

Loss of riparian vegetation cover due to dewatering of the Pitillal River in Jalisco

Pérdida de cobertura vegetal riparia por acciones de desazolve del río Pitillal en Jalisco

Eréndira Canales-Gómez; Karen E. Peña-Joya*;
Bartolo Cruz-Romero; Jorge Téllez-López

¹Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa, Laboratorio de Ecología, Paisaje y Sociedad. Av. Universidad núm. 203, Delegación Ixtapa. C. P. 48280. Puerto Vallarta, Jalisco, México.

*Corresponding author: karen.joya@academicos.udg.mx; tel.: +52 322 170 5006.

Abstract

Introduction: Anthropogenic disturbances such as dredging affect the structural and functional components of riparian forests, compromising their capacity to provide ecosystem services.

Objectives: To quantify the loss of vegetation cover of a riparian forest by dredging activities in the Pitillal River (Puerto Vallarta, Jalisco).

Materials and methods: The multispectral NDVI index was used with land use and vegetation change matrices to determine the extent, loss of vegetation cover and impact at the time of dredging and one year after the event.

Results and discussion: The dredging area was 6.93 ha, of which 2.82 ha (40.7 %) were severely affected areas with total loss of vegetation cover; bare soil increased in surface area by 736 %. One year after clearing, the beginning of a succession process was identified, with bare soil being replaced by herbaceous plants and shrubs.

Conclusion: This forest was severely damaged by dredging but showed possible recovery after the impact.

Keywords: spatial analysis;
anthropic disturbances;
succession process;
bare soil; land use.

Resumen

Introducción: Los disturbios antrópicos como los desazolves afectan los componentes estructurales y funcionales de los bosques riparios, comprometiendo su capacidad de proveer servicios ecosistémicos.

Objetivos: Cuantificar la pérdida de cobertura vegetal de un bosque ripario por acciones de desazolve en el río Pitillal (Puerto Vallarta, Jalisco).

Materiales y métodos: Se utilizó el índice multiespectral NDVI en conjunto con matrices de cambio de uso de suelo y vegetación para determinar la extensión, pérdida de cobertura vegetal e impacto al momento del desazolve y un año después del suceso.

Resultados y discusión: La superficie de desazolve fue 6.93 ha, de las cuales 2.82 ha (40.7 %) fueron áreas severamente afectadas con pérdida total de cobertura vegetal; el suelo desnudo incrementó superficialmente en 736 %. Un año después del desazolve se identificó el inicio de un proceso de sucesión, siendo el suelo desnudo reemplazado por herbáceas y arbustos.

Conclusión: El bosque presentó daño severo a causa del desazolve, pero mostró posible recuperación después del impacto.

Palabras clave: análisis espacial; disturbios antrópicos; proceso de sucesión; suelo desnudo; uso de suelo.

Introduction

The riparian forest of the Pitillal River, located in the tourist city of Puerto Vallarta, Jalisco, was intervened between the first and third week of June 2020 to carry out actions of dredging as a flood prevention measure, resulting in loss of vegetation cover. These actions generated debates and divided opinions among the population, academia and municipal government, where the main issues were the size of the impact and its possible implications. It is known that riparian forests provide a number of benefits to the biodiversity of aquatic and terrestrial environments, providing ecosystem services to human populations (Cole et al., 2020; Riis et al., 2020). These include climate regulation, erosion control, flood protection, food and timber supply, as well as intangible benefits by providing spaces for recreation, physical and mental health, cultural manifestations and cognitive development (Canales-Gómez et al., 2022; Flores-Díaz et al., 2014; Grizzetti et al., 2019; Pandey et al., 2022). However, these environments are considered among the most vulnerable in the world, due to anthropogenic activities such as land use change, channel alteration, damming, water extraction and pollution, and flood control works (Albert et al., 2020). These threats modify species composition (Brice et al., 2016), alter hydrological and sediment regimes (Van Looy et al., 2017), and diminish the capacity of these systems to provide the aforementioned ecosystem services and benefits (Pandey et al., 2022).

The Pitillal River is located in an area where accelerated urbanization processes take place, including the establishment of hotel complexes, condominiums and shopping centers at its mouth river (Cárdenas-Gómez & Rodríguez-Bautista, 2012). For several years, the lower part of the river has undergone modifications in its banks and surrounding land use. At the beginning of the 20th century, commercial banana plantations and other crops were established (Gómez-Encarnación, 2021). Among the most important alterations is the diversion of the riverbed (initiated in 1998) as a measure to prevent floods such as those occurred in 1971 and 1998 (Martínez-Hernández et al., 2014). This modification consisted of rectifying the meander near the mouth river for a distance of 1250 m and widening the channel to 160 m and a depth of 4 m (Morales, López, 2018). Subsequent to this intervention, no maintenance actions were carried out until the dredging analyzed in this study. This favored the expansion of the vegetation, eventually forming a forest composed of forest vegetation such as willows (*Salix humboldtiana* Willd.), fig trees (*Ficus insipida* Willd.), camichines (*Ficus padifolia* Kunth), jarretaderas (*Acacia hindsii* Benth.), guamuchiles (*Pithecellobium dulce* [Roxb.] Benth.), guamuchilillos (*Pithecellobium lanceolatum* [Humb. & Bonpl. ex Willd.] Benth.) and Elephant's Ear Trees (*Enterolobium cyclocarpum* [Jacq.] Griseb.); grasses

Introducción

El bosque de ribera del río Pitillal, ubicado en la ciudad turística de Puerto Vallarta, Jalisco, fue intervenido entre la primera y tercera semana de junio de 2020 para realizar acciones de desazolve como medida de prevención ante inundaciones, dando como resultado pérdida de cobertura vegetal. Estas acciones generaron debates y opiniones divididas entre la población, academia y gobierno municipal, donde los temas principales eran la magnitud del impacto y sus posibles implicaciones. Es conocido que los bosques de ribera proporcionan una serie de beneficios a la biodiversidad de los ambientes acuáticos y terrestres, así como provisión de servicios ecosistémicos a las poblaciones humanas (Cole et al., 2020; Riis et al., 2020). Entre estos se incluyen la regulación climática, control de la erosión, protección contra inundaciones, suministro de alimentos y madera, así como beneficios intangibles al brindar espacios para la recreación, la salud física y mental, manifestaciones culturales y desarrollo cognitivo (Canales-Gómez et al., 2022; Flores-Díaz et al., 2014; Grizzetti et al., 2019; Pandey et al., 2022). No obstante, estos ambientes se consideran entre los más vulnerables del mundo, debido a las actividades antrópicas como el cambio de uso de suelo, alteración de cauces, represamiento, extracción y contaminación del agua, y obras para el control de inundaciones (Albert et al., 2020). Estas amenazas modifican la composición de especies (Brice et al., 2016), alteran los regímenes hidrológicos y sedimentarios (Van Looy et al., 2017) y disminuyen la capacidad de estos sistemas para brindar los servicios ecosistémicos y beneficios antes mencionados (Pandey et al., 2022).

El río Pitillal se localiza en una zona donde ocurren procesos acelerados de urbanización que incluyen el establecimiento de complejos hoteleros, condominios y centros comerciales en su desembocadura (Cárdenas-Gómez & Rodríguez-Bautista, 2012). Desde hace varios años, la parte baja del río ha tenido modificaciones en la ribera y uso de suelo circundante. A inicios del siglo XX se establecieron plantaciones comerciales de plátano y otros cultivos (Gómez-Encarnación, 2021). De las alteraciones más importantes se encuentra el desvío del cauce (iniciado en 1998) como medida de prevención de inundaciones como las ocurridas en 1971 y 1998 (Martínez-Hernández et al., 2014). La modificación consistió en la rectificación del meandro cercano a la desembocadura en un trayecto de 1250 m y la ampliación del cauce a 160 m y una profundidad de 4 m (Morales, López, 2018). Posterior a esta intervención no se realizaron acciones de mantenimiento hasta el desazolve analizado en este estudio. Esto favoreció la expansión de la vegetación, llegando a conformar un bosque compuesto por vegetación arbórea como sauces (*Salix humboldtiana* Willd.), higueras (*Ficus insipida* Willd.), camichines (*Ficus padifolia* Kunth), jarretaderas

and herbaceous plants of rapid growth and short life cycles such as quelite (*Amaranthus hybridus* L.); several species of the genus *Cyperus* known as coquillos; shrub species such as huizache (*Acacia farnesiana* [L.] Willd.); and higuera (*Ricinus communis* L.) in the most disturbed sites (Aréchiga et al., 2022). Most species coincide with historical flora records (prior to 1960) for the site (Gómez-Encarnación, 2021).

Based on the above background, and given the importance of the riparian forest for the biodiversity of the region and the ecosystem services provided to the population, the objective of this study was to quantify the loss of vegetation cover in the riparian forest of the Pitillal River as a result of dredging and to evaluate the change one year after the event. The hypothesis is that dredging actions impacted the riparian forest, reducing the natural protection that these ecosystems provide against floods, thereby affecting human settlements located in the area.

Materials and Methods

Study area

The study area includes the area of intervention for dredging the Pitillal River in June 2020. This area covers a linear distance of 1064.5 m, next to the mouth of the water body, in the municipality of Puerto Vallarta, Jalisco, Mexico (Figure 1). For this study, a polygon of 21.29 ha was delimited from a zone of influence of 100 m on both sides of the river.

Spatial analyses

The spatial analyses were carried out based on Sentinel-2A satellite images with a spatial resolution of 10 m (European Space Agency [ESA], 2021) and considering three times: before dredging (2020/05/25), immediately after (2020/06/19) and one year later (2021/05/12). The images were automatically preprocessed with the atmospheric corrections of the Dark Object Subtraction method (Chavez, 1988) and were also automatically corrected to convert the digital numbers to reflectance values. This preprocessing was carried out using the Semi-Automatic Classification Plugin (Congedo, 2021) for QGIS 3.6 (Quantum GIS Development Team, 2016).

Vegetation cover and land use

Classification and extent of vegetation cover and land use were estimated with the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (Rouse & Space, 1973). This index has been widely used for primary productivity assessment (Xiao et al., 2005), phenological monitoring (Fisher et al., 2006; Weiss et al., 2004) and vegetation classification (Jia et al., 2014), including riparian

(*Acacia hindsii* Benth.), guamúchiles (*Pithecellobium dulce* [Roxb.] Benth.), guamuchillos (*Pithecellobium lanceolatum* [Humb. & Bonpl. ex Willd.] Benth.) y parotas (*Enterolobium cyclocarpum* [Jacq.] Griseb.); gramíneas y herbáceas de crecimiento rápido y ciclos de vida cortos como el quelite (*Amaranthus hybridus* L.); varias especies del género *Cyperus* conocidas como coquillos; especies arbustivas como huizache (*Acacia farnesiana* [L.] Willd.); así como higuera (*Ricinus communis* L.) en los sitios más perturbados (Aréchiga et al., 2022). La mayoría de estas especies coinciden con los registros históricos (anteriores a 1960) de la flora del lugar (Gómez-Encarnación, 2021).

Con base en los antecedentes expuestos, y dada la importancia que el bosque de ribera representa para la biodiversidad de la región y por los servicios ecosistémicos que brinda a la población, el objetivo de este trabajo fue cuantificar la pérdida de cobertura vegetal del bosque ripario del río Pitillal derivada del desazolve y evaluar el cambio un año después del suceso. La hipótesis plantea que las acciones de desazolve impactaron el bosque de ribera, disminuyendo la protección natural que estos ecosistemas proveen contra inundaciones, dejando vulnerables a los asentamientos humanos ubicados en la zona.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio comprende la superficie donde se realizó la intervención para el desazolve del río Pitillal en junio del 2020. Dicha zona abarca una distancia lineal de 1064.5 m, contigua a la desembocadura del cuerpo de agua, en el municipio de Puerto Vallarta, Jalisco, México (Figura 1). Para este estudio se delimitó un polígono de 21.29 ha a partir de una zona de influencia de 100 m a ambos márgenes del río.

Análisis espaciales

Los análisis espaciales se hicieron con base en imágenes satelitales Sentinel-2A de resolución espacial de 10 m (European Space Agency [ESA], 2021) y considerando tres tiempos: previo al desazolve (25/5/2020), momento posterior inmediato (19/6/2020) y un año después (12/5/2021). Las imágenes se preprocesaron de manera automática con las correcciones atmosféricas del método de sustracción de objeto oscuro (Dark Object Subtraction; Chavez, 1988) y también se corrigieron automáticamente para convertir los números digitales a valores de reflectancia. Este preprocesamiento se realizó con el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (Congedo, 2021) para QGIS 3.6 (Quantum GIS Development Team, 2016).

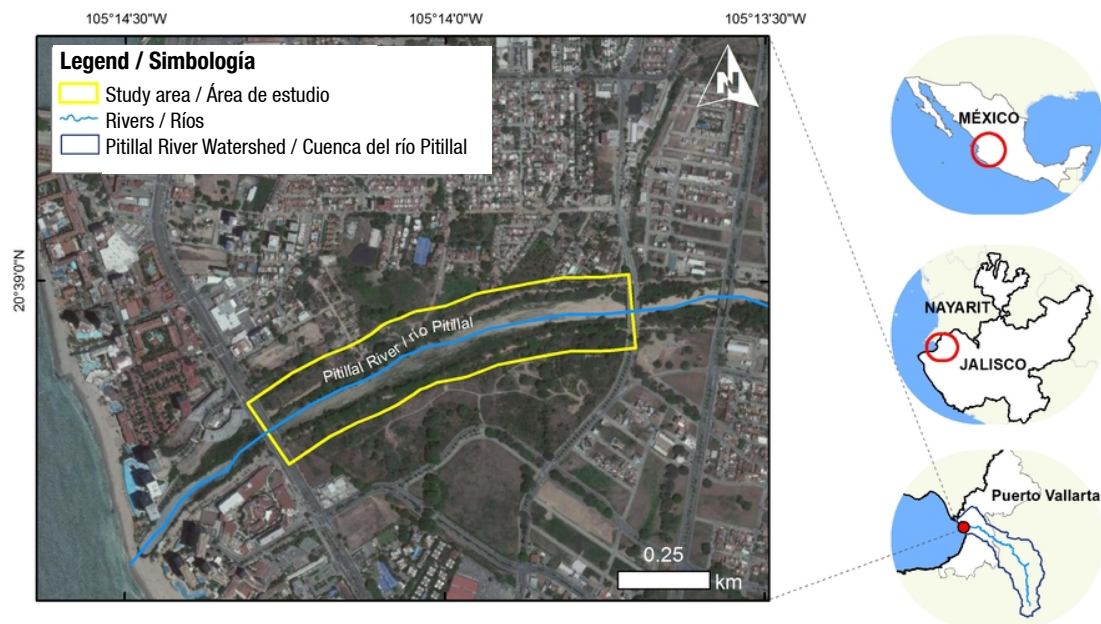


Figura 1. Localización del área de estudio donde se realizó el desazolve del río Pitillal en Puerto Vallarta, Jalisco, México.
Figure 1. Location of the study area where the Pitillal river in Puerto Vallarta, Jalisco, Mexico, was dredged.

vegetation (Fu & Burgher, 2015; Jeong et al., 2016; Montilla-Pacheco & Pacheco-Gil, 2017). In addition, the sensitivity of the index allows it to be applied in the assessment of impacts and damages in the riparian zone and as a support in decision making (Gandhi et al., 2015; Yang, 2007).

NDVI is derived from arithmetic combinations between two bands related to the spectral characteristics of vegetation according to the formula $NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$; where, NIR is the atmospherically corrected reflectance corresponding to the near infrared and R is the atmospherically corrected reflectance corresponding to the red. The index includes values between -1 and 1, from which land cover and land use are classified; positive values are associated with vegetation cover. This study determined four categories based on the criteria of Cartaya Ríos et al. (2014): 1) closed vegetation, 2) open vegetation, 3) sparse vegetation, and 4) bare soil (Table 1).

Loss of vegetation cover and dredging impact

The loss of vegetation cover due to dredging activities was determined using a land cover and land use change matrix (Pontius et al., 2004). The severity of the impact was estimated from the difference in NDVI values between the date before and after the event. The values were classified into six impact categories, following the method of generating natural breaks,

Cobertura vegetal y uso de suelo

La clasificación y extensión de la cobertura vegetal y usos de suelo se estimaron con el Índice Normalizado Diferencial de Vegetación (NDVI) (Rouse & Space, 1973). Este índice se ha utilizado ampliamente para evaluación de productividad primaria (Xiao et al., 2005), monitoreo fenológico (Fisher et al., 2006; Weiss et al., 2004) y clasificación de vegetación (Jia et al., 2014), incluyendo vegetación riparia (Fu & Burgher, 2015; Jeong et al., 2016; Montilla-Pacheco & Pacheco-Gil, 2017). Además, la sensibilidad del índice permite aplicarlo en la evaluación de impactos y daños en la zona riparia y como apoyo en la toma de decisiones (Gandhi et al., 2015; Yang, 2007).

El NDVI se obtiene de combinaciones aritméticas entre dos bandas relacionadas con las características espectrales de la vegetación de acuerdo con la fórmula $NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$; donde, NIR es la reflectancia corregida atmosféricamente correspondiente al infrarrojo cercano y R es la reflectancia corregida atmosféricamente correspondiente al rojo. El índice comprende valores entre -1 y 1, a partir de los cuales se clasifican las coberturas y usos de suelo; los valores positivos se asocian a coberturas vegetales. En este estudio se determinaron cuatro categorías con base en los criterios de Cartaya Ríos et al. (2014): 1) vegetación cerrada, 2) vegetación abierta, 3) vegetación dispersa y 4) suelo desnudo (Cuadro 1).

Table 1. NDVI values related to land cover and land use.**Cuadro 1. Valores del índice NDVI con respecto a la cobertura y uso de suelo.**

Cover and land use/ Cobertura y uso de suelo	Description/ Descripción	NDVI values/ Valores NDVI
Closed vegetation/Vegetación cerrada	Dense growing plants, deciduous and semi-deciduous species/ Plantas densas en crecimiento, especies deciduas y semideciduas	>0.40
Open vegetation/Vegetación abierta	Woody vegetation and shrubs/ Vegetación leñosa y arbustos	0.25-0.40
Sparse vegetation/Vegetación dispersa	Sparse grasses and shrubs/ Hierbas y arbustos dispersos	0.15-0.25
Bare soil/Suelo desnudo	Soils with no vegetation cover, dead vegetation, buildings and rocks/ Suelos sin cobertura vegetal, vegetación muerta, construcciones y rocas.	<0.15

which is a classification based on the nature of the data (Jenks, 1967; Osaragi, 2002). The categories were: null to very low (0.59 to 0.11), very low (0.12 to 0.02), low (0.03 to -0.04), medium (-0.05 to -0.12), high (-0.13 to -0.39) and severe (-0.40 to -0.93). The area of impact was considered to be that corresponding to the high, severe and medium categories, because they represent the most significant changes in land cover and land use.

Evaluation one year after the impact

The follow-up evaluation one year after dredging included the calculation of the rate of change between June 2020 and May 2021 based on the formula proposed by FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1995) in the land cover and land use change matrices:

$$\delta_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{\frac{1}{n}} - 1$$

where,

δ_n = rate of change (ha)

S_1 = map area date 1 (ha)

S_2 = map area date 2 (ha)

n = number of years between both dates.

The significance of spatial correspondence between maps used to identify land cover and land use change was determined by calculating the following indices (Maass & Regil García, 2010; Pérez-Rubio et al., 2021): Kappa index (Cohen, 1960), χ^2 , Cramer's V index and Kappa index of agreement (KIA). The last two range from 0 to 1, with 1 indicating perfect agreement and 0 indicating a pattern due to chance (De Smith et al., 2018). These values were calculated using the IDRISI 17.02 Selva software (Eastman, 2012).

Pérdida de cobertura vegetal e impacto del desazolve

La pérdida de cobertura vegetal por las actividades de desazolve se determinó mediante una matriz de cambio de cobertura y uso de suelo (Pontius et al., 2004). La severidad del impacto se estimó a partir de la diferencia en los valores de NDVI entre la fecha previa y posterior al evento. Los valores se clasificaron en seis categorías de impacto, siguiendo el método de generación de rangos de los umbrales naturales (natural breaks o 'Jenks'), el cual es una clasificación con base en la naturaleza de los datos (Jenks, 1967; Osaragi, 2002). Las categorías fueron: nulo a muy bajo (0.59 a 0.11), muy bajo (0.12 a 0.02), bajo (0.03 a -0.04), medio (-0.05 a -0.12), alto (-0.13 a -0.39) y severo (-0.40 a -0.93). Se consideró como área de impacto aquella correspondiente a las categorías alto, severo y medio, debido a que estas representan los cambios más significativos entre coberturas y usos de suelo.

Evaluación a un año del impacto

La evaluación de seguimiento a un año del desazolve incorporó, a las matrices de cambio de cobertura y uso de suelo, el cálculo de la tasa de cambio entre junio de 2020 y mayo 2021 con base en la fórmula propuesta por la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1995):

$$\delta_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{\frac{1}{n}} - 1$$

donde,

δ_n = tasa de cambio (ha)

S_1 = superficie del mapa fecha 1 (ha)

S_2 = superficie del mapa fecha 2 (ha)

n = número de años entre ambas fechas.

Results and Discussion

Prior to dredging, the area had 88.96 % (18.94 ha) of closed vegetative cover (Figures 2A and 3A; Table 2). Post-impact, bare soil increased from 0.47 ha to 3.93 ha, an increase of 736 % (Figure 2B; Table 2). The affected area comprised 32 % of the total area, distributed mainly along the river margin; severely impacted areas occupied 13 %, while high and medium impact represented 10 % and 9 %, respectively (Figure 2D).

La significancia de la correspondencia espacial entre los mapas utilizados para determinar el cambio de cobertura y uso de suelo se determinó mediante el cálculo de los índices siguientes (Maass & Regil García, 2010; Pérez-Rubio et al., 2021): índice Kappa (Cohen, 1960), χ^2 , índice V de Cramer e índice de concordancia Kappa (KIA). Los dos últimos varían entre 0 y 1, siendo 1 el indicativo de una concordancia perfecta y 0 indica un patrón debido al azar (De Smith et al., 2018). Estos valores se calcularon con el *software* IDRISI 17.02 Selva (Eastman, 2012).

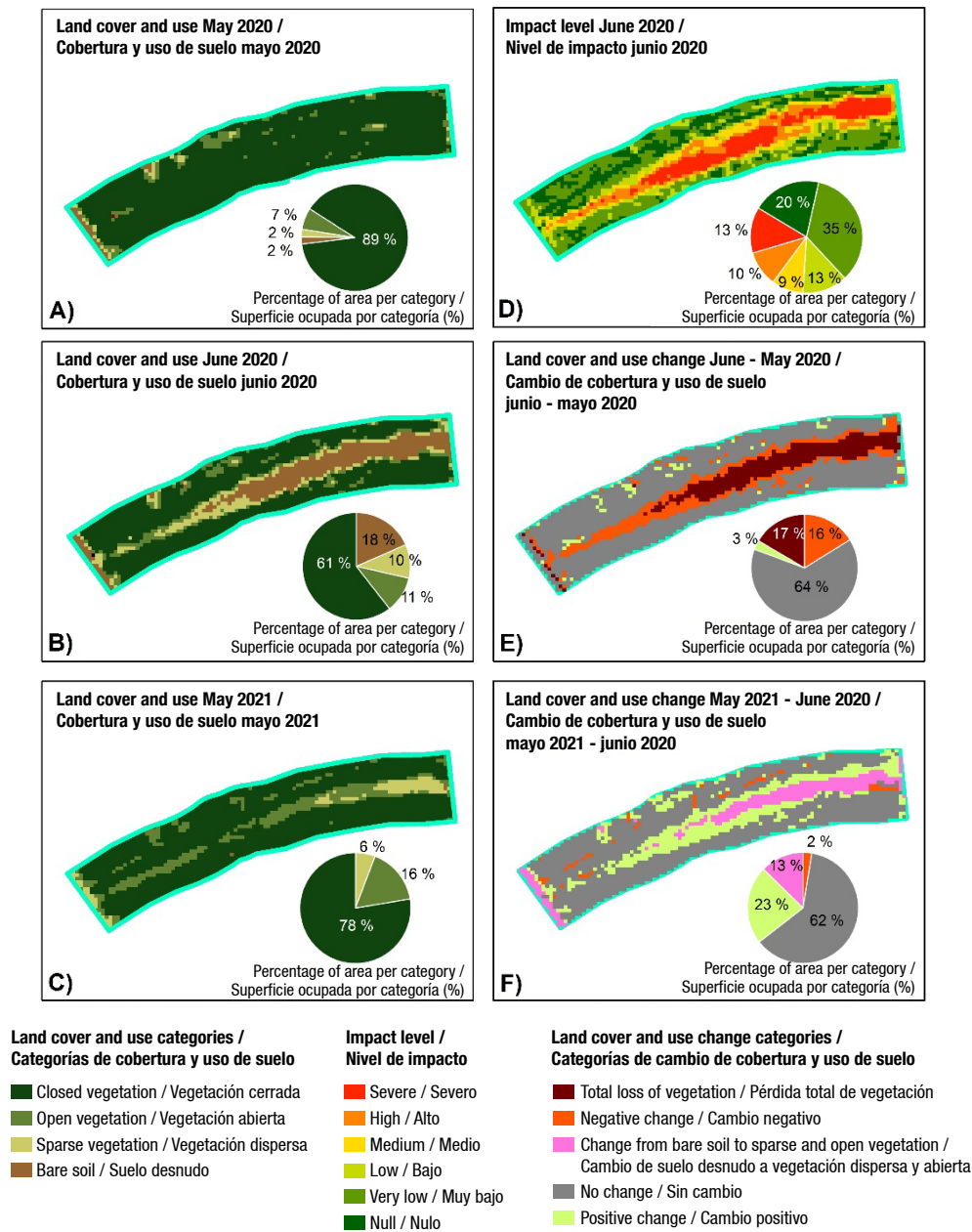


Figure 2. Land cover and land use of the study area prior to (A), immediately after (B) and one year after (C) dredging; level of impact (D) and change in cover and land use after dredging (E) and after one year (F). The graphs show the percentages of area occupied by each category.

Figura 2. Cobertura y uso de suelo del área de estudio en el momento previo (A), inmediatamente posterior (B) y un año después (C) del desazolve; nivel de impacto (D) y cambio de coberturas y uso de suelo posterior al desazolve (E) y después de un año (F). Las gráficas muestran los porcentajes del área ocupada por cada categoría referida.

Table 2. Area and rate of change of cover and land use in the riparian forest affected by dredging activities in the Pitillal River.**Cuadro 2. Superficie y tasa de cambio de la cobertura y uso de suelo en el bosque de ribera intervenido por el desazolve del río Pitillal.**

Cover and land use/ Cobertura y uso de suelo	Area/Superficie						Rate of change/ Tasa de cambio 2020-2021 (ha)
	May/Mayo 2020		June/Junio 2020		May/Mayo 2021		
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	
Closed vegetation/Vegetación cerrada	18.94	88.96	12.88	60.50	16.54	77.69	-3.40
Open vegetation/Vegetación abierta	1.39	6.53	2.32	10.90	3.53	16.58	1.14
Sparse vegetation/Vegetación dispersa	0.49	2.30	2.16	10.15	1.19	5.59	-0.30
Bare soil/Suelo desnudo	0.47	2.20	3.93	18.46	0.03	0.14	-1.44
Total	21.29	100	21.29	100	21.29	100	

The analysis of land use change indicated that 17 % of the area registered total loss of vegetation cover and 16 % had a negative change from closed to open cover and from open to sparse cover (Figures 2E and 3B). In total, 6.49 ha occupied by closed vegetation were replaced by the three remaining coverages: bare soil, sparse vegetation and open vegetation (Table 3).

One year after the event, changes in land cover and land use in the intervened area were identified, characterized by an increase in the area corresponding to closed vegetation with a gain of 3.66 ha, which went from 12.88 ha in 2020 to 16.54 ha in 2021 (Table 2), located mainly in the area adjacent to the unchanged areas and where a medium level of impact was recorded. Furthermore, the change in the severe impact zone was notable, where bare soil was replaced by sparse and open vegetation cover (Figure 2F; Table 4). Annual rate of land cover and land use change identified a loss of 3.4 ha of closed vegetation and a gain of 1.14 ha of open vegetation (Table 2).

Riparian forests are dynamic ecosystems with high resilience to natural disturbances (Naiman et al., 2010); however, anthropogenic disturbances such as dredging affect their structural and functional components (Cornejo-Denman et al., 2018). In this study, it was found that dredging generated loss of closed vegetation cover, especially in the area adjacent to the Pitillal riverbed. It is important to maintain such vegetation because it helps to mitigate erosion and flood impacts, regulate water quality, and maintain aquatic-terrestrial biodiversity and its associated ecosystem services (Cole et al., 2020; Riis et al., 2020). It has been documented that anti-flood measures such as the maintenance of riparian forests and reforestation in the watershed uplands provide greater benefits and better cost-benefit ratios in comparison to measures such as dredging and infrastructure construction (Daigneault et al., 2016). For example, it has been estimated that 1 ha of riparian forest can mitigate flood damages up to a value of 1900

Resultados y discusión

Previo al desazolve, el área contaba con 88.96 % (18.94 ha) de cobertura vegetal cerrada (Figuras 2A y 3A; Cuadro 2). Posterior al impacto, el suelo desnudo incrementó de 0.47 ha a 3.93 ha, lo cual representa un aumento de 736 % (Figura 2B; Cuadro 2). La superficie afectada comprendió 32 % del área total, concentrada principalmente en el margen del río; las áreas de impacto severo ocuparon 13 %, mientras que el impacto alto y medio representaron 10 % y 9 %, respectivamente (Figura 2D).

El análisis de cambio de uso de suelo indicó que 17 % del área registró pérdida total de la cobertura vegetal y 16 % tuvo cambio negativo de cobertura cerrada a cobertura abierta y de esta a dispersa (Figuras 2E y 3B). En total, 6.49 ha ocupadas por vegetación cerrada fueron reemplazadas por las tres coberturas restantes: suelo desnudo, vegetación dispersa y vegetación abierta (Cuadro 3).

A un año del evento se identificó cambio en las coberturas y uso del suelo del área intervenida, caracterizado por el aumento de superficie correspondiente a vegetación cerrada con una ganancia de 3.66 ha, la cual pasó de 12.88 ha en el 2020 a 16.54 ha en 2021 (Cuadro 2), localizada principalmente en la zona contigua a las superficies sin cambio y en donde se registró nivel de impacto medio. Asimismo, el cambio en la zona de impacto severo fue notable, donde el suelo desnudo fue reemplazado por cobertura de vegetación dispersa y abierta (Figura 2F; Cuadro 4). La tasa anual de cambio de coberturas y uso de suelo permitió identificar una pérdida de 3.4 ha de vegetación cerrada y una ganancia de 1.14 ha de vegetación abierta (Cuadro 2).

Los bosques riparios son ecosistemas dinámicos y de alta resiliencia a perturbaciones naturales (Naiman et al., 2010); sin embargo, los disturbios antrópicos como los desazolves afectan sus componentes estructurales y funcionales (Cornejo-Denman et al., 2018). En este

Table 3. Matrix of land cover and land use change (ha) June 2020 - May 2020.**Cuadro 3. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo (ha) junio 2020 – mayo 2020.**

May/Mayo 2020	June/Junio 2020				Total (ha)
	Closed vegetation/ Vegetación cerrada	Open vegetation/ Vegetación abierta	Sparse vegetation/ Vegetación dispersa	Bare soil/ Suelo desnudo	
Closed vegetation/ Vegetación cerrada	12.45	1.52	1.74	3.23	18.94
Open vegetation/ Vegetación abierta	0.42	0.68	0.19	0.1	1.39
Sparse vegetation/ Vegetación dispersa	0.01	0.11	0.18	0.19	0.49
Bare soil/Suelo desnudo	0	0.01	0.05	0.41	0.47
Total	12.88	2.32	2.16	3.93	21.29

Kappa index = 0.7488, $\chi^2 = 6390.16$, g. l. = 16, $P < 0.001$; Cramer's V = 0.5527.

Índice Kappa = 0.7488, $\chi^2 = 6390.16$, g. l. = 16, $P < 0.001$; V de Cramer = 0.5527.

Table 4. Land cover and land use change matrix (ha) May 2021 - June 2020.**Cuadro 4. Matriz de cambio de cobertura y uso de suelo (ha) mayo 2021 – junio 2020.**

June/Junio 2020	May/Mayo 2021				Total
	Closed vegetation/ Vegetación cerrada	Open vegetation/ Vegetación abierta	Sparse vegetation/ Vegetación dispersa	Bare soil/ Suelo desnudo	
Closed vegetation/ Vegetación cerrada	12.42	0.46	0	0	12.88
Open vegetation/ Vegetación abierta	1.59	0.65	0.08	0	2.32
Sparse vegetation/ Vegetación dispersa	1.31	0.75	0.1	0	2.16
Bare soil/Suelo desnudo	1.22	1.67	1.02	0.02	3.93
Total	16.54	3.53	1.2	0.02	21.29

Kappa index = 0.7351, $\chi^2 = 8066.19$, g. l. = 20, $P < 0.001$; Cramer's V = 0.5963.

Índice Kappa = 0.7351, $\chi^2 = 8066.19$, g. l. = 20, $P < 0.001$; V de Cramer = 0.5963.

EUR per year (Barth & Döll, 2016). Other authors such as Gallay et al. (2021) estimate similar values (1700 EUR) for the case of forested cover; however, such estimates are based on undisturbed riparian forests. One year after dredging, the area showed signs of the onset of a successional process, where bare ground was replaced by herbaceous and shrub cover, coinciding with that reported by Stepień et al. (2019). Suganuma and Durigan (2015) estimate that a gallery forest can reach the status of a secondary forest in a period of between 40 and 70 years. In this period, the succession process may take different trajectories depending on intrinsic and extrinsic factors, so that even after the end of succession, the area may not provide the same

estudio se constató que el desazolve generó pérdida de cobertura vegetal cerrada, particularmente en el área contigua al cauce del río Pitillal. La importancia de mantener dicha vegetación es fundamental para la dinámica de los bosques de ribera, debido a que estos ayudan a mitigar la erosión y los impactos de las inundaciones, regulan la calidad del agua y mantienen la biodiversidad acuático-terrestre y sus servicios ecosistémicos asociados (Cole et al., 2020; Riis et al., 2020). Se ha documentado que las medidas contra inundaciones como el mantenimiento de bosques de ribera y reforestación en las partes altas de las cuencas proveen mayores beneficios y mejores relaciones costo-beneficio con respecto a medidas como los desazolves

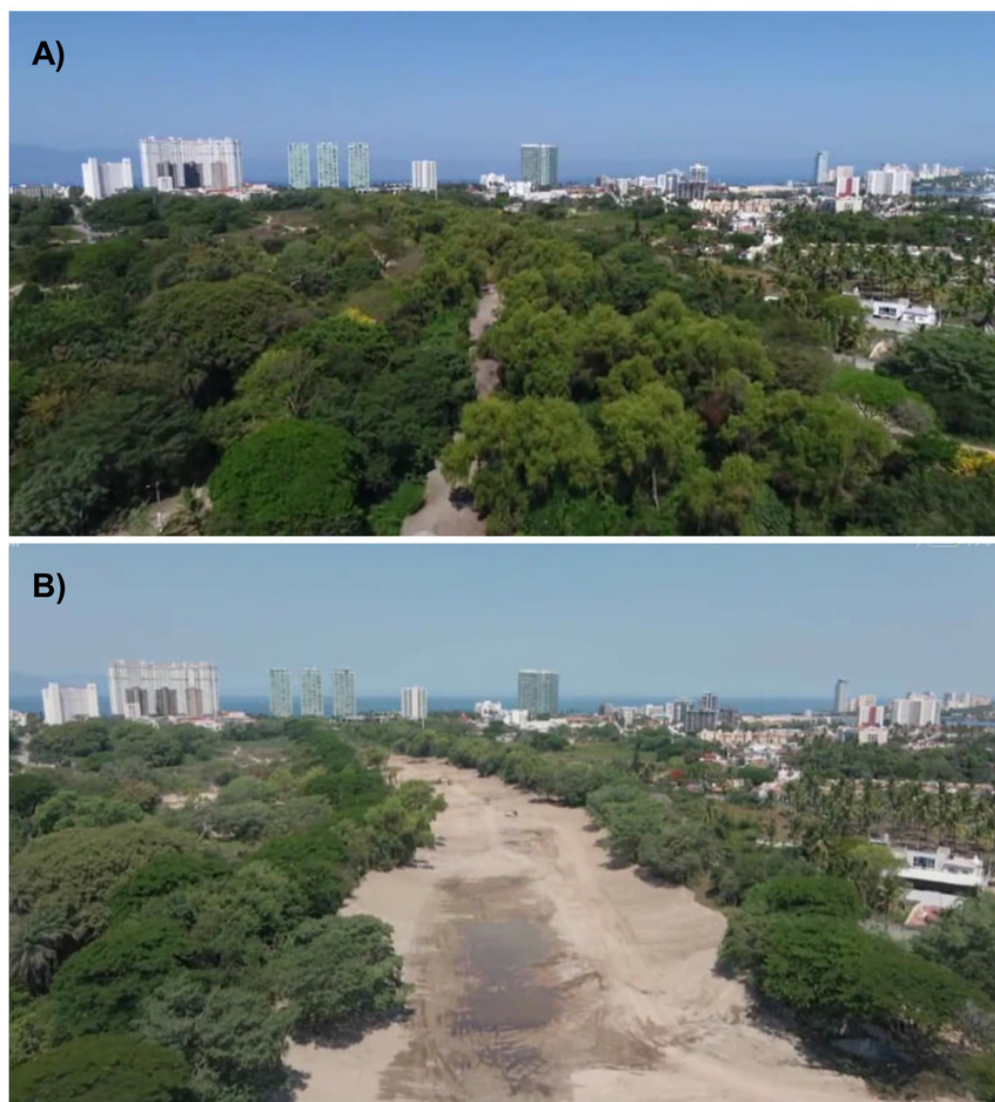


Figure 3. Panoramic view of the study area showing vegetation cover before (A) and after (B) dredging. Source: Carolina Arévalo.
Figura 3. Vista panorámica del área de estudio mostrando la cobertura vegetal previa (A) y posterior (B) al desazolve.
Fuente: Carolina Arévalo.

pre-disturbance ecosystem functions and services (Warren et al., 2016). The results of this study are a diagnosis of the impact of a deficient implementation of preventive measures against flooding, which, based on the above, could result in repercussions greater than the risk it was intended to prevent. It is important to note that, in spite of the fact that the impacts generated by dredging actions have been scientifically recorded, the government sector and some sectors of the population continue to accept this measure as a preventive alternative. According to Smith et al. (2019) this is due to an erroneous understanding of the causes that generate floods and the effects that poor urban planning has had on rivers. Therefore, conducting studies that diagnose the degradation and ecohydrological status of urban rivers is a priority for the design and implementation of specific restoration

y construcción de infraestructura (Daigneault et al., 2016). Por ejemplo, se ha estimado que 1 ha de bosque de ribera puede mitigar daños por inundaciones hasta por un valor de 1900 EUR anuales (Barth & Döll, 2016). Otros autores como Gallay et al. (2021) estiman valores similares (1700 EUR) para el caso de coberturas boscosas; sin embargo, dichas estimaciones se basan en bosques riparios no perturbados. A un año del desazolve, el área mostró indicios del inicio de un proceso de sucesión, donde el suelo desnudo fue reemplazado por coberturas de herbáceas y arbustos, coincidiendo con lo señalado por Stępień et al. (2019). Suganuma y Durigan (2015) estiman que un bosque de galería puede alcanzar el estado de un bosque secundario en un periodo de entre 40 y 70 años. Durante este periodo, el proceso de sucesión puede tomar trayectorias distintas dependiendo de

measures that mitigate the consequences of vegetation cover loss and other historical alterations (Cochero et al., 2016; Guimarães et al., 2021).

Conclusions

Dredging activities in the Pitillal River had an impact on the gallery forest, most classified as high and severe. Most of the disturbed area changed from natural vegetation cover to bare soil, sparse vegetation and open vegetation. Because of the impact caused, conservation and restoration actions are needed to protect the natural barriers that gallery forests provide in this area. Government and some sectors of the population continue to accept dredging as a preventive alternative. Therefore, it is necessary to increase interventions in terms of scientific dissemination and environmental education that promote awareness and the participation of civil society to demand efficient and sustainable solutions.

Acknowledgments

This research was supported by Project No. 266080 through the Programa de Fortalecimiento de la Investigación y el Posgrado de la Universidad de Guadalajara granted to the Laboratorio de Ecología, Paisaje y Sociedad, CUCOSTA-UdeG and by Project No. 265189 of the Program to Programa de Apoyo a la Mejora en las Condiciones de Producción de los Miembros del SNI y SNCA (PROSNI).

End of English version

References / Referencias

- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Ripple, W. J. (2020). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50, 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Arechiga, J., Esquivel, T., Camacho, A., Delgado-Rodríguez, M. R., Vargas-González, P., & Quijas, S. (2022). Diversidad florística y estructural de la vegetación riparia a lo largo de un gradiente urbano-natural del río Pitillal, Jalisco, México. *Revista U. D. C. A. Actualidad & Divulgación Científica*, 25(1), 1–14. <https://doi.org/10.31910/rudca.v25.nSupl.1.2022.2196>
- Barth, N.-C., & Döll, P. (2016). Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosystem Services*, 21, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.012>
- Brice, M. -H., Pellerin, S., & Poulin, M. (2016). Environmental filtering and spatial processes in urban riparian forests. *Journal of Vegetation Science*, 27(5), 1023–1035. <https://doi.org/10.1111/jvs.12425>

los factores intrínsecos y extrínsecos, por lo cual, incluso después del término de la sucesión, la zona puede no brindar las mismas funciones y servicios ecosistémicos previos al disturbio (Warren et al., 2016). Los resultados del presente estudio constituyen un diagnóstico del impacto de una ejecución deficiente de medidas preventivas contra inundaciones, la cual, con base en lo expuesto, podría derivar en repercusiones mayores al riesgo que buscaba prevenir. Es importante notar que, a pesar de que los impactos generados por las acciones de desazolve han sido documentados científicamente, el sector gubernamental y algunos sectores de la población continúan aceptando esta medida como una alternativa preventiva. De acuerdo con Smith et al. (2019) esto obedece a un entendimiento errado de las causas que generan las inundaciones y de los efectos que una planeación urbana deficiente ha tenido sobre los ríos. Por tanto, la realización de estudios que diagnostiquen la degradación y el estado ecológico de los ríos urbanos es prioritaria para el diseño e implementación de medidas específicas de restauración que mitiguen las consecuencias de la pérdida de cobertura vegetal y otras alteraciones históricas (Cochero et al., 2016; Guimarães et al., 2021).

Conclusiones

Las acciones de desazolve en el río Pitillal ocasionaron impactos en el bosque de galería clasificados en su mayoría como altos y severos. La mayor parte del área intervenida cambió de cobertura vegetal natural a suelo desnudo, vegetación dispersa y vegetación abierta. Debido al impacto ocasionado, son necesarias las acciones de conservación y restauración de las barreras naturales que los bosques de galería brindan en esta zona. El sector gubernamental y algunos sectores de la población continúan aceptando la medida del desazolve como una alternativa preventiva. Por ello, es necesario incrementar las intervenciones en materia de divulgación científica y educación ambiental que promuevan la concientización y la participación de la sociedad civil en la demanda de soluciones eficientes y sostenibles.

Agradecimientos

Esta investigación fue apoyada por el proyecto núm. 266080 a través del Programa de Fortalecimiento de la Investigación y el Posgrado de la Universidad de Guadalajara otorgado al Laboratorio de Ecología, Paisaje y Sociedad, CUCOSTA-UdeG y por el proyecto núm. 265189 del Programa de Apoyo a la Mejora en las Condiciones de Producción de los Miembros del SNI y SNCA (PROSNI).

Fin de la versión en español

- Canales-Gómez, E., Díaz-Gómez, R., Cervantes-Ríos, J., & Téllez-López, J. (2022). Mapeo y amenazas de los servicios ecosistémicos culturales de la pesca artesanal para el desarrollo regional en una subcuenca antropizada del occidente de México. *Revista EURE-Revista de Estudios Urbano Regionales*, 48(143), 1–16. <https://doi.org/10.7764/EURE.48.143.10>
- Cárdenas-Gómez, E. P., & Rodríguez-Bautista, J. J. (2012). La transformación urbana de Puerto Vallarta, Jalisco. *Espacios Públicos*, 15(34), 208–230. <https://www.redalyc.org/pdf/676/67623463016.pdf>
- Cartaya Ríos, S., Zurita Alfaro, S., Rodríguez Ríos, E., & Montalvo Párraga, V. (2014). Comparación de técnicas para determinar cobertura vegetal y usos de la tierra en áreas de interés ecológico, Manabí, Ecuador. *UD y la Geomática*, 9, 5–17. <https://doi.org/10.14483/23448407.7883>
- Chavez, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24(3), 459–479. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3)
- Cochoero, J., Cortelezzi, A., Tarda, A. S., & Gómez, N. (2016). An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecological Indicators*, 71, 134–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.058>
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37–46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimize ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 296, 106891. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- 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>
- Cornejo-Denman, L., Romo-Leon, J., Castellanos, A., Diaz-Caravantes, R., Moreno-Vázquez, J., & Mendez-Estrella, R. (2018). Assessing riparian vegetation condition and function in disturbed sites of the arid Northwestern Mexico. *Land*, 7(1), 13. <http://doi.org/10.3390/land7010013>
- Daigneault, A., Brown, P., & Gawith, D. (2016). Dredging versus hedging: Comparing hard infrastructure to ecosystem-based adaptation to flooding. *Ecological Economics*, 122, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.023>
- De Smith, M. J., Goodchild, M. F., & Longley, P. A. (2018). *Geospatial analysis: A comprehensive guide to principles, techniques and software tools* (6th ed.). The Winchelsea Press.
- Eastman, J. R. (2012). *IDRISI Selva. Guía para SIG y procesamiento de imágenes*. <http://www.clarklabs.org/>
- European Space Agency (ESA). (2021). *Copernicus Open Access Hub*. <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>
- Fisher, J., Mustard, J., & Vadeboncoeur, M. A. (2006). Green leaf phenology at Landsat resolution: Scaling from the field to the satellite. *Remote Sensing of Environment*, 100(2), 265–279. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.022>
- Flores-Díaz, A. C., Castillo, A., Sánchez-Matías, M., & Maass, J. M. (2014). Local values and decisions: views and constraints for riparian management in western Mexico. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 414, 6. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014017>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1995). *Forest resources assessment 1990*. Author. <https://www.fao.org/3/w0015e/w0015e00.htm>
- Fu, B., & Burgher, I. (2015). Riparian vegetation NDVI dynamics and its relationship with climate, surface water and groundwater. *Journal of Arid Environments*, 113, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.09.010>
- Gallay, I., Olah, B., Gallayová, Z., & Lepeška, T. (2021). Monetary valuation of flood protection ecosystem service based on hydrological modelling and avoided damage costs. An example from the Čierny Hron River Basin, Slovakia. *Water*, 13(2), 198. <https://doi.org/10.3390/w13020198>
- Gandhi, G. M., Parthiban, S., Thummalu, N., & Christy, A. (2015). Ndvi: Vegetation change detection using remote sensing and Gis – A case study of Vellore District. *Procedia Computer Science*, 57, 1199–1210. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.07.415>
- Gómez-Encarnación, E. (2021). Crónica histórica asociada al río Pitillal, Puerto Vallarta Jalisco. *Acta Pesquera*, 7(13), 11–16. <http://cimateuan.education/revistav2/index.php/AP/article/view/85/98>
- Grizzetti, B., Liqueste, C., Pistocchi, A., Vigiak, O., Zulian, G., Bouraoui, F., & Cardoso, A. C. (2019). Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. *Science of the Total Environment*, 671, 452–465. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.155>
- Guimarães, L. F., Teixeira, F. C., Pereira, J. N., Becker, B. R., Oliveira, A. K. B., Lima, A. F., Miguez, M. G. (2021). The challenges of urban river restoration and the proposition of a framework towards river restoration goals. *Journal of Cleaner Production*, 316, 128330. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128330>
- Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. In K. Frenzel (Ed.), *International yearbook of cartography* (vol. 7, pp. 186–190). George Phillip.
- Jeong, S. G., Mo, Y., Kim, H. G., Park, C. H., & Lee, D. K. (2016). Mapping riparian habitat using a combination of remote-sensing techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 37(5), 1069–1088. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1142685>
- Jia, K., Liang, S., Zhang, L., Wei, X., Yao, Y., & Xie, X. (2014). Forest cover classification using Landsat ETM+ data and time series MODIS NDVI data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 33, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.04.015>
- Maass, S. F., & Regil García, H. H. (2010). IDRISI como herramienta para la evaluación de Áreas Naturales Protegidas. El caso del Parque Nacional Nevado de Toluca. *Revista Geográfica de América Central*, 1, 127–149. <https://www.redalyc.org/pdf/4517/451744661005.pdf>
- Martínez-Hernández, V., González-Ruelas, M. E., Carrillo-González, F. M., & Cornejo-López, V. M. (2014). Desastres por eventos meteorológicos y su percepción social en

- Puerto Vallarta, Jalisco. *Acta Republicana*, 13(13), 61–70. <http://148.202.18.157/sitios/publicacionesite/ppperiod/republicana/pdf/ActaRep13/6.pdf>
- Montilla-Pacheco, A. d. J., & Pacheco-Gil, H. A. (2017). Comportamiento temporal y espacial del bosque ribereño en el curso bajo del río Portoviejo y la Quebrada Chilán, Provincia de Manaví, Ecuador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 21–35. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.01.02>
- Morales López, D. A. (2018). *Impactos ambientales del desarrollo urbano en las márgenes del río el Pitillal en Puerto Vallarta, Jalisco, 2014 – 2016* [Tesis de Maestría, Universidad de Guadalajara]. Repositorio Institucional de la Universidad de Guadalajara. <https://www.riudg.udg.mx/handle/20.500.12104/84499>
- Naiman, R. J., Decamps, H., & McClain, M. E. (2010). *Riparia: Ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-663315-3.X5000-X>
- Osaragi, T. (2002). *Classification methods for spatial data representation*. <https://discovery.ucl.ac.uk/id/eprint/254/1/Paper40.pdf>
- Pandey, S., Kumari, T., Verma, P., Singh, R., & Raghubanshi, A. S. (2022). Impact of anthropogenic stresses on riparian ecosystem and their management perspectives. In S. Madhav, S. Kanhaiya, A. Srivastav, V. Singh, & P. Singh (Eds.), *Ecological significance of river ecosystems* (pp. 299–324). Elsevier.
- Pérez-Rubio, I., Flores, D., Vargas, C., Mende, A., & Jiménez, F. (2021). Análisis comparativo de susceptibilidad de erosión y evaluación de incertidumbre en la subcuenca del Río Claro, Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, 55(1), 271–293. <http://doi.org/10.15359/rca.55-1.13>
- Pontius, R. G., Shusas, E., & McEachern, M. (2004). Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2), 251–268. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>
- Quantum GIS Development Team. (2016). *Quantum GIS Geographic Information System* (version 2.10.1) [software]. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., & Dufour, S. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, 70(6), 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Rouse, J. W., & Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1973). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Type II report for the period April 1973–September 1973*. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19730017588>
- Smith, W. S., Da Silva, F. L., & Biagioni, R. C. (2019). River dredging: when the public power ignores the causes, biodiversity and science. *Ambiente & Sociedade*, 22, e00571. <http://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0057r1vu1911ao>
- Stępień, E., Zawal, A., Buczyński, P., Buczyńska, E., & Szenejko, M. (2019). Effects of dredging on the vegetation in a small lowland river. *PeerJ*, 7, e6282. <https://doi.org/10.7717/peerj.6282>
- Suganuma, M. S., & Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, 23(3), 238–251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- Van Looy, K., Tormos, T., Souchon, Y., & Gilvear, D. (2017). Analyzing riparian zone ecosystem services bundles to instruct river management. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1), 330–341. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1365773>
- Warren, D. R., Keeton, W. S., Kiffney, P. M., Kaylor, M. J., Bechtold, H. A., & Magee, J. (2016). Changing forests – changing streams: riparian forest stand development and ecosystem function in temperate headwaters. *Ecosphere*, 7(8), e01435. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1435>
- Weiss, J. L., Gutzler, D. S., Coonrod, J. E. A., & Dahm, C. N. (2004). Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58(2), 249–272. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2003.07.001>
- Xiao, X., Zhang, Q., Saleska, S., Hutyrá, L., De Camargo, P., Wofsy, S., & Moore III, B. (2005). Satellite-based modeling of gross primary production in a seasonally moist tropical evergreen forest. *Remote Sensing of Environment*, 94(1), 105–122. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.08.015>
- Yang, X. (2007). Integrated use of remote sensing and geographic information systems in riparian vegetation delineation and mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 28(2), 353–370. <https://doi.org/10.1080/01431160600726763>