactividad. Las tierras de baja cobertura, construcción y cuerpos de agua tuvieron

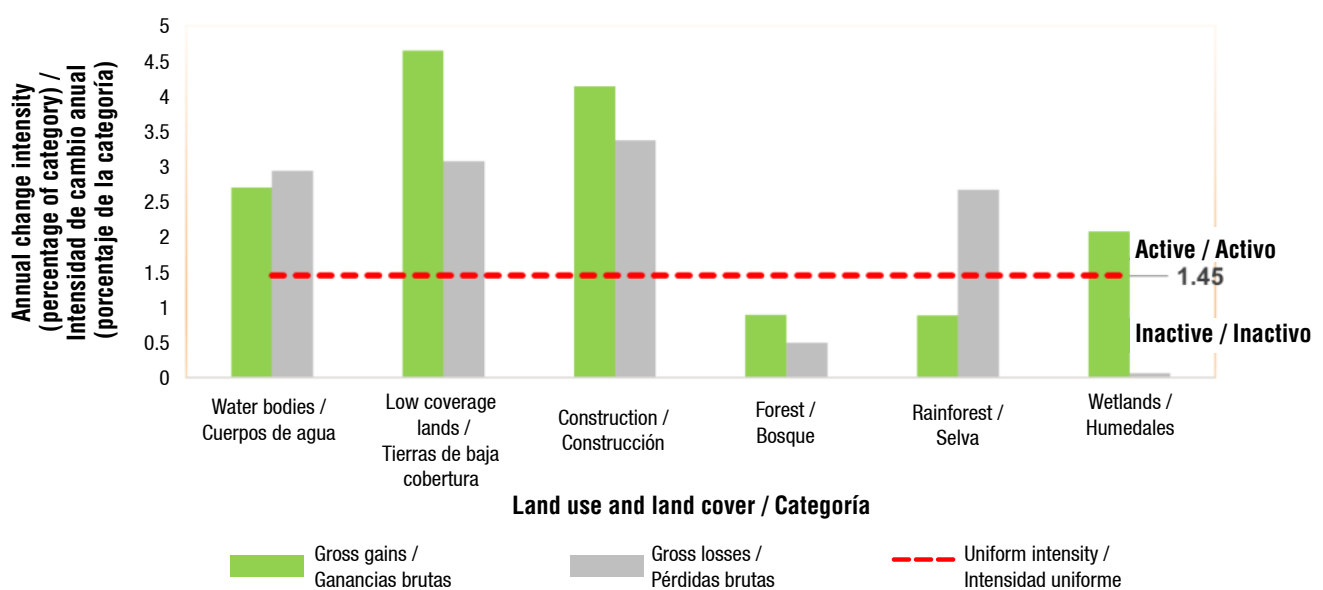


Figure 3. Annual change intensity by land use and land cover category in the Copalita River watershed for the period 2000-2020. **Figura 3. Intensidad de cambio anual por categoría de uso de suelo en la cuenca del río Copalita durante el periodo 2000-2020.**

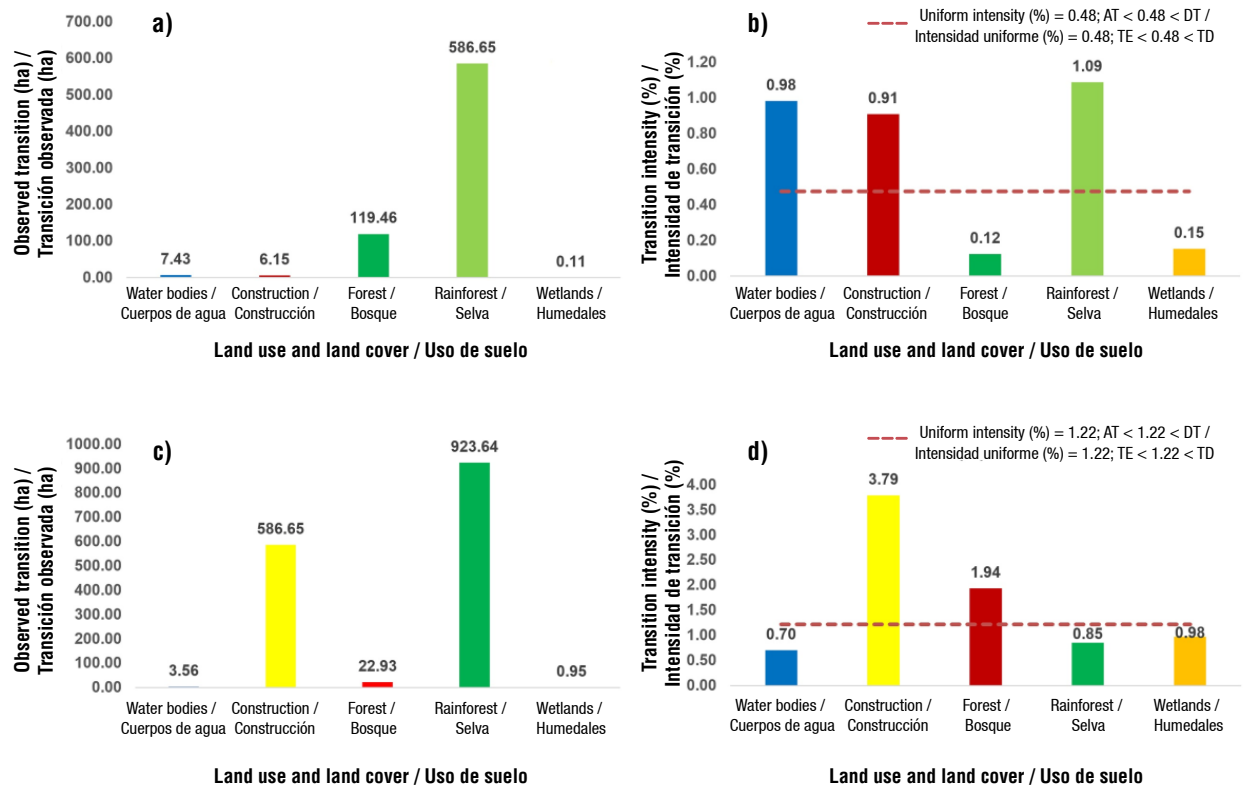


Figure 4. Intensity analysis of land use and land cover change at the transition level in the Copalita River watershed for the period 2000-2020. a) Gross annual transition area (ha) of each category towards low coverage lands; b) Annual transition intensity (%) of each category towards low coverage lands; c) Gross annual transition area (ha) of rainforest towards other categories; d) Annual transition intensity (%) of rainforest towards other categories. DT: Directed Transition and AT: Avoided Transition

Figura 4. Análisis de intensidad de cambios de coberturas y usos de suelo a nivel de transición en la cuenca del río Copalita durante el periodo 2000-2020. A) Área de transición anual bruta (ha) de cada categoría hacia tierras de baja cobertura; b) Intensidad de transición anual (%) de cada categoría hacia tierras de baja cobertura; c) Área de transición anual bruta (ha) de la selva hacia las demás categorías; d) Intensidad de transición anual (%) de la selva hacia las demás

Figures 4c and 4d show the transition outcomes of the rainforest category towards other categories. In Figure 4c, when rainforest loses extension, the transition is mainly towards forest (923.63 ha) and low coverage lands (586.64 ha). Figure 4d indicates that the loss of rainforest exhibited a directed transition towards low coverage lands (3.79 %) and construction (1.94 %). Towards the rest of the categories, rainforest shows an avoided transition.

Construction primarily expanded at the expense of rainforest (22.93 ha), low coverage lands (10.79 ha), and forest (8.98 ha) (Figure 5a). Water bodies (0.82 %), low coverage lands (0.41 %), wetlands (0.08 %), and rainforest (0.04 %) exhibit a directed transition towards construction, while forest (0.01 %) shows an avoided transition (Figure 5b).

Water bodies lost extension primarily to forest (7.83 ha), low coverage lands (7.43 ha), and construction (6.23 ha)

cambios activos. La cobertura selva mostró pérdidas brutas y los humedales solo tuvieron ganancias brutas. Los bosques mostraron inactividad en ambos componentes.

Nivel de transición

Las coberturas de selva y cuerpos de agua redujeron su área total en la cuenca. En el nivel de transición se evaluó cómo estas categorías se transformaron hacia las áreas más relacionadas con la actividad humana: tierras de baja cobertura y construcción, respectivamente.

En la Figura 4a, cuando la categoría de tierras de baja cobertura ganó extensión, la transición anual bruta provino principalmente de selva (586.65 ha) y bosque (119.46 ha). En términos de porcentaje, la Figura 4b muestra que cuando las tierras de baja cobertura ganan extensión, lo hacen intensivamente a partir de las categorías de selva (1.09 %), cuerpos de agua (0.98 %)

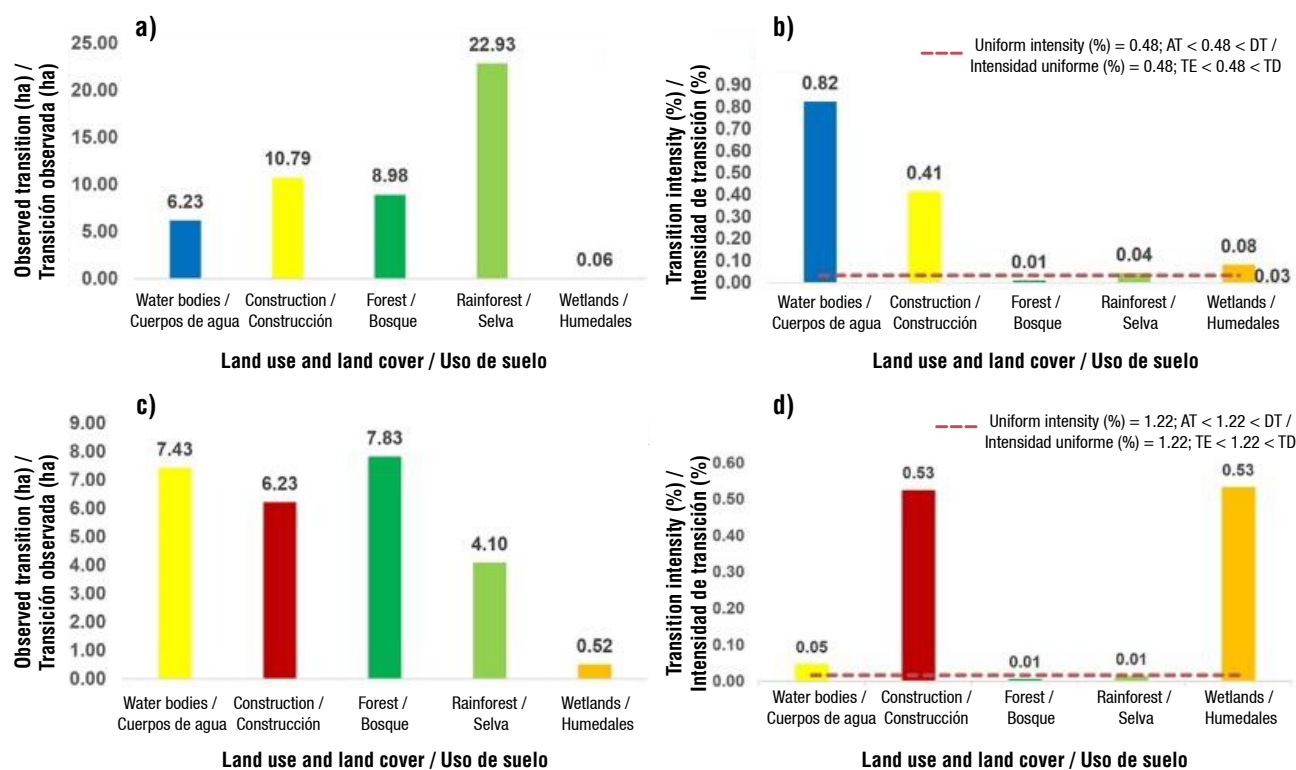


Figure 5. Intensity analysis of land use and land cover change at the transition level in the Copalita River watershed for the period 2000-2020. a) Gross annual transition area (ha) of each category towards construction; b) Annual transition intensity (%) of each category towards construction; c) Gross annual transition area (ha) of water bodies towards the rest of the categories; d) Annual transition intensity (%) of water bodies towards the other categories. DT: Directed Transition and AT: Avoided Transition.

Figura 5. Análisis de intensidad de cambios de coberturas y usos de suelo a nivel de transición en la cuenca del río Copalita durante el periodo 2000-2020. a) Área de transición anual bruta (ha) de cada categoría hacia construcción; b) intensidad de transición anual (%) de cada categoría hacia construcción; c) área de transición anual bruta (ha) de cuerpos de agua hacia el resto de las categorías; d) intensidad de transición anual (%) de cuerpos de agua hacia las demás categorías. TD: transición dirigida y TD: transición evitada.

(Figure 5c). Water bodies show a directed transition towards construction (0.53 %) and wetlands (0.53 %) and an avoided transition towards forest (0.01 %) and rainforest (0.01 %) (Figure 5d).

Economic value of ecosystem services

Table 4 indicates that, in the Copalita River watershed, the ESV provided by LULC decreased by 2.21 % between 2000 and 2020, falling from 692 775 885.42 USD to 677 442 417.84 USD. Forests and rainforest were the land covers that contributed the most to the ESV in both years, jointly representing 94.46 % (2000) and 83.16 % (2020). For the same period, the value of forests increased by 13.23 %, while rainforest and water bodies decreased by 48.02 % and 32.7 %, respectively. Low coverage lands and construction, categories more related to anthropogenic activity, increased their value by 494.41 % and 75.35 %, with average annual growth rates of 9.32 % and 2.84 %, respectively

y construcción (0.91 %), mientras que se evita una transición intensiva desde bosque y humedales.

Las Figuras 4c y 4d muestran los resultados de transiciones de la categoría selva hacia las demás categorías. En la Figura 4c, cuando la selva pierde extensión, la transición es principalmente hacia bosque (923.63 ha) y tierras de baja cobertura (586.64 ha). La Figura 4d muestra que la pérdida de selva mostró una transición dirigida hacia tierras de baja cobertura (3.79 %) y construcción (1.94 %). Hacia el resto de las categorías, la selva muestra una transición evitada.

La construcción ganó extensión principalmente a costa de la disminución de selva (22.93 ha), tierras de baja cobertura (10.79 ha) y bosque (8.98 ha) (Figura 5a). Los cuerpos de agua (0.82 %), tierras de baja cobertura (0.41 %), humedales (0.08 %) y selva (0.04 %) muestran transición dirigida hacia construcción, mientras que el bosque (0.01 %) presenta transición evitada (Figura 5b).

Table 4. Ecosystem service values of land cover and land use in the Copalita River Basin, Oaxaca, in the Period 2000-2020.**Cuadro 4. Valor de servicios ecosistémicos de coberturas y usos de suelo en la cuenca del río Copalita, Oaxaca, en el periodo 2000-2020.**

Economic value/ Valor económico	Water bodies/ Cuerpos de agua	Low coverage lands/ Tierras de baja cobertura	Construction/ Construcción	Forest/ Bosque	Rainforest/ Selva	Wetlands/ Humedales	Total
2000 (MUSD·yr ⁻¹)/ 2000 (MUSD·año ⁻¹)	9.45	14.48	4.49	364.40	290.03	9.90	692.77
2000 (%)	1.36	2.09	0.64	52.60	41.86	1.43	100.00
2020 (MUSD·yr ⁻¹)/ 2020 (MUSD·año ⁻¹)	6.36	86.10	7.88	412.62	150.75	13.70	677.44
2020 (%)	0.93	12.71	1.16	60.91	22.25	2.02	100.00
Δ 2000-2020 (MUSD·yr ⁻¹)/ Δ 2000-2020 (MUSD·año ⁻¹)	-3.09	71.62	3.39	48.22	-139.27	3.79	-15.33
Δ 2000-2020 (%)	-32.71	494.41	75.35	13.23	-48.02	38.34	-2.21
Δ Annual average (%)/ Δ promedio anual (%)	-1.96	9.32	2.84	0.62	-3.21	1.63	-0.11

MUSD: million US dollars.

MUSD: millones de dólares estadounidenses.

Economic Value of Ecosystem Service Functions

According to Table 5, the ecosystem services of regulation and support contributed the most to the total economic value of the Copalita watershed over a 20-year period. In 2000 and 2020, these two services represented 65.95 % and 70.16 % of the total value, respectively, although their relative contribution decreased over time. In contrast, the provisioning ecosystem services had a lower contribution to the total value but experienced a 49.1% increase in their relative contribution in 2020.

The regulation and support functions of ecosystem services, specifically climate regulation and genetic resources, contribute the most to the total value of the watershed. However, the economic value of this watershed shows a decreasing trend. Nine ecosystem service functions decreased in economic value, while eight functions experienced an increase.

Discussion

Land Use and Land Cover Changes and Intensity

From 2000 to 2020, the extent of forests, low coverage lands, and construction in the Copalita River watershed increased at an annual rate of 0.62 %, 9.32 %, and 2.85 %, respectively, challenging the trends of forest reduction documented in other studies. For instance, in the upper watershed of the Blue Nile in Ethiopia, Anley et al. (2022) reported that, over the past two

Los cuerpos de agua perdieron extensión destinada principalmente a bosque (7.83 ha), tierras de baja cobertura (7.43 ha) y construcción (6.23 ha) (Figura 5c). Los cuerpos de agua muestran transición dirigida hacia construcción (0.53 %) y humedales (0.53 %) y transición evitada hacia bosque (0.01 %) y selva (0.01 %) (Figura 5d).

Valor económico de los servicios ecosistémicos

El Cuadro 4 indica que, en la cuenca del río Copalita, el VSE proporcionado por las CUS disminuyó 2.21 % entre 2000 y 2020, pasando de 692 775 885.42 USD a 677 442 417.84 USD. El bosque y la selva fueron las coberturas que más contribuyeron al VSE en ambos años, representando conjuntamente 94.46 % (2000) y 83.16 % (2020). Durante el mismo periodo, el valor del bosque aumentó 13.23 %, mientras que el de la selva y los cuerpos de agua disminuyeron 48.02 % y 32.7 %, respectivamente. Las tierras de baja cobertura y la construcción, categorías más relacionadas con la actividad antrópica, incrementaron su valor en 494.41 % y 75.35 %, respectivamente, con tasas promedio anuales de 9.32 % y 2.84 %.

Valor económico de las funciones de los servicios ecosistémicos

De acuerdo con el Cuadro 5, los servicios ecosistémicos de regulación y soporte son los que más contribuyeron al valor económico total de la cuenca Copalita en un periodo de 20 años. En el año 2000 y 2020, ambos servicios representaron 65.95 % y 70.16 % del valor total,

Table 5. Economic value of ecosystem service functions in the Copalita River watershed, Oaxaca, for the period 2000-2020.

Cuadro 5. Valor económico de las funciones de los servicios ecosistémicos en la cuenca del río Copalita, Oaxaca, en el periodo 2000-2020.

Ecosystem Services / Servicios ecosistémicos	Functions / Funciones	2000 (MUSD·yr ⁻¹) / 2000 (MUSD·año ⁻¹)	Relative contribution (%) / Contribución relativa (%)	2020 (MUSD·yr ⁻¹) / 2020 (MUSD·año ⁻¹)	Relative contribution (%) / Contribución relativa (%)	Rate of change / Tasa de cambio	
						(MUSD·yr ⁻¹) / (MUSD·año ⁻¹)	(%)
Provisioning / Provisión	Food production / Producción de alimentos	42.86	6.19	70.99	10.48	28.13	65.64
	Raw material / Materias primas	19.70	2.84	22.28	3.29	2.58	13.11
	Total provisioning / Total provisión	62.56	9.03	93.27	13.77	30.71	49.10
Regulation / Regulación	Gas regulation / Regulación de gases	1.03	0.15	0.77	0.11	-0.26	-25.22
	Climate regulation / Regulación climática	180.03	25.99	141.90	20.95	-38.13	-21.18
	Disturbance regulation / Regulación de desastres	5.70	0.82	4.36	0.64	-1.34	-23.54
	Water regulation / Regulación de agua	6.53	0.94	4.56	0.67	-1.97	-30.15
	Water supply / Suministro de agua	17.64	2.55	23.48	3.47	5.84	33.11
	Waste treatment / Tratamiento de desechos	27.57	3.98	33.88	5.00	6.31	22.90
	Total regulation / Total regulación	238.50	34.43	208.95	30.84	-29.55	-12.39
Supporting / Soporte	Erosion control / Control de la erosión	28.28	4.08	22.29	3.29	-5.98	-21.16
	Soil formation / Formación de suelos	3.48	0.50	10.14	1.50	6.66	191.29
	Nutrient cycling / Ciclo de nutrientes	6.53	0.94	7.31	1.08	0.78	11.87
	Pollination / Polinización	2.54	0.37	2.16	0.32	-0.38	-14.95
	Biological control / Control biológico	16.90	2.44	19.19	2.83	2.29	13.56
	Habitat/refuge / Hábitat/refugio	62.33	9.00	69.51	10.26	7.18	11.52
	Genetic resources / Recursos genéticos	127.44	18.40	107.27	15.84	-20.17	-15.83
	Total support / Total soporte	247.50	35.73	237.87	35.11	-9.62	-3.89
Cultural / Culturales	Recreation / Recreación	143.98	20.78	137.13	20.24	-6.85	-4.76
	Cultural / Cultura	0.25	0.04	0.23	0.03	-0.02	-8.79
	Total cultural / Total culturales	144.22	20.82	137.35	20.28	-6.87	-4.77
Total		692.78	100.00	677.44	100.00	-15.33	-2.21

MUSD: million US dollars.

MUSD: millones de dólares estadounidenses.

decades, forests decreased from representing 6.8 % to 3.5 % of the territory, and cultivated land (included in the low coverage lands category in this study) increased from 63.7 % to 78.2 %. In that study, the trend of forest transition was opposite to the results of the present study, although the proportion of forests in the Blue Nile watershed is lower, while the trend of cultivated lands aligns with our findings. This land cover already occupied the largest proportion of the territory in the Copalita watershed in 2000, which may explain why the increase is not as significant in comparison. On the other hand, Qiu et al. (2021) analyzed the Guangxi region in China and found that the general trend of LULCC from 1990 to 2020 was a decrease in wetlands, forests, and grasslands, and an increase in drylands and construction areas, while bare land remained essentially unchanged. Among these, forests and drylands experienced the greatest change, with a net change of -6573.578 km^2 and 5883.295 km^2 , respectively. Over time, the area of buildable land continued to grow, increasing by 2309.883 km^2 at a rate of 1.84 % over the past 30 years. Similarly, in the Andassa basin, Ethiopia, Gashaw et al. (2018) revealed a continuous expansion of cultivated lands and buildable land, and a loss of forests, shrubs, and grasslands for the period 1985-2015, a trend expected to continue over the next three decades. The study by Gao et al. (2021) indicated an increase in the area of grassland, bare lands, water bodies, and urban areas, and a decrease in croplands, forests, and wetlands, primarily caused by the growth of urban areas. The study by Ziaul-Hoque et al. (2022) on the coast of Bangladesh noted a decrease in agricultural areas and bare land and an increase in urbanized areas, mangrove forests, water bodies, and saline/aquaculture areas. These results contrast with the increasing expansion of low coverage lands in Copalita.

In the case of Copalita, the increase in forests is attributed to local reforestation and coffee cultivation under shade (García Alvarado et al., 2017). The increase in low coverage lands and construction is due to constant intervention by human activities such as continuous land use change towards agriculture, livestock, tourism, and urbanization (Maass et al., 2009).

In contrast, rainforest experienced the greatest decrease (-48.02 %) in the Copalita watershed, consistent with studies conducted in watersheds such as Rib (Anley et al., 2022) and Andassa (Gashaw et al., 2018). The analysis of these watersheds could be useful to understand the loss of rainforest in Copalita; however, some studies report less pronounced reductions over similar periods, such as in Lake Taihu, China (-4.76 %; Gao et al., 2021) and in Pakistan and Nigeria (Aziz, 2021). Exploring the context of these losses may clarify the causes of accelerated decreases in certain watersheds.

respectivamente, aunque su aporte relativo disminuyó en el tiempo. En contraste, los servicios ecosistémicos de provisión tuvieron menor contribución al valor total, aunque experimentaron aumento de 49.1 % en su aporte relativo en 2020.

Las funciones de regulación y soporte de los servicios ecosistémicos, específicamente la regulación climática y recursos genéticos, contribuyen más al valor total de la cuenca; sin embargo, el valor económico de la cuenca muestra tendencia decreciente. Nueve funciones de servicios ecosistémicos disminuyeron su valor económico, mientras que ocho funciones experimentaron aumento.

Discusión

Cambios de cobertura y usos de suelo e intensidad

De 2000 a 2020, la extensión de bosques, tierras de baja cobertura y construcción en la cuenca del río Copalita aumentó a un ritmo anual del 0.62 %, 9.32 % y 2.85 % respectivamente, desafiando las tendencias de reducción de bosques documentadas en otros estudios. Tal es el caso de la cuenca superior del Nilo Azul en Etiopía, donde Anley et al. (2022) reportaron que, en las últimas dos décadas, los bosques pasaron de representar 6.8 % a 3.5 % del territorio y la tierra cultivada (en este estudio se incluyó en la categoría de tierras de baja cobertura) pasó de 63.7 % a 78.2 %. En dicho estudio, la tendencia de transición de territorio boscoso fue opuesta con respecto a los resultados del presente estudio, aunque la proporción de bosques en la cuenca del Nilo Azul es inferior, mientras que la tendencia de las tierras cultivadas sí va en el mismo sentido. Esta cobertura ya ocupaba la mayor proporción del territorio en la cuenca Copalita en el 2000, lo que puede explicar que el incremento no sea, en comparación, tan significativo. Por otra parte, Qiu et al. (2021) analizaron la región de Guangxi, China, y encontraron que la tendencia general del CCUS en el periodo 1990-2020 fue que los humedales, bosques y pastizales disminuyeron, y las tierras secas y de construcción aumentaron, mientras que la tierra desnuda permaneció básicamente sin cambios. Entre ellos, los bosques y las tierras secas tuvieron el mayor cambio, con un cambio neto de -6573.578 km^2 y 5883.295 km^2 , respectivamente. Con el paso del tiempo, la superficie de suelo edificable siguió creciendo con un incremento de 2309.883 km^2 a un ritmo del 1.84 % en los últimos 30 años. Asimismo, en la cuenca de Andassa, Etiopía, el estudio de Gashaw et al. (2018) reveló expansión continua de las tierras cultivadas y del área edificada, y pérdida de bosques, matorrales y pastizales durante el periodo 1985-2015, tendencia que se espera continúe durante las próximas tres décadas. El estudio de Gao

The ecosystem services value

A decrease of 2.21% in the ESV in the watershed is estimated during the period, with an average annual rate of 0.11 %. This agrees with research on LULCC, which also shows a tendency towards a decrease in ESV over similar periods, with reductions of 13.5 % (Anley et al., 2022), 4.01 % (Ziaul Hoque et al., 2022), 23.1 % (Aziz, 2021), 3.8 % (Liu et al., 2020), 6.99 % (Gashaw et al., 2018) and 21.41 % (Gao et al., 2021).

The decrease in the economic value of the watershed is related to the transition from natural coverages such as rainforest and water bodies to land uses intensely altered by human activity such as construction and low coverage lands. This may be due to the increase in stone extraction for construction in the tourist area of Santa Cruz Huatulco and the expansion of lands for livestock and cultivation. Population growth and unplanned urbanization also contribute to this loss of economic value as indicated by Hasan et al. (2017) and Morshed et al. (2021).

In the case of wetlands, an increase in ESV is observed, supporting their conservation in coastal areas, as mentioned by Ziaul Hoque et al. (2022). However, the decrease in coverage and economic value of water bodies coincides with research indicating that urbanization, agriculture, and deforestation negatively impact the water cycle (Fahad et al., 2021; Liverman & Cuesta, 2008; Loveland & Mahmood, 2014).

To improve the accuracy of ESV estimates, it is suggested to conduct local valuation studies involving various stakeholders to avoid biases. Additionally, it could be complemented with a more detailed analysis of vegetation types in the basin through field research with vegetation specialists to better understand the ecological importance and level of degradation of each type of coverage.

The value of ecosystem service functions

The results highlight the predominance of ecosystem services of regulation and support in contributing to the total value of the watershed, despite their relative contribution decreasing during the study period. This contrasts with the study by Qiu et al. (2021), where the main components were climate and water regulation. Sannigrahi et al. (2020), in an approach without the benefit transfer method, found that the most valuable function was habitat (30 780.00 USD·yr⁻¹), followed by nutrient cycling (12 626.00 USD·yr⁻¹) and gas regulation (7 228.81 USD·yr⁻¹).

The results are comparable to the decrease in the value of functions such as food production, raw

et al. (2021) indicó aumento del área de pastizales, tierras desnudas, cuerpos de agua y área urbana, y la disminución de tierras de cultivo, bosques y humedales ocasionada principalmente por el crecimiento de áreas urbanas. El estudio de Ziaul-Hoque et al. (2022) en la costa de Bangladesh señaló disminución de las áreas agrícolas y tierra desnuda y aumento de las áreas urbanizadas, bosques de manglares, cuerpos de agua y áreas salinas/acuicultura. Estos resultados contrastan con la expansión creciente de tierras de baja cobertura en Copalita.

En el caso de Copalita, el aumento de bosques se atribuye a la reforestación local y al cultivo de café bajo sombra (García Alvarado et al., 2017). El aumento de las tierras de baja cobertura y construcción se debe a que es un área intervenida constantemente por la actividad antrópica como el cambio continuo de uso de la tierra hacia la agricultura, ganadería, actividades turísticas y urbanización (Maass et al., 2009).

En contraste, la selva experimentó la mayor disminución (-48.02 %) en la cuenca Copalita en consonancia con estudios realizados en cuencas como Rib (Anley et al., 2022) y Andassa (Gashaw et al., 2018). El análisis de estas cuencas podría ser de utilidad para comprender la pérdida de selva en Copalita; sin embargo, algunos estudios reportan reducciones menos pronunciadas durante periodos similares, como en el lago Taihu, China (-4.76 %; Gao et al., 2021) y en Pakistán y Nigeria (Aziz, 2021). La exploración del contexto de estas pérdidas puede dilucidar las causas de las disminuciones aceleradas en ciertas cuencas.

El valor de los servicios ecosistémicos

Se estima disminución de 2.21 % en el VSE en la cuenca durante el periodo, con una tasa promedio anual de 0.11 %. Esto concuerda con investigaciones sobre CCUS que también muestran tendencia a la disminución del VSE en periodos similares, con reducción de 13.5 % (Anley et al., 2022), 4.01 % (Ziaul Hoque et al., 2022), 23.1 % (Aziz, 2021), 3.8 % (Liu et al., 2020), 6.99 % (Gashaw et al., 2018) y 21.41 % (Gao et al., 2021).

La disminución del valor económico de la cuenca se relaciona con la transición de coberturas naturales como la selva y los cuerpos de agua, hacia usos de suelo intensamente alterados por la actividad humana como la construcción y las tierras de baja cobertura. Esto puede deberse al aumento de la extracción pétreo para la construcción en la zona turística de Santa Cruz Huatulco y la expansión de tierras para ganado y cultivo. El incremento poblacional y la urbanización no planificada también contribuyen a esta pérdida de valor económico como señalan Hasan et al. (2017) y Morshed et al. (2021).

materials, and biological control in Ziaul Hoque et al. (2022). In the study of Akhtar et al. (2020) climate regulation, water regulation, and food production also decreased; however, unlike that study, the value of waste treatment, soil formation, and biological control functions in the Copalita watershed increased. Nine ecosystem service functions decreased in economic value, while eight functions experienced an increase. This overall result leads to a decreasing trend in the general balance of changes in VES in the watershed.

An ecological protection priority approach tends to increase regulation and supporting services, while a focus on economic development drastically decreases them (Liu et al., 2020). The decrease in the value of regulation and supporting functions (from 65 % to 70 %), along with the increase in provisioning services (49 %), highlights the growing demand from the watershed's inhabitants, driven by activities such as tourism; therefore, planning for these needs is crucial to avoid long-term environmental impacts. Analyzing trends in the economic value of ecosystem services and functions and their spatial location over the long term becomes a valuable indicator for such planning and approaches.

Study limitations

Further research is needed to understand the underlying mechanism of LULCC and its economic impact. It is important to note that economic values do not accurately represent the value of ecosystems but function as composite indicators to understand alterations in them. In this regard, analysis in smaller intervals would improve precision in interpreting the behavior of ecosystem services; furthermore, valuing these services and their functions would require simulations of future scenarios.

Similarly, more detailed analyses at the local level would be beneficial, especially in regions with geographical and cultural similarities such as the southern-southeastern zone of Mexico and Central America; however, it is important to consider that this research may require significant resources. Nevertheless, the studies would provide more specific information and facilitate decision-making in public policy regarding ecosystem sustainability.

Conclusions

The expansion of low coverage lands and construction, along with the decrease in rainforest, reflects negative effects of anthropogenic activity in this watershed. The intensive loss of rainforest and water bodies negatively impacts the provision of ecosystem services, especially in regulation and support. The reduction in the economic value of these services highlights the importance of conserving natural coverage to sustain

En el caso de los humedales se observa aumento del VSE, respaldando su conservación en zonas costeras, como mencionan Ziaul Hoque et al. (2022). No obstante, la disminución en la cobertura y en el valor económico de los cuerpos de agua coincide con investigaciones que indican que la expansión de la urbanización, la agricultura y la deforestación impactan negativamente en el ciclo del agua (Fahad et al., 2021; Liverman & Cuesta, 2008; Loveland & Mahmood, 2014).

Para mejorar la precisión de las estimaciones del VSE se sugiere realizar estudios locales de valoración que involucren diversas partes interesadas, para evitar sesgos. Además, se podría complementar con un análisis más detallado de las tipologías de vegetación en la cuenca mediante trabajo de campo con especialistas en vegetación, para comprender mejor la importancia ecológica y el nivel de degradación de cada tipo de cobertura.

El valor de las funciones de los servicios ecosistémicos

Los resultados destacan la predominancia de los servicios ecosistémicos de regulación y soporte en la contribución al valor total de la cuenca, a pesar de que disminuyeron su aportación relativa durante el periodo de estudio. Esto contrasta con el estudio de Qiu et al. (2021), donde los componentes principales fueron la regulación climática y del agua. Sannigrahi et al. (2020), en un enfoque sin el método de transferencia de beneficios, encontraron que la función más valiosa era el hábitat (30 780.00 USD·año⁻¹), seguida por el ciclo de nutrientes (12 626.00 USD·año⁻¹) y la regulación de gases (7 228.81 USD·año⁻¹).

Los resultados son comparables con la disminución en el valor de funciones como la producción de alimentos, materias primas y el control biológico en Ziaul Hoque et al. (2022). En el trabajo de Akhtar et al. (2020) también disminuyeron la regulación climática, regulación de agua y producción de alimentos; sin embargo, a diferencia de dicho estudio, el valor de las funciones de tratamiento de desechos, formación de suelos y control biológico en la cuenca de Copalita aumentó. Nueve funciones de servicios ecosistémicos disminuyeron su valor económico, mientras que ocho funciones experimentaron aumento. Ese resultado hace que el balance general de los cambios en el VSE tenga tendencia decreciente en la cuenca.

Un enfoque de prioridad en la protección ecológica tiende a aumentar los servicios de regulación y soporte, mientras que un enfoque en el desarrollo económico los disminuye drásticamente (Liu et al., 2020). La disminución en el valor de las funciones de regulación y soporte (65 % a 70 %), junto con el aumento en los servicios de provisión (49 %), destaca

environmental and economic benefits. The dynamics of land cover and land use change indicate an increase in provisioning services, but with a decrease in services of higher economic value. Therefore, sustainable management strategies are required to reverse trends in land cover and land use change and to protect the ecosystem services of the watershed.

Acknowledgments

We would like to thank the Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) and the Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional (IPN) for their support in facilities and services, as well as for the graduate scholarship awarded to the first author and the funding from project SIP 20221630 from which this research derived. Special thanks to the inhabitants of the Copalita River watershed for their time and cooperation.

End of English version

References / Referencias

- Acharya, R. P., Maraseni, T., & Cockfield, G. (2019). Global trend of forest ecosystem services valuation – An analysis of publications. *Ecosystem Services*, 39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100979>
- Akhtar, M., Zhao, Y., Gao, G., Gulzar, Q., Hussain, A., & Samie, A. (2020). Assessment of ecosystem services value in response to prevailing and future land use/cover changes in Lahore, Pakistan. *Regional Sustainability*, 1(1), 37–47. <https://doi.org/10.1016/j.REGSUS.2020.06.001>
- Akinyemi, F. O., & Mashame, G. (2018). Analysis of land change in the dryland agricultural landscapes of eastern Botswana. *Land Use Policy*, 76, 798–811. <https://doi.org/10.1016/j.LANDUSEPOL.2018.03.010>
- Aldwaik, S. Z., & Pontius, R. G. (2012). Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, 106(1), 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.02.010>
- Anley, M. A., Minale, A. S., Ayehu, N. H., & Gashaw, T. (2022). Assessing the impacts of land use/cover changes on ecosystem service values in Rib watershed, Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Trees, Forests and People*, 7, 100212. <https://doi.org/10.1016/j.TFP.2022.100212>
- Arowolo, A. O., Deng, X., Olatunji, O. A., & Obayelu, A. E. (2018). Assessing changes in the value of ecosystem services in response to land-use/land-cover dynamics in Nigeria. *Science of the Total Environment*, 636, 597–609. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.277>
- Aziz, T. (2021). Changes in land use and ecosystem services values in Pakistan, 1950–2050. *Environmental Development*, 37, 100576. <https://doi.org/10.1016/j.ENVDEV.2020.100576>

la demanda creciente de los habitantes de la cuenca, impulsada por actividades como el turismo; por tanto, la planificación de estas necesidades es crucial para evitar impactos ambientales a largo plazo. El análisis de las tendencias en el valor económico de las funciones de los ecosistemas y su ubicación espacial, a largo plazo, se convierte en un indicador valioso para tales planificaciones y enfoques.

Limitaciones del estudio

Se necesita mayor investigación para entender el mecanismo subyacente de los CCUS y su impacto económico. Es importante destacar que los valores económicos no representan el valor de los ecosistemas con precisión, sino que funcionan como indicadores compuestos para comprender las alteraciones en ellos. En este sentido, el análisis en intervalos más pequeños mejoraría la precisión para interpretar el comportamiento de los servicios ecosistémicos; además, la valoración de estos y sus funciones requeriría simulaciones de escenarios futuros.

Asimismo, serían beneficiosos análisis más detallados a nivel local, especialmente en regiones con similitudes geográficas y culturales como la zona sur-sureste de México y Centroamérica; sin embargo, es importante considerar que estas investigaciones pueden requerir recursos significativos. A pesar de ello, los estudios proporcionarían información más específica y facilitarían la toma de decisiones de política pública en relación con la sostenibilidad de los ecosistemas.

Conclusiones

La expansión de tierras de baja cobertura y construcción, junto con la disminución de la selva, reflejan efectos negativos de la actividad antrópica en la cuenca. La pérdida intensiva de selva y cuerpos de agua afecta negativamente la provisión de servicios ecosistémicos, especialmente en regulación y soporte. La reducción del valor económico de estos servicios resalta la importancia de conservar la cobertura natural para sostener beneficios ambientales y económicos. La dinámica del cambio en cobertura y uso del suelo indica aumento en servicios de provisión, pero con disminución en servicios de mayor valor económico. Por lo anterior, se requieren estrategias de manejo sostenible para revertir las tendencias de cambio de cobertura y uso del suelo y para proteger los servicios ecosistémicos de la cuenca.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) y a la Secretaría de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico

- Belenok, V., Noszczyk, T., Hebryn-Baidy, L., & Kryachok, S. (2021). Investigating anthropogenically transformed landscapes with remote sensing. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 24. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100635>
- Blancas-Díaz, E., Castañeda-Hidalgo, E., Robles, C., Rodríguez-Ortiz, G., Santiago-Martínez, G., & Villegas-Aparicio, Y. (2022). Water supply water runoff quality in the sub deciduous forest of the Coast of Oaxaca, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 28(1), 89–103. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2020.10.063>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2023). *Biodiversidad mexicana. Ecosistemas de México*. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/ecosismex>
- Congedo, L. (2021). Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64), 3172. <https://doi.org/10.21105/jOSS.03172>
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Cruz, C. J., Mendoza, E., Silva, R., & Chávez, V. (2019). Assessing degrees of anthropization on the coast of Mexico from ecosystem conservation and population growth data. *Journal of Coastal Research*, 92, 136. <https://doi.org/10.2112/SI92-016.1>
- Fahad, S., Li, W., Lashari, A. H., Islam, A., Khattak, L. H., & Rasool, U. (2021). Evaluation of land use and land cover Spatio-temporal change during rapid Urban sprawl from Lahore, Pakistan. *Urban Climate*, 39, 100931. <https://doi.org/10.1016/j.UCLIM.2021.100931>
- Feng, Y., Lei, Z., Tong, X., Gao, C., Chen, S., Wang, J., & Wang, S. (2020). Spatially-explicit modeling and intensity analysis of China's land use change 2000–2050. *Journal of Environmental Management*, 263, 110407. <https://doi.org/10.1016/j.JENVMAN.2020.110407>
- Gao, X., Shen, J., He, W., Zhao, X., Li, Z., Hu, W., Wang, J., Ren, Y., & Zhang, X. (2021). Spatial-temporal analysis of ecosystem services value and research on ecological compensation in Taihu Lake Basin of Jiangsu Province in China from 2005 to 2018. *Journal of Cleaner Production*, 317, 128241. <https://doi.org/10.1016/j.JCLEPRO.2021.128241>
- García Alvarado, M. E., Díaz Zorrilla, O. G., Castañeda Hidalgo, E., Lozano Trejo, S., & Pérez León, M. I. (2017). Caracterización del agroecosistema de café bajo sombra en la cuenca del río Copalita. *Revista Mexicana de Agronegocios*, 40, 635–648. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=14152127011>
- Gashaw, T., Tulu, T., Argaw, M., Worqlul, A. W., Tolessa, T., & Kindu, M. (2018). Estimating the impacts of land use/land cover changes on ecosystem service values: The case of the Andassa watershed in the Upper Blue Nile basin of Ethiopia. *Nacional (IPN) por el apoyo en instalaciones y servicios, así como la beca de posgrado al primer autor y el financiamiento del proyecto SIP 20221630 de donde derivó esta investigación. Especial agradecimiento a los habitantes de la cuenca del río Copalita por su tiempo y disposición.*
- Fin de la versión en español**
- =====
- Ecosystem Services*, 31, 219–228. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2018.05.001>
- Godwyn-Paulson, P., Jonathan, M. P., Roy, P. D., Rodríguez-Espinosa, P. F., Muthusankar, G., Muñoz-Sevilla, N. P., & Lakshumanan, C. (2021). Evolution of southern Mexican Pacific coastline: Responses to meteo-oceanographic and physiographic conditions. *Regional Studies in Marine Science*, 47, 101914. <https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2021.101914>
- Hasan, S. S., Deng, X., Li, Z., & Chen, D. (2017). Projections of future land use in Bangladesh under the background of baseline, ecological protection and economic development. *Sustainability*, 9(4), 505. <https://doi.org/10.3390/SU9040505>
- Huang, J., Pontius, R. G., Li, Q., & Zhang, Y. (2012). Use of intensity analysis to link patterns with processes of land change from 1986 to 2007 in a coastal watershed of southeast China. *Applied Geography*, 34, 371–384. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.01.001>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020* <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Khan, S. U., Khan, I., Zhao, M., Khan, A. A., & Ali, M. A. S. (2019). Valuation of ecosystem services using choice experiment with preference heterogeneity: A benefit transfer analysis across inland river basin. *Science of the Total Environment*, 679, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.049>
- Liu, Y., Hou, X., Li, X., Song, B., & Wang, C. (2020). Assessing and predicting changes in ecosystem service values based on land use/cover change in the Bohai Rim coastal zone. *Ecological Indicators*, 111, 106004. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106004>
- Liverman, D. M., & Cuesta, R. M. R. (2008). Human interactions with the Earth system: people and pixels revisited. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33(9), 1458–1471. <https://doi.org/10.1002/ESP.1715>
- Lopes, L. F. G., dos Santos Bento, J. M. R., Arede Correia Cristovão, A. F., & Baptista, F. O. (2015). Exploring the effect of land use on ecosystem services: The distributive issues. *Land Use Policy*, 45, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.12.008>
- Loveland, T. R., & Mahmood, R. (2014). A design for a sustained assessment of climate forcing and feedbacks related to land use and land cover change. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95(10), 1563–1572. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-12-00208.1>
- Maass, M., Búrquez, A., Trejo, I., Valenzuela, D., González, M. A., Rodríguez, M., & Arias, H. (2009). Amenazas. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury, & R. Dirzo (Eds.),

- Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (1.ª ed., pp. 311–336). Fondo de Cultura Económica.
- Mansourian, S., González Mora, I. D., Palmas Tenorio, M. A., Spota Diericx, G., & Vallauri, D. (2020). *Lessons learnt from 15 years of integrated watershed management and forest restoration: the Copalita-Zimatán-Huatulco Landscape in Mexico*. <https://www.researchgate.net/publication/343609947>
- Martínez, M. L., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehltreter, K., Equihua, M., & Landgrave, R. (2009). Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1856–1863. <https://doi.org/10.1016/j.FORECO.2009.02.023>
- Mendoza Amezcuita, E., & Seims, J. A. (2021). Calidad del agua del río Copalita (parte baja), Oaxaca, México. *Temas de Ciencia y Tecnología*, 25(74), 11–16. <http://repositorio.utm.mx/bitstream/123456789/385/1/2021-TCyT-EMA.pdf>
- Mendoza-González, G., Martínez, M. L., Lithgow, D., Pérez-Maqueo, O., & Simonin, P. (2012). Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico. *Ecological Economics*, 82, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ECOLECON.2012.07.018>
- Morshed, S. R., Fattah, M. A., Haque, M. N., & Morshed, S. Y. (2021). Future ecosystem service value modeling with land cover dynamics by using machine learning based Artificial Neural Network model for Jashore city, Bangladesh. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 126, 103021. <https://doi.org/10.1016/j.PCE.2021.103021>
- Qiu, H., Hu, B., & Zhang, Z. (2021). Impacts of land use change on ecosystem service value based on SDGs report—Taking Guangxi as an example. *Ecological Indicators*, 133, 108366. <https://doi.org/10.1016/j.ECOLIND.2021.108366>
- Rasool, U., Chen, J., Muhammad, S., Siddique, J., Venkatramanan, S., Sabarathinam, C., Siddique, M. A., & Rasool, M. A. (2020). Geoinformatics and geophysical survey-based estimation of best groundwater potential sites through surface and subsurface indicators. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(15), 1–17. <https://doi.org/10.1007/S12517-020-05496-3>
- Rwanga, S. S., & Ndambuki, J. M. (2017). Accuracy assessment of land use/land cover classification using remote sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, 08(04), 611–622. <https://doi.org/10.4236/ijg.2017.84033>
- Salas-Morales, S. H., Saynes-Vásquez, A., & Schibli, L. (2003). Flora de la costa de Oaxaca, México: Lista florística de la región de Zimatán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 72, 21–58. <https://doi.org/10.17129/botsci.1669>
- Salas-Morales, S. H., Schibli, L., Nava-Zafra, A., & Saynes-Vásquez, A. (2007). Flora de la costa de Oaxaca, México (2): lista florística comentada del Parque Nacional Huatulco. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 81, 101–130. <https://doi.org/10.17129/botsci.1769>
- Sannigrahi, S., Chakraborti, S., Banerjee, A., Rahmat, S., Bhatt, S., Jha, S., Singh, L. K., Paul, S. K., & Sen, S. (2020). Ecosystem service valuation of a natural reserve region for sustainable management of natural resources. *Environmental and Sustainability Indicators*, 5, 100014. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2019.100014>
- Saputra, M. H., & Lee, H. S. (2019). Prediction of land use and land cover changes for North Sumatra, Indonesia, using an artificial-neural-network-based cellular automaton. *Sustainability*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/SU11113024>
- Schmidt, S., Manceur, A. M., & Seppelt, R. (2016). Uncertainty of monetary valued ecosystem services - value transfer functions for global mapping. *PLoS ONE*, 11(3), e0148524. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148524>
- Su, K., Wei, D. Z., & Lin, W. X. (2020). Evaluation of ecosystem services value and its implications for policy making in China – A case study of Fujian province. *Ecological Indicators*, 108. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105752>
- Tianhong, L., Wenkai, L., & Zhenghan, Q. (2010). Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecological Economics*, 69(7), 1427–1435. <https://ideas.repec.org/a/eee/ecolec/v69y2010i7p1427-1435.html>
- Tolessa, T., Kidane, M., & Bezie, A. (2021). Assessment of the linkages between ecosystem service provision and land use/land cover change in Fincha watershed, North-Western Ethiopia. *Heliyon*, 7(7), e07673. <https://doi.org/10.1016/j.HELIYON.2021.E07673>
- Zheng, W., Ke, X., Xiao, B., & Zhou, T. (2019). Optimising land use allocation to balance ecosystem services and economic benefits - A case study in Wuhan, China. *Journal of Environmental Management*, 248, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109306>
- Ziaul Hoque, M., Islam, I., Ahmed, M., Shamim Hasan, S., & Ahmed Prodhan, F. (2022). Spatio-temporal changes of land use land cover and ecosystem service values in coastal Bangladesh. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 25(1), 173–180. <https://doi.org/10.1016/j.EJRS.2022.01.008>